TEXTE
97/2019

Anwendung des Bewertungskonzepts für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen

Abschlussbericht

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 97/2019

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3713 83 254
UBA-FB 002669

Anwendung des Bewertungskonzepts für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen

Abschlussbericht

von

Prof. Dr. rer. nat. habil. Winfried Schröder, M.A., Dr.-Ing. Stefan Nickel
Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Institut für Umweltwissenschaften,
Universität Vechta

Dr. rer. nat. Martin Jenssen, Prof. Dr. rer. silv. habil. Gerhard Hofmann
Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH (W.I.E.)

Dr.-Ing. habil. Angela Schlutow unter Mitarbeit von Dr. sc. Hans-Dieter Nagel
ÖKO-DATA Ahrensfelde, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und
Umweltdatenmanagement mbH

Prof. Dr. Benjamin Burkhard, Claudia Dworczyk M.A.
Leibniz Universität Hannover, Institut für Physische Geographie und
Landschaftsökologie

Dir. u. Prof. Dr. Peter Elsasser, Dr. Martin Lorenz
Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie

Dr. Jürgen Meyerhoff
Technische Universität Berlin, Institut für Landschaftsarchitektur und
Umweltplanung, FG Landschaftsökonomie

Dipl.-Volksw. Priska Weller, Dr. Kerstin Altenbrunn
Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Zitieren als: Schröder, W., Nickel, S., Jenssen, M., Hofmann, G., Schlutow, A., Nagel, H.-D., Burkhard, B., Dworczyk, C., Elsasser, P., Lorenz, M., Meyerhoff, J., Weller, P., Altenbrunn, K. (2017): Anwendung des Bewertungskonzepts für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen. Abschlussbericht Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3713 83 254. Dessau, Vechta.

Impressum

Herausgeber:
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

/umweltbundesamt.de
/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:
Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Institut für Umweltwissenschaften,
Universität Vechta
PF 1553
49364 Vechta

Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH (W.I.E.)
Hohensaatener Dorfstraße 27
16259 Bad Freienwalde

ÖKO-DATA, Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement /
IBE GmbH
Lessingstraße 16
16356 Ahrensfelde

Leibniz Universität Hannover, Institut für Physische Geographie und
Landschaftsökologie
Schneiderberg 50
30167 Hannover

Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg-Bergedorf

Technische Universität Berlin, Institut für Landschaftsarchitektur und
Umweltplanung, FG Landschaftsökonomie
Straße des 17. Juni 145
10623 Berlin

Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg-Bergedorf

Abschlussdatum:
Oktober 2017

Redaktion:
Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Gudrun Schütze

Publikationen als pdf:
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2019

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Klimawandel und atmosphärische Stickstoffeinträge können die Integrität von Ökosystemen, d.h. deren prägende Strukturen und Funktionen verändern und dadurch auch deren Nutzen für Menschen einschränken. In dem Vorgängerprojekt FKZ 3710 83 214 (UFOPLAN 2010) wurden Grundlagen für ein ökologisches, räumlich explizites und bundesweit anwendbares Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität erarbeitet (Jenssen et al. 2013). Hieran anknüpfend zielte die vorliegende Studie darauf ab, die wissenschaftlichen Grundlagen des Bewertungskonzeptes weiter zu vertiefen und zu einem praxistauglichen integrierten Bewertungssystem für Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen auszubauen. Hierzu wurden weitere Referenzzustände für nun insgesamt 60 Wald- und Forstökosystemtypen beschrieben, die Ergänzung ausgewählter Referenzzustände um Indikatoren für den Zustand der Bodenbiozönose geprüft und die Zeigerwertmodelle für die Quantifizierung von Oberbodenparametern erweitert und validiert. Anhand von 105 Vegetationsaufnahmen aus dem Nationalpark Kellerwald-Edersee wurden darauf hin Ökosystemtypen und Oberbodenparameter bestimmt sowie an 15 repräsentativen Standorten in Deutschland Oberbodenparameter mit dem Stofflussmodell VSD modelliert. Ein in fuzzy-regelbasiertes Modell zur räumlich-zeitlichen Abschätzung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) wurde entwickelt und auf der Bundes- bzw. regionalen Ebene erprobt. Die im Vorgängerprojekt erstellte Karte der ANOEST Deutschlands (1:500.000) wurde mitttels empirisch-statistischer Verfahren validiert. Die Methode zur Einstufung der Ökosystemintegrität wurde weiter ausgebaut bzw. standort- und flächenbezogen erprobt. Verknüpfungsmöglichkeiten mit anderen Klassifikationssystemen (hier die Lebensraumtypen nach der FFH-Richtlinie) wurden aufgezeigt. Des Weiteren erfolgte eine Machbarkeitsstudie zur Verknüpfung von Zustandsinformationen zu Waldökosystemen und deren Bereitstellung von Ökosystemleistungen (Matrixansatz).

Abstract

Structures and functions of ecosystems and, subsequently, their services to human societies may be influenced by climate change and atmospheric deposition. In the preceding project FKZ 3710 83 214 (UFOPLAN 2010), a spatially explicit evaluation system was developed enabling the evaluation of ecosystems´ integrity (Jenssen et al., 2013). The present study aimed at deepening the methodology and developing it into a practical system for assessing and mapping ecosystem integrity and services. The reference status for a total of 60 forest ecosystem types has been described, indicators of soil biocoenoses have been supplemented and the indicator models for quantifying soil parameters have been extended and validated. 105 vegetation samplings were taken to determine ecosystem types and soil parameters in the Kellerwald National Park. Soil parameters were modeled at 15 representative sites in Germany by use of the VSD model. A fuzzy rule-based model for spatio-temporal estimations of ecological soil moisture according to Hofmann (2002) was developed and tested at the federal and regional level. The map of the ANOEST in Germany (1: 500,000, Jenssen et al., 2013) was validated by means of empirical-statistical methods. The method for the assessing of ecosystem integrity has been enhanced and tested at the site and regional level. Possibilities for linking forest ecosystem types with habitat types according to the FFH directive have been shown. Furthermore, a feasibility study was conducted to link information on conditions of forest ecosystems and the provision of ecosystem services (matrix approach).

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis IX
Tabellenverzeichnis XV
Abkürzungsverzeichnis XXI
Zusammenfassung 1
Summary 8
1 Ausgangslage und Hintergrund 14
2 Projektziele und -aufgaben 15
3 Erarbeitung von Referenzzuständen wichtiger Wald- und Forstökosystemtypen 18
4 Ergänzung ausgewählter Referenzzustände um Indikatoren für den Zustand der Bodenbiozönose 20
4.1 Hintergrund und Ziel der Untersuchungen 20
4.2 Material und Methoden 20
4.3 Ergebnisse 21
4.4 Diskussion der Ergebnisse 22
5 Validierung und Erweiterung des W.I.E.-Zeigerwertmodells 22
6 Dynamische Modellierung von Bodenparametern an repräsentativen Standorten 30
6.1 Modellregionen und Modellstandorte 30
6.2 Material und Methoden 37
6.3 Ergebnisse 47
6.3.1 Level II-Standort 606 48
6.3.2 Level II-Standort 608 50
6.3.3 Level II-Standort 911 52
6.3.4 Level II-Standort 1202 54
6.3.5 Intensiv-Monitoring-Standort Neuglobsow Mischwald 56
6.3.6 BÜK1000N-Referenzfläche 336131 58
6.3.7 BÜK1000N-Referenzfläche 344231 60
6.3.8 BÜK1000N-Referenzfläche 351931 63
6.3.9 Level II-Standort 1405 65
6.3.10 Level II-Standort 1602 67
6.3.11 Level II-Standort 1605 69
6.3.12 Level II-Standort 1609 71
6.3.13 Standort W.I.E. Biesenthal 73
6.3.14 Standort W.I.E. Kahlenberg 75
6.3.15 Standort W.I.E. Peitz 77

6.4 Diskussion der Ergebnisse 78
6.4.1 Unsicherheiten 78
6.4.2 Sensitivitätsanalyse 79
6.5 Schlussfolgerungen und Ausblick 87
7 Quantifizierung von Oberbodenparametern und Bestimmung des Ökosystemtyps aus den Vegetationsstrukturen 89
7.1 Material und Methoden 89
7.2 Ergebnisse 91
7.3 Diskussion der Ergebnisse 94
7.4 Schlussfolgerungen 97
8 Regionalisierung der Ökosystemtypen 97
8.1 Qualitätsprüfung der Karte der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen Deutschlands 97
8.1.1 Positionsgenauigkeit 98
8.1.2 Thematische Genauigkeit 99
8.2 Kartierung der Ökosystemtypen im regionalen Maßstab 101
9 Methodische Erweiterungen zum Indikator Bodenfeuchte 105
9.1 Bodenwasserhaushalt 105
9.2 Regelbasierte Kartierung der bodenkundlichen Feuchtestufe 106
9.3 Parallelisierung der bodenkundlichen und ökologischen Feuchtestufen 108
9.4 Fuzzy-regelbasierte Modellierung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann 109
9.4.1 Fuzzy-Theorie 109
9.4.2 Entwicklung des Fuzzy-Bodenfeuchtemodells 111
9.4.3 Integration des Bodenfeuchtemodells in ein Geoinformationssystem 116
9.4.4 Modellanwendung und -validierung 117
9.5 Diskussion und Schlussfolgerungen 124
10 Methode zur Einstufung der Ökosystemintegrität 125
10.1 Grundlagen des Verfahrens 125
10.2 Anwendung des Verfahrens auf die Ergebnisse der standortspezifischen Modellierung bodenchemischer Eigenschaften mit VSD 130
10.2.1 Level II-Standort 606 130
10.2.2 Level II-Standort 608 131
10.2.3 Level II-Standort 911 131
10.2.4 Level II-Standort 1202 132
10.2.5 Intensiv-Monitoring-Standort Neuglobsow Mischwald 132

10.2.6 BÜK1000N-Referenzfläche 336131 132
10.2.7 BÜK1000N-Referenzfläche 344231 133
10.2.8 BÜK1000N-Referenzfläche 351931 133
10.2.9 Level II-Standort 1405 133
10.2.10 Level II-Standort 1602 134
10.2.11 Level II-Standort 1605 134
10.2.12 Level II-Standort 1609 134
10.2.13 Standort W.I.E. Biesenthal 135
10.2.14 Standort W.I.E. Kahlenberg 135
10.2.15 Standort W.I.E. Peitz 135
10.2.16 Ergebnisübersicht und Diskussion 136
11 Flächenbezogene Einstufungen der Ökosystemintegrität 140
11.1 Material und Methoden 140
11.2 Ergebnisse und Diskussion 143
12 Verknüpfung der Methodik mit dem Monitoring von Lebensraumtypen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 149
12.1 Prädiktive Kartierung klimawandelbedingter Veränderungen von FFH-Lebensraumtypen 149
12.2 Modellierung von Ökosystemzuständen an ausgewählten Standorten des FFH-Monitorings 153
13 Machbarkeitsstudie zur Verknüpfung von Zustandsinformationen zu Waldökosystemen und deren Bereitstellung von Ökosystemleistungen (Matrixansatz) 158
13.1 Einleitung 158
13.2 Harmonisierung von Begriffen zum Thema Ökosystemleistungen 161
13.2.1 Vergleich von Begriffen und ihrer Definition 162
13.2.1.1 Biodiversität 162
13.2.1.2 Ökosystem 163
13.2.1.3 Ökosystemfunktionen, Ökosystemprozesse, Ökosystemstrukturen 165
13.2.1.4 Ökosystemfunktionen 166
13.2.1.5 Ökosystemprozesse 167
13.2.1.6 Ökosystemstruktur 167
13.2.1.7 Ökosystemintegrität 168
13.2.1.8 Ökosystemleistungen 169
13.2.1.9 Zustandsindikatoren 171
13.2.1.10 Ökosystemtyp 171
13.2.1.11 Ökosystemzustand 171
13.2.1.12 Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST) 172

13.2.1.13 Aktueller Naturnaher Ökosystemtyp (ANOEST) 173
13.2.1.14 Referenzzustand 173
13.2.1.15 Ökosystemleistungspotenzial 174
13.2.2 Zusammenführung der Definitionen (Glossar) 174
13.3 Gruppierung der Ökosystemtypen (ANOEST) 177
13.3.1 Ziel 177
13.3.2 Methodik 178
13.3.2.1 Händische Gruppierung 179
13.3.2.2 Statistische Überprüfung der Gruppierung 186
13.3.3 Ergebnisse 189
13.3.3.1 Händische Gruppierung (expert judgement) 189
13.3.3.2 Statistische Überprüfung der Gruppierung 195
13.3.3.3 Vergleich der Ergebnisse der händischen mit der statistischen Clusterung und Schlussfolgerungen 198
13.4 Verknüpfung von ANOEST-Referenzzuständen mit Ökosystemleistungen 198
13.4.1 Ziel 198
13.4.2 Lebensraumfunktion 200
13.4.2.1 Möglichkeiten und Ziele der Bewertung der Lebensraumfunktion durch Verknüpfung mit Zustandsinformationen zu Waldökosystemen 200
13.4.2.2 Kriterien zur Bewertung der Lebensraumfunktion 201
13.4.2.3 Zusammenführung der Einzelparameterbewertungen zur Gesamtbewertung des Leistungspotenzials der ANOEST als Lebensraum 205
13.4.2.4 Ergebnisse der ANOEST-Bewertung und Vergleich 206
13.4.2.5 Datengrundlagen für die deutschlandweite Bewertung der Lebensraumfunktion 207
13.4.2.6 Test der Umsetzbarkeit 211
13.4.2.7 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die notwendige Erweiterung/Verfeinerung des Datenbestandes 221
13.4.3 Kohlenstoff-Speicherfunktion 222
13.4.3.1 Möglichkeiten und Ziele der Bewertung der Kohlenstoff-Speicherfunktion durch Verknüpfung mit Zustandsinformationen zu Waldökosystemen 222
13.4.3.2 Kriterien zur Bewertung der Leistungspotenziale der ANOEST-Klassen 222
13.4.3.3 Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Kohlenstoffspeicherungsspotenziale der ANOEST 226
13.4.3.4 Ergebnisse der ANOEST-Bewertung und Vergleich 227
13.4.3.5 Datengrundlagen für die deutschlandweite Bewertung der Kohlenstoffspeicherfunktion der Wälder 228
13.4.3.6 Test der Umsetzbarkeit 232

13.4.3.7 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die notwendige Erweiterung/Verbesserung des Datenbestandes 239

13.4.4 Oberirdische Biomasse-Primärproduktion 240

13.4.4.1 Möglichkeiten der deutschlandweiten Bewertung der oberirdischen Biomasse-Primärproduktivität durch Verknüpfung mit Zustandsinformationen zu Waldökosystemen 240

13.4.4.2 Kriterien zur Bewertung der Nettoprimärproduktivität der ANOEST 240

13.4.4.3 Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST zur Biomasse-Primärproduktion 248

13.4.4.4 Ergebnisse der ANOEST-Bewertung und Vergleich 249

13.4.4.5 Datengrundlagen für die deutschlandweite Bewertung der oberirdischen Biomasse-Primärproduktion 251

13.4.4.6 Test der Umsetzbarkeit 253

13.4.4.7 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die notwendige Erweiterung / Verbesserung des Datenbestandes 260

13.5 Diskussion 261

13.5.1 Synthese der Ergebnisse 261

13.5.2 Vergleich der Ergebnisse mit Expertenbefragungen 265

13.5.3 Vergleich der ANOEST-Datenbank auf räumlicher Ebene 269

13.6 Synergien mit ReWaLe 275

13.7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen für die Machbarkeit der Bewertung von Ökosystemleistungen 276

14 Ausblick 279

14.1 Hintergrund 279

14.2 Forschungsaufgaben für die Fortführung der bisherigen Studien 279

15 Quellenverzeichnis 283

Anhangsverzeichnis 293

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Häufigkeitsverteilung der 1328 Oberboden-C/N-Messwerte 25

Abbildung 2: Q-Q-Plot der 1328 Oberboden-C/N-Messwerte über den bei Normalverteilung angenommenen Werten der inversen Standardnormalverteilung 26

Abbildung 3: Häufigkeitsverteilung der 1328 mittleren N-Zeigerwerte 26

Abbildung 4: Q-Q-Plot der 1328 mittleren N-Zeigerwerte NZm über den bei Normalverteilung angenommenen Werten der inversen Standardnormalverteilung 27

Abbildung 5: Gemessene C/N-Oberbodenverhältnisse dargestellt über den aus der Pflanzenartenzusammensetzung berechneten mittleren N-Zeigerwerten NZm. 27

Abbildung 6: Lage der 5 Modellregionen und 15 Modellstandorte 32

Abbildung 7: Standort 606 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 48

Abbildung 8: Standort 608 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 50

Abbildung 9: Standort 911 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 52

Abbildung 10: Standort 1202 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts); 54

Abbildung 11: Standort Neuglobsow nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)....57

Abbildung 12: BÜK1000N-Referenzfläche 336131 mit folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)....59

Abbildung 13: BÜK1000N-Referenzfläche 344231 mit folgenden Szenarien ab 2010: B1+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); B1+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); A2+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); A2+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 61

Abbildung 14: BÜK1000N-Referenzfläche 351931 mit folgenden Szenarien ab 2010: Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (links); Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (rechts)....63

Abbildung 15: Standort 1405 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 65

Abbildung 16: Standort 1602 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 67

Abbildung 17: Standort 1605 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts);

RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 69

Abbildung 18: Standort 1609 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts) 71

Abbildung 19: Standort W.I.E. Biesenthal nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)....73

Abbildung 20: Standort W.I.E. Kahlenberg nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)....75

Abbildung 21: Standort W.I.E. Peitz nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)....77

Abbildung 22: Standort 606 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters Cpool_0 80

Abbildung 23: Standort 608 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters Cpool_0 80

Abbildung 24: Standort 911 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters Cpool_0 81

Abbildung 25: Standort 606 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters CNrat_0 82

Abbildung 26: Standort 608 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters CNrat_0 82

Abbildung 27: Standort 911 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters CNrat_0 83

Abbildung 28: Standort 606 – Sensitivität des pH-Wertes (links) und des Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnisses (rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters bsat_0 84

Abbildung 29: Standort 608 – Sensitivität des pH-Wertes (links) und des Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnisses (rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters bsat_0 84

Abbildung 30: Standort 911 – Sensitivität des pH-Wertes (links) und des Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnisses (rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters bsat_0 85

Abbildung 31: Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps aus vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaßen sowie aus Zeigerwerten der Vegetation 91

Abbildung 32: Übereinstimmung bzw. Abweichung des mithilfe verschiedener vegetationsstruktureller Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße ermittelten Ökosystemtyps mit dem wahrscheinlichsten Ökosystemtyp 92

Abbildung 33: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten Wasserhaushaltsstufen von der Wasserhaushaltsstufe des Ökosystemtyps 92

Abbildung 34: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten Stoffhaushaltsstufen von der Stoffhaushaltsstufe des Ökosystemtyps 93

Abbildung 35: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten pH-Werte (1/n KCl) des Oberbodens von der Haushaltsstufe des Ökosystemtyps. 94

Abbildung 36: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten pH-Werte (1/n KCl) des Oberbodens von der dem Zeigerwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden entsprechenden Haushaltsstufe. 94

Abbildung 37: Histogramm und QQ-Plot zu den gemessenen Abweichungen zwischen ATKIS-DLM- und ANOEST-Geometrien (n = 395) 99

Abbildung 38: Ablaufschema zur mittelmaßstäbigen Kartierung der OEST im Nationalpark „Kellerwald-Edersee“ 102

Abbildung 39: Prinzipskizze eines fuzzy-regelbasierten Systems (nach Lippe 2006 , verändert) 110

Abbildung 40: Fuzzifizierung von Input-Variablen im FRBS-Bodenfeuchte am Beispiel von 8 Fuzzy-Sets 112

Abbildung 41: Defuzzifizierung von 3 Ausgabe-Fuzzy-Sets und Transformation der Feuchtestufen nach Benzler et al. (1987) in Feuchtekennzahlen nach Hofmann (2002) 114

Abbildung 42: 3D-Kennfeld zur Darstellung des Inferenzprozesses im FRBS-Bodenfeuchte 115

Abbildung 43: Analyse des simulierten Systemverhaltens im FRBS-Bodenfeuchte (4 Modellläufe) 115

Abbildung 44: Funktionelle Erweiterung für ArcGIS 10.2 zur Berechnung der Feuchtekennzahl nach Hofmann 116

Abbildung 45: Trends der mittleren Feuchtekennzahlen nach Hofmann (Zeiträume 1961-90, 1991-2010, 2011-40 und 2041-70) in Deutschland 119

Abbildung 46: Räumliche Verteilung der Veränderungen der modellierten Feuchtekennzahlen nach Hofmann zwischen den Zeiträumen 1961-90 und 2041-70 in Deutschland 120

Abbildung 47: Trends der mittleren Feuchtekennzahlen nach Hofmann (Zeiträume 1961-90, 1991-2010, 2011-40 und 2041-70) im Nationalpark "Kellerwald-Edersee" (1990-2070) 121

Abbildung 48: Räumliche Verteilung der Veränderungen der modellierten Feuchtekennzahlen nach Hofmann zwischen den Zeiträumen 1961-90 und 2041-70 im Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee“ 122

Abbildung 49: Regressionsmodelle für die Zusammenhänge zwischen modellierter Feuchtekennzahl nach Hofmann (1991-2010) und entsprechender Zeigerwertberechnungen vor Anpassung (links) und nach Anpassung (rechts) der Modellresultate an die Zeigerwertberechnungen 124

Abbildung 50: Grundschema zur Einstufung der Ökosystemintegrität 126

Abbildung 51: Funktionelle Erweiterung für ArcGIS 10.2 zur Einstufung der Abweichungen vom Referenzzustand 142

Abbildung 52: Zeitliche Trends der Abweichungen des Indikators Feuchtekennzahl vom Referenzzustand für 5 Ökosystemtypen im Nationalpark Kellerwald-Edersee 147

Abbildung 53: Raumklassen der Wald- und Forstökosystemtypen und deren Lage- und Größenveränderungen bis zum Jahr 2070 150

Abbildung 54: Kartierung klimawandelbedingter Veränderungsdispositionen ausgewählter FFH-Lebensraumtypen bis zum Jahr 2070 152

Abbildung 55: Schematische Darstellung der Matrix-Methode (verändert nach Burkhard et al. 2009, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015) 160

Abbildung 56: Ablaufschema der Clusterung von ANOEST und Methodenvergleich Händische Gruppierung (expert judgement) mit statischen Clusterverfahren 178

Abbildung 57: Bewertungsmöglichkeiten von Ökosystemleistungen (nach Burkhard et al. 2014) 184

Abbildung 58: Lokales Minimum, Anzahl der Klassen K = 20 – 69 196

Abbildung 59: Unähnlichkeitsabstand für K = 20 - 78 196

Abbildung 60: Clusterung mit dem WARD-Verfahren; Dendogramm der Cluster nach Leistungs-Potenzialen, K=69 197

Abbildung 61: Flussdiagramm für die Bewertung von Leistungspotenzialen und die Umsetzung der Ergebnisse 199

Abbildung 62: Vergleich der Bewertung der Leistungspotenziale der ANOEST als Lebensraum entsprechend Kapitel 3 vs. Anhang A6.9 (n=125 gepaart) 207

Abbildung 63: Anzahl der diagnostischen Referenz-Arten, ermittelt auf Basis einer boden- und klimaspezifischen Zuordnung der potenziell natürlichen Waldvegetation 208

Abbildung 64: Räumliche Darstellung der ausgewählten Untersuchungsgebiete 212

Abbildung 65: Räumliche Verteilung der deutschlandweiten Bewertung der Leistungspotenziale der Wald-ANOEST-Gruppen als Lebensraum 215

Abbildung 66: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ 217

Abbildung 67: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion; Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee) 220

Abbildung 68: Vergleich der Bewertung der Kohlenstoffspeicherfunktion entsprechend Kapitel 3 vs. Anhang A6.10 (n=60 gepaart) 228

Abbildung 69: Klimadaten im langjährigen Mittel (DWD 2012) 232

Abbildung 70: Räumliche Verteilung des deutschlandweiten Kohlenstoffspeicherpotenzials der Wald-ANOEST-Gruppen....234

Abbildung 71: Räumliche Verteilung des Potenzials für die Kohlenstoffspeicherfunktion in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“....236

Abbildung 72: Räumliche Verteilung des Potenzials für die Kohlenstoffspeicherfunktion: Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)....238

Abbildung 73: Vergleich der Bewertung der Biomasseprimärproduktivität entsprechend Kapitel 3 vs. Anhang A6.10 (n=60 gepaart) 250

Abbildung 74: Pflanzengeographische Klimabereiche (Nomenklatur der Klimabereiche nach BRG 2014a, Abgrenzung der Klimabereiche aggregiert auf Basis nach BMVBS 2013, Nummerncodes entsprechen Tabelle 92) 252

Abbildung 75: Schätzung der Biomasseprimärproduktivität der ANOESTauf Basis von baumarten-, boden- und klimaspezifischen Bewertungskriterien 253

Abbildung 76: Räumliche Verteilung des deutschlandweiten Potenzials der Wald-ANOEST-Gruppen für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion....255

Abbildung 77: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Biomasseprimär-Produktion in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ 257

Abbildung 78: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Biomasseprimär-Produktion; Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee) 259

Abbildung 79: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe "Subozeanisches, sehr nasses, armes organisches Hochmoor"; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5) 262

Abbildung 80: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe "subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst“; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5) 263

Abbildung 81: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe „Subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald“; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5) 264

Abbildung 82: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe "subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst“; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5) 264

Abbildung 83: Matrix aus der Expertenbefragung (Burkhard et al. 2009: S. 6); Legende: 0 (keine bedeutende Kapazität) - 5 (sehr hohe Kapazität); Umrandungen weisen auf die in der Machbarkeitsstudie untersuchten ÖSL und die drei relevanten Wald-Landnutzungskategorien hin. 266

Abbildung 84: Oben links: Räumliche Darstellung der verbal-argumentativen Bewertung der Lebensraumfunktion aus dem ANOEST-Attribut-Datensatz. Oben rechts: Räumliche Darstellung der Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz. Unten links: Räumlicher Vergleich der Bewertungen aus dem Matrix-Ansatz mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz 272

Abbildung 85: Oben links: Räumliche Darstellung des organischen Kohlenstoffgehaltes im Bodenprofil bis 80 cm Tiefe aus dem ANOEST-Attribut-Datensatz (für 60 beschriebene ANOEST). Oben rechts: Räumliche Darstellung der Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz. Unten links: Räumlicher Vergleich der Bewertungen aus dem Matrix-Ansatz mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz 273

Abbildung 86: Oben links: Räumliche Darstellung der jährlichen Zuwachsrate von Baumholz zum Zeitpunkt der Kulmination (jZR) aus dem ANOEST-Attribut-Datensatz (für 60 beschriebene ANOEST). Oben rechts: Räumliche Darstellung der Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz. Unten links: Räumlicher Vergleich der Bewertungen aus dem Matrix-Ansatz mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz 274

Abbildung 87: Räumliche Übereinstimmung der ANOEST-Klassifikation nach unterschiedlicher räumlicher Datengrundlage 275

Abbildung 88: MAES-Bewertungsrahmen. Vereinfachtes Schema nach Maes et al. (2014) aus Grunewald et al. (2015). 277

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zuordnung von Beobachtungen zu Ökosystemtypen(-gruppen) 21

Tabelle 2: Zuordung der zu bewertenden Untersuchungsflächen zu N-Verfügbarkeitsstufen 23

Tabelle 3: Kennwerte der Stoffkreislauftypen (dritte ökologische Koordinate im Ökosystemtypencode, Jenssen et al. 2013): Humusform, C/N-Verhältnisse im Oberboden und N-Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (2001) 28

Tabelle 4: Zuordnung der N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1 (2008) und der C/N-Oberbodenwerte zu den Stoffkreislauftypen der Referenzzustände für naturnahe Wald- und Forstökosysteme nach Jenssen et al. (2013) 29

Tabelle 5: Länge der Hauptwurzeltracht nach Köstler et al. (1968) und die Wurzeltracht abschneidende nicht durchwurzelbare Horizonte (aus Nagel et al. 2008, ergänzt und aktualisiert) 38

Tabelle 6: Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq m^{-3}]$^{-1/2}$ (De Vries und Posch 2003) 41

Tabelle 7: Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate (entsprechend Legenden zur BÜK1000N) zu den Substratklassen 41

Tabelle 8: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (Quelle: Eurosoil 1999) 43

Tabelle 9: Mittlere Ton- Schluff- und Sandgehalte der Bodenarten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden, S. 142, Abbildung 17), daraus abgeleitet die Texturklasse entsprechend (CLRTAP 2004, Tabelle 5.12) 43

Tabelle 10: Matrix zur Bestimmung der Verwitterungsklasse 44

Tabelle 11: Netto-Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990) 46

Tabelle 12: Erläuterung zum Aufbau der folgenden Graphiken mit den Modellergebnissen 47

Tabelle 13: Pearson-Korrelationskoeffizienten für die Abhängigkeit von Basensättigung (BS), pH-Wert (pH) und C/N-Verhältnis (CN) von Temperatur (T) und Sickerwasserrate (PS) 87

Tabelle 14: Quantitative Qualitätsmerkmale (nach DIN EN ISO 19113, DDGI 2007) und verwendete Methoden 98

Tabelle 15: Im Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee“ kartierte Ökosystemtypen (Zeitraum 1991-2010) 104

Tabelle 16: Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen für die Ermittlung der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) 107

Tabelle 17: Parallelisierung der Feuchtestufen nach Benzler et al. (1987) und Hofmann (2002) 108

Tabelle 18: Auszug aus der standortkundlichen Regelbasis (12 von 7407 Regeln) zur Schätzung der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) 113

Tabelle 19: Übersicht über die verwendeten Eingangsdaten für das fuzzy-regelbasierte Modell zur Abschätzung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) 117

Tabelle 20: Übersicht der auf zwei Expertenvoten beruhenden Einschätzungen an 15 Modellstandorten zu künftig möglichen Ökosystementwicklungen bis 2070 138

Tabelle 21: Indikatorenspezifische Mindestprobenzahlen (MPZ) und tatsächliche Stichprobengrößen (n) nach Ökosystemtypen, 85 Standorte, Nationalpark Kellerwald-Edersee 143

Tabelle 22: Verteilungskennwerte von 6 Indikatoren und 5 Ökosystemtypen im Nationalpark Kellerwald-Edersee 145

Tabelle 23: Abweichungs- und Veränderungsstufen der Ökosystemintegrität für 5 Ökosystemtypen anhand von 6 Indikatoren und 3 Funktionen 70 Standorten im Nationalpark Kellerwald-Edersee 146

Tabelle 24: Flächenbilanz der Veränderungen der Abweichungsstufen [ha] beim Indikator Bodenfeuchte zwischen 1991-2010 und 2011-2040 bzw. 1991-2010 und 2011-2040, Nationalpark Kellerwald-Edersee 147

Tabelle 25: Klimawandelbedingte Veränderungen der Flächenanteile (%) ausgewählter Wald- und Forstökosystemtypen-Gruppen 151

Tabelle 26: Gegenüber atmosphärischen Stickstoffeinträgen besonders empfindliche Wald-LRT und zugeordnete Ökosystemtypen nach Jenssen et al. (2013) 153

Tabelle 27: Gegenüber Klimawandel besonders empfindliche FFH-Waldlebensraumtypen und zugeordnete Ökosystemtypen nach Jenssen et al. (2013) 154

Tabelle 28: Ausgewählte Ökosystemfunktionen und zugeordnete Indikatoren nach Jenssen et al. (2013) und deren Eignung für die Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Waldlebensraumtypen angesichts von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen 156

Tabelle 29: Definitionen zur "Biodiversität" 162

Tabelle 30: Gesammelte Begriffsdefinitionen "Ökosystem" 163

Tabelle 31: Definitionen "Ökosystemfunktionen" 166

Tabelle 32: Definitionen "Ökosystemprozesse" 167

Tabelle 33: Definitionen "Ökosystemstruktur" 167

Tabelle 34: Definitionen "Ökosystemintegrität" 168

Tabelle 35: Definitionen "Ökosystemleistungen" 169

Tabelle 36: Definitionen "Zustandsindikatoren" 171

Tabelle 37: Definition "Ökosystemtyp" 171

Tabelle 38: Definitionen "Ökosystemzustand" 171

Tabelle 39: Definition "Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST)" 172

Tabelle 40: Definition "Aktueller naturnaher Ökosystemtyp (ANOEST)" 173

Tabelle 41: Definition „Referenzzustand“ 173

Tabelle 42: Definition "Ökosystemleistungspotenzial" 174

Tabelle 43: Untersuchungsziele und Forschungsfragen 177

Tabelle 44: Zusammenfassung der Klimazonen auf Basis von Jahresmitteltemperatur und Jahressumme des Niederschlags zu Klimagebieten (nach BMVBS 2013 und BGR 2014a) anhand der Verteilung der Hauptbaumarten in Deutschland 179

Tabelle 45: Zusammenfassung der Feuchtestufen auf Basis des volumetrischen Wassergehaltes in Anlehnung an die Forstliche Standortskartierung (Schulze 1998; Schlutow et al. 2014) 180

Tabelle 46: Zusammenfassung der Nährstoff-Kreislauftypen auf Basis des C/N-Verhältnisses und der Basensättigung in Anlehnung an die Forstliche Standortskartierung (Schulze 1998, Schlutow et al. 2014) 182

Tabelle 47: Klassifikation der Ökosystemleistungen nach CICES (leicht verändert nach Albert et al. 2015) 183

Tabelle 48: Kriterien für die Bewertung der Leistungspotenziale von aktuell naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) 185

Tabelle 49: Ökosystemgruppierung anhand der Standortfaktoren, der Hauptbaumart(en) und der Bewertung der Leistungspotenziale von aktuell naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) 189

Tabelle 50: Distanzmaße zwischen den Clusterergebnissen aus der Gruppierung von ANOEST-Referenzzuständen und Ökosystem-Leistungspotenzialen 197

Tabelle 51: Distanzmaße zwischen den Clusterergebnissen der ANOEST-Clusterung 197

Tabelle 52: Untersuchungsziele und Forschungsfragen 198

Tabelle 53: Bewertungsmatrix der Natürlichkeitsgrade als Maß für die Abweichung des aktuell naturnahen Ökosystemtyps zur heutigen potenziell natürlichen Vegetation 202

Tabelle 54: Bewertungsmatrix der relativen Ähnlichkeit der Vegetation als Maß für die Abweichung des aktuell naturnahen Ökosystemtyps zur heutigen potenziell natürlichen Vegetation 203

Tabelle 55: Bewertungsmatrix der Eignung des ANOESTals Habitat(e) für eine oder mehrere Tierklassen als Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum 203

Tabelle 56: Bewertungsmatrix des Schutzstatus von Ökosystemtypen als Maß für deren Schutzbedürftigkeit 204

Tabelle 57: Bewertungsmatrix des Zeitraums für die Wiederherstellbarkeit des ANOESTals Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum 204

Tabelle 58: Bewertungsmatrix der Maturität des ANOESTals Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum 205

Tabelle 59: Bewertungsmatrix der Eignung des ANOESTals Biotopverbundelement für eine oder mehrere Tierklassen als Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum 205

Tabelle 60: Natürliche Lebensdauer und bewirtschaftungsbedingte Umtriebszeiten der Baumarten in Deutschland 209

Tabelle 61: Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials der Wald-ANOEST für die ÖSL Lebensraumfunktion 214

Tabelle 62: Lebensraumfunktion - Modellregion "Nordhessen und angrenzendes Mittelgebirge" 216

Tabelle 63: ÖSL-Potenziale für den Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee) 218

Tabelle 64: Lebensraumfunktion – Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee) 219

Tabelle 65: Bewertungsmatrix des Tongehaltes im Mineralboden als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherrate (nach AG Boden 2005, S.142), ... 223

Tabelle 66: Bewertungsmatrix der mittleren Produktion von Streu und Ernterückständen als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherrate nach Schachtschabel et al. (1998), Jacobson et al. (2002), Scheffer u. Ulrich (1960) und Madl (2017) 224

Tabelle 67: Bewertungsmatrix der Zersetzungszeit von Streu und Ernterückständen als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherrate nach Madl (2017) 224

Tabelle 68: Bewertungsmatrix des volumetrischen Wassergehaltes bei gesättigter Feldkapazität als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherfunktion im Humus und Mineralboden (nach AG Boden, S. 350) 225

Tabelle 69: Bewertungsmatrix des Einflusses von Temperatur und Niederschlag auf die Kohlenstoffspeicherrate im Mineralboden 225

Tabelle 70: Bewertungsmatrix des Einflusses des pH-Wertes in der Humusschicht auf die Kohlenstoffspeicherrate im Mineralboden 226

Tabelle 71: Übersicht der Regeln für die Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Kohlenstoffspeicherungsspotenziale 226

Tabelle 72: Durchschnittliche Tongehalte der Bodenarten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 142, Abbildung 17) 230

Tabelle 73: Zuordnung einer Spanne des volumetrischen Wassergehaltes bei Feldkapazität zu den Gruppen der ANOEST 230

Tabelle 74: Streumasse, Zersetzungszeit und weitere chemische Parameter der Blattstreu in Abhängigkeit von der Hauptbaumart nach Schachtschabel et al. (1998), Jacobson et al. (2002), Scheffer u. Ulrich (1960) und Madl (2017) 231

Tabelle 75: Zuordnung der Spannen von Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagsmittel im langjährigen Mittel 1981-2010 (DWD 2012) zu den Gruppen der ANOEST entsprechend Kapitel 13.3.2.1.1 (Tabelle 44) 232

Tabelle 76: Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion 233

Tabelle 77: Kohlenstoffspeicherfunktion am Beispiel der Wald-ANOEST-Gruppen in der Modellregion "Nordhessen und angrenzendes Mittelgebirge" 235

Tabelle 78: Kohlenstoffspeicherfunktion am Beispiel Nationalpark Kellerwald-Edersee 237

Tabelle 79: Spannen der Nettoprimärproduktivität (Baumholz) der Haupt- und Nebenbaumarten 241

Tabelle 80: Einfluss von pflanzenverfügbarem Haftwasser auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials 242

Tabelle 81: Einfluss des Porenanteils durchwurzelbarer luftgefüllter Poren auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials 242

Tabelle 82: Einfluss des Anteils wassergefüllter Poren auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials 243

Tabelle 83: Einfluss des Totwasser- und Luftporenanteils auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials 243

Tabelle 84: Einfluss von Klima- / Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels 244

Tabelle 85: Einfluss der Kationenaustauschkapazität auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials 245

Tabelle 86: Einfluss der Gründigkeit auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials 245

Tabelle 87: Einfluss der Verfestigungsneigung auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials 246

Tabelle 88: Bewertung bodenart- und -entstehungsabhängiger Bodeneigenschaften der einzelnen Horizonte eines Bodenprofils bezüglich des Einflusses auf die potenzielle Nettoprimärproduktivität 246

Tabelle 89: Bewertungsmatrix der Vegetationszeitlänge in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur als Einflussfaktor auf die Nettoprimärproduktivität 248

Tabelle 90: Bewertungsmatrix der Jahresniederschlagsmenge als Einflussfaktor auf die Nettoprimärproduktivität 248

Tabelle 91: Übersicht der Regeln für die Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Biomasseproduktivität (jährl. Baumholzmassezuwachs) 249

Tabelle 92: Zuordnung von Spannen der Vegetationszeitlänge zu Ökoklimazoneen 252

Tabelle 93: Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials der Wald-ANOEST-Gruppen für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion 254

Tabelle 94: Biomasse-Primärproduktion am Beispiel der Wald-ANOEST-Gruppen in der Modellregion "Nordhessen und angrenzendes Mittelgebirge" 256

Tabelle 95: Biomasse-Primärproduktion am Beispiel Nationalpark Kellerwald-Edersee 258

Tabelle 96: Farbabstufung (Legende zu den Abbildungen 79 bis 82) 261

Tabelle 97: Vergleich der ÖSL Lebensraumfunktion mit vorhandenen Experteneinschätzungen 267

Tabelle 98: Vergleich der ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion mit vorhandenen Experteneinschätzungen 267

Tabelle 99: Vergleich der ÖSL Biomasse-Primärproduktion mit vorhandenen Experteneinschätzungen 268

Abkürzungsverzeichnis

ANOEST	Aktueller Naturnaher Ökosystemtyp
AP	Arbeitspaket
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informations-system
B	Bestimmtheitsmaß
BDF	Bodendauerbeobachtungsfläche
BKF	Bodenkundliche Feuchtestufe
BÜK	Bodenkundliche Übersichtskarte
BZE	Bodenzustandserhebung
CART	Classification and Regression Trees
CICES	Common Classification of Ecosystem Services
CLC	Corine Landcover
CLRTAP	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
DDGI	Deutscher Dachverband für Geoinformation e.V.
DEM	Digital Elevation Model
DKF	Feuchtekennzahl
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DSW2	Datenspeicher Wald 2-Programm
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEA	European Environmental Agency
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
ESMERALDA	Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking
ETP	Evapotranspiration
EUNIS	European Nature Information System
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Na-tions
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FK	Feldkapazität
GDE	Grunddatenerhebung (in FFH-Gebieten)
GIS	Geographisches Informationssystem
GOF	Geländeoberfläche
HBU	Hainbuche
ICP	International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests

IM	Integrated Monitoring
K	Kalium
KI	Wald-Kiefer
LII	Intensives Waldmonitoring (Level II) im International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests)
LLOEK	Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta
LRT	Lebensraumtyp der FFH-Richtlinie
MA	Millennium Ecosystem Assessment
MAE	Mean Absolute Error
MAES	Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services
Mg	Magnesium
MPZ	Mindestprobenzahl
MSS	Minimum Sample Size
N	Stickstoff
n	Anzahl von Beobachtungen / Stichprobenelementen
Na	Natrium
OESL	Ökosystemleistungen
OEST	Ökosystemtyp
org.	Organisch
PNOEST	Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp
PNV	Potenzielle Natürliche Vegetation
PSI	Permanente Stichprobeninventur
PW	PlanWerk – Büro für ökologische Fachplanungen
PWP	Permanenter Welkepunkt
QQ-Plots	Quantile-Quantile-Diagramm
RCP	Representative Concentration Pathways
ReWaLe	Regionalisierung der Werte von Waldökosystemleistungen in Deutschland
RMSE	Root Mean Squared Error
RSS	Residual Sum of Squares
STAR	STAtistical Regional model
StDev	Standardabweichung
TEI	Trauben-Eiche
TS	Trockensubstanz
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
VarK	Variationskoeffizient

VSD	Very Simple Dynamics
WGE	Working Group on Effects
W.I.E.	Waldkunde-Institut Eberswalde
WLI	Winter-Linde

Zusammenfassung

Ergänzung ausgewählter Referenzzustände um Indikatoren für den Zustand der Bodenbiozönose. Es bestehen enge Korrelationen von Lumbricidengesellschaften zu den Oberbodenparametern C/N-Verhältnis, Basensättigung bzw. pH-Wert und Bodenfeuchte. (Graefe 1993, 1995; Graefe und Belotti 1999, Graefe und Beylich 2006). Aufgrund dieser Befunde sollte geprüft werden, ob Wald- und Forstökosystemtypen bodenbiologische Referenzzustände zugeordnet werden können.

Es wurde die bodenökologische Edaphobase-Datenbank des Senckenberg-Instituts in Görlitz ausgewertet. Es wurde erstens versucht, die bodenbiologischen Aufnahmen der Datenbank anhand der bodenphysikalischen, bodenchemischen und vegetationsstrukturellen Daten einem Ökosystemtyp eindeutig zuzuordnen. In einem weiteren Schritt wurde versucht, die einem Typ zugeordneten Daten in Tabellen mit Angaben zu Stetigkeit und Abundanz zusammenzufassen.

Es wurden insgesamt 610 Beobachtungen zu 17 Ökosystemtypen bzw. Gruppen von Ökosystemtypen zugeordnet. In den meisten Fällen konnte die Zuordnung nur zu Biotoptypen erfolgen, die jedoch mehrere Ökosystemtypen umfassen. Die Zuordnung einzelner Beobachtungen zu einer homogenen Versuchsfläche (Aufnahme) war in den meisten Fällen nicht möglich. Eine verlässliche Angabe von Stetigkeits- und Abundanzwerten für Ökosystemtypen war nicht möglich.

Für einige Ökosystemtypen liegt eine hinreichende Anzahl von Beobachtungen vor. Dies betrifft vor allem die Schwarzerlenwald-Ökosysteme und die Stieleichen-Hainbuchen-Ökosysteme. Für eine Ableitung von Referenzzuständen ist es jedoch erforderlich, die zu jeder Beobachtung angegebene Primärliteratur auszuwerten.

Validierung und Erweiterung des W.I.E.-Zeigerwertmodells. Anthropogene N-Einträge können mit Bioindikation durch Waldpflanzenarten nachgewiesen werden. Hierzu wird in der VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1 ein Verfahren festgelegt (VDI 2008), das auf der Nutzung der N-Zeigerwerte nach Ellenberg et al (1992, 2001) beruht. Diese Zeigerwerte sind für mitteleuropäische Farn- und Blütenpflanzen als Ordinalzahlen auf einer Skala zwischen 1 (sehr gering) und 9 (sehr hoch) definiert. Diese gutachterlichen Schätzziffern besitzen nur einen indirekten Bezug zu den verfügbaren N-Vorräten in den Waldböden und können nicht mit chemischen Oberbodenparametern gleichgesetzt werden.

Bei der Verrechnung zu Mittelwerten wird jede vorkommende Pflanzenart unabhängig von ihrer Mengenentfaltung gleich gewertet. Bei der Bewertung der Ökosystemintegrität von Wald- und Forstökosystemen im Rahmen dieses Projektes kommt ein Modell (W.I.E.-Zeigerwertmodell) zum Einsatz, das den Zeigerwert der Waldbodenvegetation für das C/N-Verhältnis im Oberboden abbildet (Jenssen 2010). Das Kernstück des W.I.E.-Zeigerwertmodells ist die Ableitung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für die Verteilung der Pflanzenarten über dem Parameter Oberboden-C/N und pH-Wert. Das Modell gestattet eine Quantifizierung der ökologischen Amplituden der Pflanzenarten und berücksichtigt Schichtzugehörigkeit und Mengenentfaltung. Die Verteilungsfunktionen der an einem Standort vorkommenden Pflanzenarten werden für jede Klasse von C/N-Werten multiplikativ miteinander verknüpft. Ziel dieser Studie ist es, beide Verfahren im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit zu vergleichen und in Beziehung zu setzen.

Es wurden insgesamt 2 499 Vegetationsaufnahmen (Aufnahmejahr vor 1991) verwandt, um die Stoffkreislauftypen der Referenzzustände einerseits und die C/N-Oberbodenverhältnisse bzw. die aus den Ellenberg-Zeigerwerten abgeleiteten N-Verfügbarkeitsstufen andererseits zueinander in Beziehung zu setzen. Die den unterschiedlichen Stoffkreislauftypen der Referenzzustände zugeordneten C/N-Modellwerte bzw. mittleren N-Zeigerwerte wurden mit dem parameterfreien Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test daraufhin überprüft, ob sich die zentralen Tendenzmaße zwischen den Stoffkreislauftypen voneinander unterscheiden.

Die Häufigkeitsverteilungen der C/N-Werte und der Zeigerwerte entsprechen statistisch keiner gemeinsamen Verteilungsfunktion. Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen 1 328 gemessenen C/N-Werten und den mit dem W.I.E-Zeigerwertmodell berechneten C/N-Werten beträgt r=0,92. Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen 1 328 gemessenen C/N-Werten und den mittleren N-Zeigerwerten nach Ellenberg beträgt r=0,72. Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen den modellierten C/N-Werten und den mittleren N-Zeigerwerten beträgt r=0,83. Die Berechnung von C/N-Werten des Oberbodens aus N-Zeigerwerten kann mit einer linearen Beziehung (r^2=0,53).

Die der Klassifizierung der Ökosystemtypen zugrunde liegenden Stoffkreislauftypen werden mit Intervallen des Oberboden-C/N und des N-Zeigerwertes charakterisiert. Es ergibt sich für die C/N-Verhältnisse des Oberbodens eine überwiegend signifikante Differenzierung zwischen den Stoffkreislauftypen. Für die N-Zeigerwerte ergibt sich eine überwiegend nicht signifikante Differenzierung zwischen den Stoffkreislauftypen. Es wurde eine Zuordnung von N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI und C/N-Oberbodenwerten zu den Stoffkreislauftypen auf Mineralböden abgeleitet.

Mit dem W.I.E.-Zeigerwertmodell kann ein Drittel mehr an Varianz der Oberboden-C/N-Verhältnisse erklärt werden als mit N-Zeigerwerten nach Ellenberg. Das W.I.E.-Zeigerwertmodell kann insbesondere eintragsinduzierte disharmonische Zustandsveränderungen, bei denen C/N-Wert und Basensättigung nicht mehr wie in den natürlichen Humusformen korreliert sind, deutlich besser abbilden.

Prinzipiell sind beide Modellansätze vergleichbar und parallelisierbar. Naturnahe Referenzzustände mit der Typencodierung A (Humusformen Hager- und Mager-Rohhumus) können in grober Näherung dystrophen Zuständen nach VDI-Richtlinie, diejenigen mit der Typencodierung B oder b (Rohhumusformen) oligotrophen Zuständen, C- oder c-Typen (Moderformen) eutrophen, D- und E1-Typen eutrophen (Braunmull und Mull) und E2-Typen natürlich hypertrophen Zuständen (Kalk- oder Wurmmull) zugeordnet werden. Auf der Grundlage dieser naturnahen Referenzzustände werden Zustandsabweichungen etwa infolge von anthropogenen Depositionen interpretier- und vergleichbar.

Quantifizierung von Oberbodenparametern und Bestimmung des Ökosystemtyps aus den Vegetationsstrukturen. Ziel ist die Anwendung der im Projektteil 1 erarbeiteten Module zur Quantifizierung der physikalischen und chemischen Oberbodenparameter mithilfe der Zeigerwerte der Vegetation sowie die Bestimmung des Ökosystemtyps und damit die Zuordnung der Referenzzustände mithilfe vegetationsstruktureller Abstandsmaße. Hierzu sollen Vegetationsaufnahmen genutzt werden, die bisher keinerlei Verwendung bei der Ableitung der Referenzzustände und der Modellmodule gefunden haben.

Als Untersuchungsmaterial standen insgesamt 105 Vegetationsaufnahmen aus dem Nationalpark Kellerwald zur Verfügung. Physikalische oder chemische Messwerte standen nicht zur Verfügung. Für jede Untersuchungsfläche wurden mithilfe der entwickelten Modelle (Jenssen et al. 2013) die oberbodenchemischen Parameter C/N-Verhältnis, pH-Wert (1/n KCl) und Basensättigung (V-Wert) berechnet, bezogen jeweils auf die obersten 5 cm des Oberbodens. Weiterhin wurden die zwischen 1 (dürr) und 9 (sehr nass) skalierten Wasserhaushalts- bzw. Feuchtestufen modelliert. Es erfolgte eine Zuordnung der Untersuchungsflächen zu den Ökosystemtypen mithilfe unterschiedlicher vegetationsstruktureller Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße.

Der aktuelle Ökosystemtyp konnte für 83 von 105 Untersuchungsflächen durch Vergleich mit den bisher parametrisierten 63 Referenzzuständen ermittelt werden. Zeigerwerte des Stoffkreislauf- bzw. Haushaltstyps wurden jeweils für 105 (C/N-Verhältnis und pH-Wert) bzw. 102 (V-Wert) und 101 (Feuchtekennzahl) Flächen ermittelt. Für über zwei Drittel aller untersuchten Flächen ergab sich eine Übereinstimmung in vier oder fünf der untersuchten Merkmale, für 11 % aller Untersuchungsflächen wurde der wahrscheinlichste Ökosystemtyp aus nur zwei übereinstimmenden Merkmalen ermittelt. Alle angewandten vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße sind zur Identifizierung

des Ökosystemtyps und damit zur Zuordnung des Referenzzustands grundsätzlich geeignet. Es wird jeweils in zwei Drittel bis drei Viertel aller Fälle vollständige Übereinstimmung zwischen dem ermittelten und dem wahrscheinlichsten Ökosystemtyp erreicht. Bei Verwendung nur einer vegetationsstrukturellen Maßzahl ergibt sich in fast allen Fällen, in denen keine vollständige Übereinstimmung vorliegt, eine Abweichung von maximal einer Haushalts- und/oder Feuchtestufe. Die höchste Treffsicherheit erreicht man mit dem absoluten Kullbackabstand.

Vergleicht man die über den Zeigerwert der Vegetation ermittelten Feuchtehaushaltsstufen mit dem Wasserhaushaltstyp des Ökosystemtyps, so ergibt sich in 60 % aller untersuchten Fälle eine vollständige Übereinstimmung, in 31 % ergibt sich eine Abweichung um eine Stufe (Skalierung der Wasserhaushaltsstufen zwischen 1 und 9). Vergleicht man die über den Zeigerwert der Vegetation ermittelten Stoffkreislauftypen mit dem Stoffkreislauftyp des Ökosystemtyps, so ergibt sich in 84 % aller untersuchten Fälle eine vollständige Übereinstimmung.

In 39 % aller Fälle wurde die durch die Kartierung getroffene Zuordnung zu den Klimagebieten „Bergwaldlagen“ und „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ durch die Bestimmung des Ökosystemtyps bestätigt. Für 55 % aller untersuchten Flächen wurde die kartierte Höhenlage „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ durch einen Ökosystemtyp der Kategorie „Bergwaldlagen“ ersetzt. Umgekehrt wurden in 6 % aller Fälle als „Bergwaldlagen“ kartierte Zuordnungen durch einen Ökosystemtyp der Kategorie „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ ersetzt.

Die Ergebnisse der Untersuchung von Vegetationsanalysen im Nationalpark Kellerwald haben die großflächige Anwendbarkeit der Zeigerwertmodelle der Vegetation sowie der Verfahren zur Bestimmung des Ökosystemtyps mithilfe vegetationsstruktureller Abstandsmaße bestätigt. Die absolute Kullbackdistanz erweist sich dabei als geeignete Maßzahl zur Identifizierung des aktuellen Ökosystemtyps, der eine Zuordnung der Referenzzustände für eine Bewertung der Ökosystemintegrität erlaubt. Die Ergebnisse weisen darüber hinaus Bedeutung und Potenziale der vorgestellten Verfahren für ein kostengünstiges flächendeckendes Waldzustandsmonitoring mit Frühwarnfunktion auf der Grundlage von periodischen Vegetationsanalysen aus.

Dynamische Modellierung von Bodenparametern an repräsentativen Standorten. Ziel der dynamischen Modellierung von Bodenparametern unter dem Einfluss sich verändernder Eintragsraten von Stickstoff bei gleichzeitigem Klimawandel an ausgewählten repräsentativen Standorten unterschiedlicher Ökosystemtypen ist die Ableitung von Erkenntnissen über die zu erwartende Entwicklung von Ökosystemzuständen bis hin zu einem möglichen Wandel des aktuellen Ökosystemtyps.

Die dynamische Modellierung erfolgt mit dem Modell VSD+ (Very Simple Dynamic Soil model) Version 5.3.1. (Posch & Reinds 2009, Fa. Alterra, CCE 2012). Die Prüfung der Datenverfügbarkeit zielte auf die Auswahl von Modellstandorten, die einen möglichst vollständigen Datensatz für die Parametrisierung des Modells liefern und über möglichst viele Mehrfachmessungen aus mehreren Jahren für die erfolgreiche Kalibrierung des Modells verfügen, so dass eine möglichst hohe Aussagekraft für den Vergleich mit der parallel stattfindenden Modellierung mit Zeigerwerten gewährleistet werden kann. Es wurden 15 repräsentative Standorte aus 5 Modellregionen ausgewählt. Als Simulationsperiode wird der Zeitraum von 1920 bis 2070 eingegeben und die Zeitreihen der dynamisch betrachteten Eingangsparameter entsprechend für diese Periode ermittelt.

Die hohen N-Einträge haben an allen Standorten zu einer N-Sättigung geführt (mit Ausnahme des IM Neuglobsow). Im aktuellen Zustand gibt es keine erkennbare Beziehung zwischen C/N-Verhältnis und Humusform mehr. Zwischen N-Eintragshöhe und C/N-Verhältnis gibt es keine lineare (negative) Korrelation. Es gibt auch keine gerichtete Korrelation zwischen der Höhe der versauernden Einträge und dem Verlauf der entsprechenden Bodenparameter-Werte. Einen entscheidenden Einfluss auf den Verlauf von Basensättigung und pH-Wert hat der Referenzzustand der Basensättigung im Jahr 1920. Die fortschreitende Versauerung bei allen Untersuchungsstandorten auch nach 2010 selbst bei stark

sinkenden S- und N-Einträgen ist insbesondere der Tatsache geschuldet, dass die Depositionen basischer Kationen ab 2010 weit unter das Niveau von 1920 sinken werden, weil die basischen Flugaschen aus der Kohle- und Holzverbrennung weitgehend wegfallen.

Regionalisierung der Ökosystemtypen. Ziel der Untersuchungen zur Regionalisierung der Ökosystemtypen war es, die aus dem Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013) für die Fläche Deutschlands vorliegende Karte der ANOEST Deutschlands (Maßstab 1:500.000) sowie die für die regionale Ebene exemplarisch erstellte Karte der ANOEST für den Nationalpark Kellerwald-Edersee (Maßstab 1:25.000) im Hinblick auf ihre Datenqualität und Nachnutzungsmöglichkeiten durch Dritte zu überprüfen.

In Anlehnung an die DIN EN ISO 19113 und DDGI 2007 wurden die geometrische Genauigkeit (absolute Positionsgenauigkeit) und thematische Genauigkeit (Richtigkeit der Klassifikation) als quantitative Qualitätsmerkmale ermittelt. Hierzu erfolgte ein Vergleich mit Geometriedaten bekannter Lagegenauigkeit des ATKIS-DLM (Hessen), naturschutzfachlichen Kartierungen von Biotop- und Lebensraumtypen (Hessen), aktuellen Vegetationsaufnahmen aus dem Nationalpark Kellerwald (Permanente Stichprobeninventur - PSI[1], eigene Erhebungen) sowie bundesweit vorliegenden Vegetationsaufnahmen nach 1990 aus der Datenbank des W.I.E.

Die Karte der ANOEST Deutschlands hat eine absolute Positionsgenauigkeit von ± 42,29 m (≈ ± 42 m) und wurde zu ca. 30 % richtig klassifiziert. Weitere ca. 35 % sind den tatsächlich vorhandenen Waldökosystemen ökologisch nahstehend (zusammen 65 %). Bei weiteren ca. 15 % wurden die Ökosystemtypen zwar richtig klassifiziert, kommen aber nur als Begleitökosystemtyp, d.h. im Flächenobjekt nicht dominanter Ökosystemtyp vor. Etwa 15 % traten nur als ökologisch nahstehender Begleitökosystemtyp auf (zusammen 30 %). 5 % der Flächenobjekte waren gänzlich falsch kartiert. Die Karte der ANOEST im Nationalpark Kellerwald (Maßstab 1:25.000) wurde zu ca. 22 % richtig klassifiziert. Häufige Fehlklassifikationen auf beiden Maßstabsebenen betrafen die Zuordnungen zur Höhenstufe (z.B. Eb-5n-C2 statt D1-5n-C2) und stellenweise auch zum Stoffhaushaltstyp (z.B. Eb-5n-D1 statt Eb-5n-D1a).

Der Hauptgrund für Fehlbestimmungen ist in der hohen thematischen Auflösung der Ökosystemtypisierung nach Jenssen et al. (2013) zu sehen. Die Biotop- und Lebensraumtypenkartierungen sind aufgrund ihrer i.d.R. geringeren thematischen Differenzierung eher geeignet, die Ansprache der ANOEST zu widerlegen, als diese zu verifizieren. Ihr räumlicher Informationsgehalt ist aber für Vergleiche im Hinblick auf das Vorkommen als Haupt- oder Begleitökosystemtyp wertvoll. Die Richtigkeit der Klassifikation kann am ehesten durch repräsentative Vegetationsaufnahmen überprüft werden, allerdings nur punktuell. Festgestellte Abweichungen konnten anschließend genutzt werden, um die Qualität der ANOEST-Kartierung insbesondere auf der regionalen Ebene (1:5.000 bis 1:25.000) zu erhöhen. Grundsätzlich ist für Kartierungen im regionalen Maßstab die Anwendung des Bestimmungsschlüssels für Wald- und Forstökosystemtypen (Hofmann 2017) zu präferieren.

Methodische Erweiterungen zum Indikator Bodenfeuchte. Die ökologische Feuchtestufe nach Hofmann (2002) diente als Homogenitätskriterium für die Ökosystemtypisierung und als zentraler Indikator des Wasserflusses (Jenssen et al. 2013). Die methodischen Erweiterungen zur ökologischen Feuchtekennzahl zielten darauf ab, diese mit allgemein verfügbaren Daten (Klima, Relief, Boden) für das gesamte Gebiet Deutschlands und exemplarisch für den Nationalpark Kellerwald räumlich abzuschätzen, die zeitlichen Trends der modellierten Bodenfeuchte für den Zeitraum 1961-2070 statistisch zu analysieren, mögliche klimawandelbedingte Veränderungen der Bodenfeuchte auf

[1] Quelle: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Göttingen (NW-FVA)

nationaler und regionaler Ebene abzubilden und so eine Grundlage für Verknüpfungen mit Verbreitungskarten der ANOEST zu schaffen.

Die methodischen Erweiterungen stützen sich auf das Rahmenschema zur Kennzeichnung der bodenkundlichen Feuchtesituation (Benzler et al. 1987, in: Müller und Waldeck 2011), ergänzt um die Verknüpfungsregeln VKR 3.30 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a) und VKR4.14 (Ad-Hoc-AG Boden 2006b). Grundlage für die Abschätzung der bodenkundlichen Feuchtestufe und nach Parallelisierung auch der Feuchtekennzahl nach Hofmann bildeten raumbezogene Daten zur klimatischen Wasserbilanz (Klimadaten des DWD seit 1961, STAR II Klimaprojektionen bis 2070), Bodenart, nutzbaren Feldkapazität, Hangneigung, Exposition sowie zum Grundwasserflurabstand. Da die Anwendung des regelbasierten Verfahrens mit metrisch skalierten Daten zu unnötigen Sprüngen an den Klassengrenzen führt, wurde das Schätzmodell durch Integration der Fuzzy-Logic (Zadeh 1965, Bardossy & Duckstein 1995) erweitert.

Ein fuzzy-regelbasiertes Modell (FRBS) zur Abschätzung der ökologischen Feuchtestufe nach Hofmann wurde entwickelt, in ein Geo-Informationssystem integriert und mit aus Vegetationsaufnahmen (PSI Kellerwald, eigene Erhebungen) und dem Zeigerwertmodell nach Jenssen et al. (2013) abgeleiteten Schätzwerten zur ökologischen Feuchtestufe (n = 95) validiert. Die Validierung erbrachte einen Root Mean Squared Error (RMSE) von 0,86 und ein Bestimmtheitsmaß (Pseudo R^2) von 0,21. Die ökologische Feuchtekennzahl wurde daraufhin auf einer Skala von 1: 500.000 für ganz Deutschland und regional auf einer Skala von 1: 25.000 im Nationalpark Kellerwald für die Zeitintervalle 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040 und 2041-2070 modelliert. Die Analyse der zeitlichen Trends ergab, dass gemäß den Projektionen bis 2070 der Median des ökologischen Feuchtegrades signifikant zurückgehen wird ($p < 0,1$), wobei insbesondere Grundwasser- und Stauwasserböden sowie Standorte an steilen Hängen (> 25%) und südexponierte Lagen (120-240 °) vom Klimawandel beeinflusst werden. Für den Nationalpark Kellerwald ist zu erwarten, dass zwischen 1961-2070 etwa 19 % der Schutzgebietsfläche von Austrocknungen um eine halbe bis ganze Feuchtestufe und 1,2 % der Fläche von Austrocknungen um mehr als eine Feuchtestufe betroffen sein werden. In Deutschland sind es ca. 13,2 % der Fläche mit Austrocknungen zwischen 0,5 und 1,0 Feuchtestufen und 5 % mit Austrocknungen von mehr als einer Feuchtestufe.

Das entwickelte fuzzy-regelbasierte Modell ermöglicht eine näherungsweise Ableitung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) aus wenigen bodenkundlichen, bodenhydrologischen und klimatischen Größen. Die Integration der Fuzzy Logic erlaubt die Modellierung fließender Übergänge an Klassengrenzen und vermeidet so unerwünschte Informationsverluste bei der Verwendung metrisch skalierter Eingangsdaten. Das fuzzy-regelbasierte Modell stellt eine sinnvolle Ergänzung zur standortbezogenen dynamischen Modellierung mit MetHyd (Posch und Reinds 2009) dar, da nicht nur Bodenwassergehalte, sondern die ökologische Feuchtestufe als gewünschte Zielgröße und diese nicht nur punktuell, sondern flächendifferenziert geschätzt werden kann. Für standortbezogene Betrachtungen bleibt aufgrund der Einfachheit der Modellstrukturen des Fuzzy-Modells die dynamische Modellierung mit MetHyd zu präferieren.

Regelbasierte Einstufung der Ökosystemintegrität. Das Konzept zur Beurteilung der Ökosystemintegrität unter Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen basiert auf Vergleichen zwischen aktuellen oder künftigen Ökosystemzuständen mit einem ökosystemspezifischen Referenzzustand (Jenssen et al. 2013). Hierzu sollte die Methode so weiterentwickelt werden, das eine regelbasierte, möglichst (teil-)automatisierte Einstufung der Abweichungen vom Referenzzustand bzw. Veränderungen der Ökosystemintegrität unterstützt wird. Die Methode sollte auf ihre standortbezogene und flächenbezogene Anwendbarkeit hin überprüft werden.

Zur Einstufung der Ökosystemintegrität werden 5 Stufen unterschieden, und zwar auf drei Ebenen: (1) Abweichungen vom Referenzzustand für 14 Indikatoren, (2) Abweichungen vom Referenzzustand für

6 Ökosystemfunktionen (anhand der Indikatoren), (3) Veränderungen der Ökosystemintegrität funktionenübergreifend für den betrachteten Ökosystemtyp. Grundlage der Klassifizierung bildeten die Beschreibungen der Referenzzustände zu 60 Wald- und Forstökosystemtypen sowie charakteristische Spannen der Stoffkreislauftypen A – E bezüglich pH-Wert, Basensättigung und C/N-Verhältnis (Jenssen et al. 2013: Anhang A3.4 und A3.5). Hieraus wurden für jeden Ökosystemtyp und Indikator eine Gesamtspannweite und 5 Stufen Abweichung vom Referenzzustand (sehr gering bis sehr hoch) festgelegt. Diese werden schließlich über den Modalwert zu fünf Stufen der Veränderung der Ökosystemintegrität aggregiert. Das Regelwerk wurde an 15 Modellstandorten anhand von Daten zu aktuellen und künftigen (modellierten) Ökosystemzuständen in Deutschland erprobt. Die Überprüfung der flächenbezogenen Anwendbarkeit erfolgte anhand der ANOEST-Kartierung im Nationalpark Kellerwald (Maßstab 1: 25.000) bzw. eines 2,5 km x 2,5 km Rasters jeweils in Verbindung mit aus 70 Vegetationsaufnahmen (PSI, eigene Erhebungen) abgeleiteten Kenn-/Zeigerwerten für die Kullback-Distanz, Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung, pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis und Feuchtekennzahl. Ferner wurde die für den Kellerwald flächendeckend und für die Zeitintervalle 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040 und 2041-2070 modellierte Feuchtestufe nach Hofmann mit der Verbreitungskarte der ANOEST verknüpft und die räumlich-zeitlichen Veränderungen der Abweichungen vom Referenzzustand für den Indikator Bodenfeuchte statistisch ausgewertet.

Für insgesamt 60 Ökosystemtypen und 14 Indikatoren wurden Bewertungsbögen zur Einstufung der Ökosystemintegrität an Einzelstandorten und für o.g. sechs Indikatoren eine funktionelle Erweiterung für ArcGIS® Desktop 10.2 zur Bearbeitung größerer Datenmengen erstellt. Die Ergebnisse der flächenbezogenen Anwendung zeigen, dass die Übertragung des Mittelwertes / der Mediane der standortbezogenen Einstufungen an Vegetationsaufnahmeflächen sowohl auf ein Raster von 2,5 km x 2,5 km als auch auf Verbreitungskarten der ANOEST zu empfehlen ist. Dazu werden mindestens 5 Aufnahmepunkte je Ökosystemtyp bzw. 2 Aufnahmepunkte je Raster empfohlen. Die auf den Ergebnissen der Bodenfeuchtemodellierung mit dem Fuzzy-System aufbauenden Methode stellt eine sinnvolle Ergänzung der o.g. ethoden dar und ist zumindest beim Indikator Bodenfeuchte durch eine vergleichsweise höhere räumliche Differenzierung gekennzeichnet. Die Trefferquote, d.h. die Übereinstimmung mit den auf Zeigerwertberechnungen an Einzelstandorten beruhenden Einstufungen der Ökosystemintegrität (n = 70) ist bei der auf der Fuzzy-Modellierung fußenden Methode mit 37 % höher als die ANOEST-spezifische Einstufung (29 %). Vorteil der Fuzzy-Modellierung ist zudem, dass Analysen zeitlicher Trends der Abweichungen vom Referenzzustand möglich sind, wie am Beispiel des Nationalparks Kellerwald-Edersee für die vier Zeitfenster 1961-90, 91-2010, 2011-40 und 2041-70 dargelegt wurde.

Anwendung der Methodik für ein naturschutzfachliches Monitoring von Lebensraumtypen nach der FFH-RL. Ziel dieser Teilstudie war es, die auf Stoff-, Wasser- und Energiehaushalt ausgerichtete Ökosystemtypisierung nach Jenssen et al. (2013) mit anderen Klassifikationssystemen zu verknüpfen, um eine noch umfassendere Aussage zur Ökosystemintegrität aus Sicht potenzieller Anwender (hier: Naturschutz) zu erreichen.

Zunächst wurden die Ökosystemtypen den Lebensraumtypen (LRT) des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie)[2] zugeordnet. Die Zuordnungsregeln wurden auf die aus dem Vorgängerprojekt vorliegenden, auf Classification and Regression Trees (CART) fußenden Verbreitungskarten der Ökosystemtypen für die Zeitfenster 1961–1990, 1991–2010, 2011–2040 und 2041–2070 angewendet. Die aus den insgesamt 44 biogeographischen CART-Raumklassen ableitbaren

[2] Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. Nr. L 206/7), zuletzt geändert durch Art. 1 ÄndRL 2013/17/EU vom 13. Mai 2013 (ABl. Nr. L 158)

Informationen zur Häufigkeitsverteilung der vier exemplarisch untersuchten Wald-LRT **4070 Buschvegetation mit Pinus mugo und Rhododendron hirsutum (Mugo – Rhododendretum hirsutii, LRT 9110 Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum), LRT *91G0 Pannonische Wälder mit Quercus petraea und Carpinus betulus (Tilio-Carpinetum)* und *LRT 9410 Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea)* wurden statistisch analysiert und die klimawandelbedingten Veränderungen über die 4 Zeitfenster bilanziert. Arealverluste von >80% wurden als starke Veränderungen und solche zwischen 40 und 80% als mittlere Veränderungen des LRT-spezifischen Standortpotenzials eingestuft.

Viele der naturnahen Ökosystemtypen korrespondieren mit dem Klassifikationssystem der FFH-Richtlinie. Die prädiktive Kartierung und Veränderungsanalyse der CART-Raumklassen zwischen den Zeitfenstern 1961–1990 und 2041–2070 ermöglichte die Analyse und Kartierung von Veränderungsdispositionen für vier exemplarisch untersuchte FFH-Lebensraumtypen: Bis zum Jahr 2070 ergeben sich deutliche Belastungen für den prioritären LRT *4070 sowie den LRT 9410. Dieser negative Trend korrespondiert mit entsprechenden Entwicklungen der Ökosystemtypen in den subalpinen Krummholzlagen und Hochbergwaldlagen. Für die LRT 9110 resultieren bis zum Jahr 2070 deutliche Arealgewinne. Der Rückgang des LRT *91G0 überrascht zunächst, ist doch der typische Standort durch trockene bis wechseltrockene Böden in wärmebegünstigten Lagen gekennzeichnet (Ssymank et al. 1998). Allerdings erhöht sich hier auch, neben dem nicht unerwarteten Anstieg der mittleren Lufttemperatur, die mittlere Niederschlagsmenge von 549–576 auf 779 mm (Zunahme um 202–230 mm). Dies entspricht einem Wandel von den subkontinentalen Lagen mit relativ geringen Niederschlägen zu den eher atlantisch bis subatlantisch geprägten Klimatönungen.

Machbarkeitsstudie zur Verknüpfung von Zustandsinformationen zu Waldökosystemen und deren Bereitstellung von Ökosystemleistungen (Matrixansatz). Das Ziel der Bewertung von ausgewählten Ökosystemleistungen bestand darin, die Machbarkeit darzustellen, wie durch Vergleich der Leistungspotenziale im Referenzzustand mit der aktuellen oder prognostizierten Leistungsfähigkeit eines Ökosystems die Notwendigkeit sowie Art und Umfang von Maßnahmen zur Wiederherstellung einer höchstmöglichen Leistungsfähigkeit abgeleitet werden kann. So sollten die Kriterien operationalisiert werden, die den Anwender der Matrixmethode in die Lage versetzen, denjenigen Einflussfaktor zu identifizieren, der maßgeblich den Abweichungsgrad der aktuellen Lebensraumfunktion vom Lebensraumpotenzial im Referenzzustand bestimmt. Der Anwender sollte mit der vorgestellten Methode einen realistischen Handlungsbedarf zur Wiederherstellung der bestmöglichen Leistungsfähigkeit ableiten können.

Um ein einheitliches Verständnis über das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) zu haben, wurden zunächst relevante Begrifflichkeiten und deren Definitionen aus den Projekten OESI 1, MAES, ReWaLe sowie aus dem ESMERALDA zusammengetragen, verglichen und anschließend abgestimmt. In einem 2. Schritt wurde untersucht, inwieweit aktuell naturnahe Wald- und Forstökosystemtypen (ANOEST) nach dem Grade der Ähnlichkeit der standortökologischen Faktoren sowie von für die Erbringung von ÖSL bestimmenden Eigenschaften zusammengefasst werden können. Im 3. Schritt wurde exemplarisch für drei ausgewählte ÖSL (Lebensraumfunktion, Kohlenstoffspeicherfunktion sowie Biomasse-Primärproduktion) der Matrixansatz zur Bewertung der ÖSL (Burkhard et al. 2009, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015) untersetzt und verfeinert.

Ergebnisse: 1. Aus dem Vergleich der Definitionen relevanter Begriffe aus verschiedenen Quellen wurde ein harmonisiertes Glossar erstellt. 2. Die aktuell naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) wurden zunächst händisch gruppiert nach gleichem Kombinationstyp aus Ökoklima-Gruppe, Feuchtestufen-Gruppe und Stoffkreislauftyp-Gruppe. Dann erfolgte eine Zusammenfassung der ANOEST anhand der Ähnlichkeit von 12 relevanten Ökosystemleistungspotenzialen mit dem Matrixansatz. Im Ergebnis entstanden 78 inhaltlich plausible eindeutige ANOEST-Gruppen, die mit zwei verschiedenen statistischen Algorithmen validiert wurden. 3. Für die drei ausgewählten ÖSL wurden jeweils Kriterienkataloge und Ordinalskalen (Matrices) zur Bewertung der potenziellen

Bereitstellung von Ökosystemleistungen erarbeitet. Die Bewertungskriterien sind anhand messbarer Parameter definiert, so dass die Herleitung der Bewertung nachvollziehbar und die Ergebnisse wiederholbar sind. Die Bewertungsskalen wurden für die ANOEST angewendet und die regionale Verteilung der Leistungspotenziale in Deutschland dargestellt. Auf größerer Maßstabsebene wurden die Bewertungsmatrices in den Modellregionen „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ und „Kellerwald-Edersee National Park“ angewendet. Die Ergebnisse wurden verglichen mit Ergebnissen nach anderen Methoden und ihre Plausibilität geprüft.

Summary

Investigating the possibility of deriving soil-biological indicators. Strong correlations of lumbricide associations with top-soil parameters C/N ratio, base saturation, pH and soil moisture have been proven before (Graefe 1993, 1995; Graefe und Belotti 1999, Graefe und Beylich 2006). Here we investigated if soil-biological reference states can be assigned to forest ecosystems. The soil-ecological database “Edaphobase” developed at Senckenberg-Institute in Görlitz was investigated. At first, we attempted to assign the soil-biological observations contained in the database to ecosystem types by soil-physical, soil-chemical and vegetation data uniquely. Secondly, we attempted to summarize the observations assigned to an ecosystem type by frequency and abundance data. A total of 610 observations was assigned to 17 ecosystem types or groups of ecosystem types. Most frequently the observations were assigned to biotypes encompassing several ecosystem types only. In most cases it was impossible to assign individual observations to a homogeneous investigation plot (record). A reliable derivation of frequency and abundance data for ecosystem types was not possible. Some ecosystem types are represented by a sufficient number of observations. This applies to ecosystems determined by ground water mostly. A derivation of reference states, however, requires the study of original literature where the observations are cited.

Validation and improvement of W.I.E. indicator value model. Anthropogenic N-inputs can be proven by bio-indication via forest plants. VDI-guide 3959 / sheet 1 defines a method (VDI 2008) that is based on the application of N indicator values according to Ellenberg et al (1992, 2001). N indicator values are defined for central European fern and flowering plants by ordinal numbers scaled between 1 (very small) and 9 (very high). These expert numbers have little regard to the available N storage in forest soils. They cannot be identified with top soil parameters. Each of the occurring plant species is weighted equally not taking care of its abundance. Evaluating ecosystem integrity of forest ecosystems is supported by an indicator value model (W.I.E. indicator value model) modelling C/N-ratio of top soil from forest vegetation (Jenssen 2010). The model is based on probability density functions derived from frequency distributions of plant species over the parameters C/N-ratio and pH-value (KCl) of top soil. The model is suited to calculate the ecological amplitudes of plant species considering species abundance and vertical layering. Probability functions of different species that are observed at a site are multiplied for each class of C/N-values.

The study aims at a comparison of both methods with respect to their applicability. A total of 2 499 vegetation records (recorded until 1991) was used to investigate relations between both models. The Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test was applied to investigate statistically significant differences. The frequency distributions of C/N-values and Ellenberg indicator values do not belong to a common distribution function statistically. Calculating Spearman rank correlation coefficient between 1 328 measured and corresponding modelled C/N values by W.I.E. indicator value model yielded r=0,92. Calculating Spearman rank correlation coefficient between 1 328 measured and corresponding N-indicator values according to Ellenberg yielded r=0,72 only. . Calculating Spearman rank correlation coefficient between 1 328 modelled C/N (W.I.E.) and corresponding Ellenberg values yielded r=0,83. Calculation of C/N-values of top soil from Ellenberg indicator values can be obtained by linear regression (r^2=0,53). Different types of nutrient and carbon cycling (used for ecosystem classification) were

characterized by intervals of both C/N-values of top soil and Ellenberg indicator values. C/N ratios differentiate between nutrient and carbon cycling types significantly in most cases. This holds not for Ellenberg indicator values. Both the levels of N-availability according to VDI (based on Ellenberg values) and the intervals of C/N-ratio of top soil (based on W.I.E.) were assigned to the types of nutrient and carbon cycles used for ecosystem classification in this project.

The W.I.E. indicator value model explains one third more of the variance of measured top-soil C/N-ratios than N indicator values according to Ellenberg. In particular the W.I.E. model is suited to model disharmonic states between C/N-ratio and base saturation as induced by anthropogenic N-inputs frequently. In principle, both approaches are comparable. Close-to-nature reference states were assigned to VDI-levels of N-availability.

Modelling top-soil parameters and determining the ecosystem type from vegetation structures. The study aims at the application of the developed modules for modelling physical and chemical parameters of top soil from vegetation structures and for determining the ecosystem type defining reference states. For this we used 105 vegetation records from the national park "Kellerwald" that had been not used for deriving reference states and model modules so far. There were no measurements of chemical and physical top-soil parameters available.

Top-soil parameters C/N-ratio, pH (1/n KCl) and base saturation were calculated for each investigation plot. Furthermore, moisture levels scaling between 1 (very dry) and 9 (very wet) were modelled. Investigation plots were assigned to ecosystem types by different measures of distance and similarity of vegetation structures.

Contemporary ecosystem type was determined for 83 of 105 investigation plots by comparing with 63 reference states elaborated so far. Indicator values of nutrient cycling were calculated for 105 plots (C/N and pH), 102 plots (base saturation) and 101 plots (moisture number), respectively. More than two thirds of investigated plots coincided in four of total investigated features. All the applied distance and similarity measures of vegetation structures are suited for determining ecosystem type and assigning reference state basically. The absolute distance due to Kullback proves to be the most reliable measure.

For 60 % of all investigated plots the soil moisture calculated by the indicator model corresponds to the moisture type of the reference state. For 31 % there is a deviation of one level (scaling levels between 1 and 9). For 84 % of all investigated plots the nutrient level calculated by the indicator models corresponds to the reference state.

For 39 % of all investigated plots the mapping to whether mountain or colline regions was confirmed by the determined ecosystem type. 55 % were assigned to mountain instead of colline region. Otherwise, 6 % were assigned to colline instead of mountain regions.

The results confirm applicability of the developed model modules for extended areas. Absolute distance of vegetation structure according to Kullback proves to be the most reliable measure for determination of contemporary ecosystem type and, therefore, for assignment of reference state. Moreover, the results demonstrate the importance and the potentials of presented methods with respect to an effective area-covering forest monitoring with early-indicator function based on periodical vegetation records.

Dynamic modelling of geochemical parameters at representative sites. The aim of dynamic modelling of geochemical parameters under different scenarios of climate change and N-input at various representative sites in Germany is to improve the knowledge about the expectable development of the ecosystem´s status and their feasible changes into other ecosystem types.

The dynamic modelling is operated via VSD+ (Very Simple Dynamic Soil model) Version 5.3.1. (Posch & Reinds 2009, Fa. Alterra, CCE 2012). The selection of modelling sites was focused of the availability

and completeness of the dataset for parametrizing the model. They dataset should include measured data from various years as much as possible due to calibrate the model runs, and to improve the information value for interpreting the results. 15 sites from 5 model regions were selected. The simulation period was 1920-2070. The time series of the dynamic driving parameters were detected.

The former high N-input resulted in N-saturation at all sites (excluded IM Neuglobsow). There is no more a significant relationship between C/N-ratio and humus form in the current status. A (negative) correlation of N-deposition rate versus C/N-ratio is not visible at the present time. Simultaneously a significant correlation between acid deposition rates and the relevant soil parameters is currently no more existent. The reference values in the year 1920 exert the most important influence on the model results of base saturation and pH-value. The ongoing acidification at the modelled sites after 2010 in spite of strongly decreases of sulphur and nitrogen deposition is caused by the shortfall of basic dust emission from coal and wood combustion.

Regionalization of ecosystem types. This study aims to examine the map of ANOEST Germany (1: 500,000) from Jenssen et al. (2013) and, respectively, the map of the ANOEST in the Kellerwald National Park (1: 25,000) with regard to their data quality and reusability.

In accordance with DIN EN ISO 19113 and DDGI 2007, the positional accuracy (absolute positional accuracy) and thematic accuracy (classification correctness) were quantitatively determined. For this purpose, a comparison was made with geometrical data of well known positional accuracy such as ATKIS-DLM (Hesse) as well as with maps of biotopes and habitat types (Hesse), vegetation samplings from the Kellerwald National Park (permanent random sample inspection, own survey) and German-wide vegetation samplings from the W.I.E. database (since 1990).

The map of ANOEST Germany has an absolute positional accuracy of ± 42.29 m (≈ ± 42 m). It has been classified correctly to approx. 30%. A further approx. 35% are ecologically similar to the existing forest ecosystem types (together 65%). In a further approx. 15%, the ecosystem types were correctly classified, but only appeared as non-dominant ecosystem types. Approximately 15% occurred only as an ecologically similar ANOEST (together 30%). 5% of the spatial objects were mapped incorrectly. In the Kellerwald National Park (1: 25,000) about 22% of the ANOEST were classified correctly. Misclassifications on both scales were often due to wrong assignments to the altitude level (e.g., Eb-5n-C2 instead of D1-5n-C2) and, respectively, to the humus species (e.g., Eb-5n-D1 instead of Eb-5n-D1a).

The main reason for misclassifications must be seen in high thematic differenciation of the ecosystem classification according to Jenssen et al. (2013). Data on biotopes and habitat-types are more appropriate for a refutation than for a verification of the ANOEST. However, the spatial information is valuable for comparisons with regard to the occurrence of ANOEST as the main or accompanying ecosystem type. The correctness of the classification can best be verified by vegetation samplings, but only at the site level. Vegetation samplings can also be used to increase the quality of the ANOEST, especially at the regional level (1: 5,000 to 1: 25,000). On this spatial scale, it is recommended, to use preferably the key for indentifying forest ecosystems in Germany (Hofmann 2017).

Enhancements of the methodology for estimating ecological soil moisture. The ecological soil moisture ordination according to Hofmann (2002) served as a homogeneity criterion for ecosystem classification and as the main indicator for the soil water budget (Jenssen et al., 2013). The objectives of this investigation were to 1. spatio-temporally estimate ecological soil moisture with available data covering the whole territory of Germany; 2. to specify these estimates for the Kellerwald National Park; 3. to statistically analyse temporal trends of modelled soil moisture for the time period 1961-2070; and 4. to map soil moisture changes (drying-out) at both national and regional level.

The methodology relies on the rule-based model for estimations of the ecological soil moisture according to Benzler et al. (1987, in: Müller and Waldeck 2011). The climate during 1961–1990, 1991–

2010, 2011–2040 and 2041–2070 was parameterised by the climatic water balance March–October [mm] using the annual average amount of precipitation and FAO reference evapotranspiration (DWD) and a respective climate scenario calculated with the regional climate change model STAR II (RCP8.5) developed by the Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) (Orlowsky et al. 2008). For statistical regionalisation, temporal trends of temperature from global climate projections as well as observed values from climate stations (DWD) were used (ibid.). For the Kellerwald National Park, a correction of 207 the climatic water balance was calculated according to rule base VKR 3.30, Table 1 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a) with regard to gradient and cardinal point of slope using the digital elevation model (DEM) from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) with a spatial resolution of 90 m. A fuzzy rule-based model was developed and integrated into a Geographical Information System (GIS) allowing for estimations of the ecological soil moisture according to Hofmann (2002). Soil moisture was modelled and mapped on a scale of 1:500,000 across Germany and regionally specified on a scale of 1:25,000 for the Kellerwald National Park for the time intervals 1961–1990, 1991–2010, 2011–2040 and 2041–2070. The model validation based on vegetation samplings (n = 95) gave a root mean squared error (RMSE) of 0.86 and a coefficient of determination (pseudo R2) of 0.21. Average soil moisture declined significantly until 2070 concerning soils influenced by ground water and by stagnant water and at sites on steep slopes (> 25%) and on southerly slopes (120–240°). For the Kellerwald National Park, it is to be expected that about 20.2% of the protected area will be affected by a drying out of soil between 1961 and 2070 (in Germany approx. 18.2%).

The GIS-integrated fuzzy-model allows mapping of mean soil moisture at the national and regional scale as shown by the example of Germany and the Kellerwald National Park across observed periods and climate scenarios. The integration of Fuzzy Logic allows for modelling flowing transitions between categorical variables. By this, a loss of information can be diminished when using quantitative data on pedologic, hydrologic and climatic input parameters. The fuzzy-rule-based model can be used supplementarily to dynamic modeling with MetHyd (Posch and Reinds 2009), since data are often not available for areas of large spatial extent. For site-specific estimations, the use of MetHyd is recommended.

Rule-based assessments of ecosystem integrity. In principle, assessments of ecosystem integrity under climate change and atmospheric deposition are based on comparisons between current or future ecosystem states with an ecosystem-specific reference state (Jenssen et al. 2013). To this end, a rule-based system was developed, supporting an efficient (automated) assessment of deviations from the reference status and, respectively, changes in ecosystem integrity. The method was tested at both, site level and regional level.

The impact on ecosystem integrity was graded in accordance with increasing differences between the current or future ecosystem conditions and then referenced as very low, low, medium, high, and very high on three levels: (1) deviations from the reference state for 14 indicators, (2) deviations from the reference state for 6 ecosystem functions (based on the indicators) and (3) changes in ecosystem integrity. A respective set of allocation rules and aggregation rules were tested at 15 modeling sites using data on current and future ecosystem conditions in Germany. The applicability to specific areas was checked using the map of ANOEST from the Kellerwald National Park (scale 1: 25,000) and, respectively, a 2.5 km x 2.5 km grid in conduction with 70 vegetation samplings from the Kellerwald National Park (permanent random sample inspection, own survey). The latter was carried out for 6 indicators: Kullback-distance, deviations of compositions of species to reference condition, pH, base saturation, C/N ratio and ecological soil moisture index according to Hofmann (2002). In addition, the soil moisture index modelled by the use of the fuzzy-rule based system for the time intervals 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040 and 2041-2070 was taken to spatio-temporally assess changes of the deviations from the reference states of selected ANOEST in the Kellerwald.

For a total of 60 ecosystem types and 14 indicators, forms were developed for assessments of ecosystem integrity at individual sites. To handle larger data sets an extension for ArcGIS® Desktop 10.2 was developed considering 6 out of 14 indicators. It is recommended, to transfer the statistical means or medians of site-specific values to both, grids of 2.5 km x 2.5 km and objects of the ANOEST map. For this, at least 5 vegetation samples per ecosystem type or 2 vegetation samples per grid are recommended. The fuzzy-modelling of the ecolocical soil moisture index is a useful supplementation with respect to a high spatial differentiation and the possibility to estimate temporal trends of deviations from the reference state, as illustrated by the example of the Kellerwald National Park and for the time intervals 1961-90, 91-2010, 2011-40, and 2041-70.

Application of the methodology on habitat types according to the Habitats Directive. The aim of this study was to achieve an even more applicability of the methodology from the perspective of potential users (here: nature conservation). For this purpose, the ecosystem types were assigned to the habitat types of Annex I of the Fauna-Flora Habitats Directive (Habitats Directive). These allocation rules were applied to German-wide maps of climate change-induced developments of the ecosystem types in the time intervals 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040, and 2041-2070, spatially estimated by the use of Classification and Regression Trees (CART) (Jenssen et al. 2013). The frequencies of 4 habitat types in the total of 44 biogeographical CART classes (*4070 Bushes with Pinus mugo and Rhododendron hirsutum (Mugo - Rhododendretum hirsutii), 9110 Luzulo–Fagetum (beech forests), 91G0 Pannonic Woods with Quercus petraea and Carpinus betulus (Tilio–Carpinetum) and LRT 9410 Acidophilous Picea forests of the montane to alpine levels (Vaccinio–Piceetea)) were taken to statistically analyse changes of the spatial distribution over time. Decreases of >80% between 1961–90 and 2041–70 were classified as critical, and decreases of >40 to 80%, as medium.

Most of the ecosystem types according to Jenssen et al. (2013) correspond to the classification system of the Habitats Directive. The predictive mapping of the spatial CART clusters between the time intervals 1961-1990 and 2041-2070 allowed for analysing and mapping of changes in the distribution of 4 habitat types investigated: By the year 2070, significant decreases are to be expected for the habitat type * 4070 as well as for the habitat type 9410. This negative trend corresponds to respective changes of the ecosystem types of the subalpine zone of knee-timber and the higher montane level. Significant gains will result for habitat type 9110 by the year 2070. The decline of 91G0 is surprising at first, since the typical soil condition for the Tilio–Carpinetum is characterized as dry (Ssymank et al. 1998). However, in addition to the increase of air temperature, the rainfall also increases from 549-576 to 779 mm / a (+ 202-230 mm / a). This corresponds to a change from subcontinental conditions with relatively low rainfall to a rather atlantic or subatlantic climate.

Relationships between forest ecosystem conditions and ecosystem services on the national scale in Germany. The objective of the feasibility study was to demonstrate how the potential supply of selected forest ecosystems services (ES) could change by comparing the current potential supply and also the predicted supply of a forest ecosystem to the reference state. The comparison could be used to deduce in what kind and to what extent measures for restoring the highest possible supply of ES is necessary. Thus, the criteria should be operationalized and enable the use of the matrix approach (Burkhard et al., 2009, 2014, Jacobs et al., 2015) to identify the influencing factor which determines the degree of deviation of a current habitat function from a habitat potential in a reference state. Using the matrix approach, the user should be able to derive realistic and required measures to restore the best possible ES supply.

First, relevant terms and their definitions from four projects (OESI 1, MAES, ReWaLe and ESMERALDA) were compared and adjusted to have a mutual understanding of the ES concept. Second, a cluster assessment analysed how near-natural forest and forest ecosystem types (ANOEST) can be summarized according to the degree of similarity of site-ecological factors and of characteristics which

determine the provision of ES. Third, the matrix approach for the assessment of ES was exemplarily adapted and refined for three selected ES (habitat function, carbon storage function and biomass primary production).

Results: First, a harmonized glossary was created by comparing the definitions of relevant terms from different projects. Second, the currently near-natural ecosystem types (ANOEST) were initially grouped by hand according to the same type of combination of the ecoclimate group, the soil moisture levels group and the nutrient cycle type group. The next step was to summarize the ANOEST on the basis of the similarity of 12 relevant ES potential capacities by using the matrix approach. As a result, 78 unambiguous ANOEST groups were clustered, which were validated with two different statistical algorithms. Third, criteria catalogs and ordinal scales (matrices) were compiled for assessing the potential provision for the three selected ES. The evaluation criteria are defined by means of measurable parameters so that the derivation of the evaluation is comprehensible and the results are repeatable. The evaluation scales were applied to ANOEST and the regional distribution of the potential supply of ES in Germany was presented. The assessment matrices were used on a larger scale in the model region "Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge" and in the study area "Kellerwald-Edersee National Park".

1 Ausgangslage und Hintergrund

Klimawandel und atmosphärische Stickstoffeinträge können die Integrität von Ökosystemen, d.h. deren prägende Strukturen und Funktionen verändern und dadurch auch deren Nutzen für Menschen einschränken. Im FuE-Vorhaben 3010 83 214 (UFOPLAN 2010) wurden Grundlagen für ein ökologisches, räumlich explizites und bundesweit anwendbares Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität erarbeitet (Jenssen et al. 2013) und veröffentlicht (Jenssen et al. 2015; Nickel et al. 2015 a, 2016; Schröder et al. 2015, 2016 b). Das FuE-Vorhaben 3713 83 254 „Anwendung des Bewertungskonzepts für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen“ ist ein stärker anwendungsorientiertes Folgevorhaben, in dem die wissenschaftlichen Grundlagen der Methodik weiter vertieft und zu einem praxistauglichen integrierten Bewertungssystem für Ökosystemfunktionen ausgebaut werden sollen. Dazu erfolgte eine enge Kooperation der Auftrag-/Unterauftragnehmer des Vorläufervorhabens, dem Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta (LLÖK), dem Waldkunde-Institut Eberswalde (W.I.E.) und dem Büro PlanWerk (PW) mit potenziellen Anwendern.

Die im Vorläuferprojekt (Jenssen et al. 2013, 2015; Nickel et al. 2015 a, 2016; Schröder et al. 2015, 2016 b) entwickelte Methodik ermöglicht eine integrative Beurteilung von Veränderungen der Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung der Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen. Als Merkmale der Ökosystemintegrität gelten Selbstorganisationsfähigkeit, Funktionalität und Übereinstimmung abiotischer und biotischer Eigenschaften mit dem natürlichen Standortpotenzial (Identität). Die Methodik basiert auf einer umfangreichen vegetationskundlichen Datenbank, bundesweit verfügbaren Daten aus Kartengrundlagen und Langzeit-Monitoringprogrammen. Sie wird durch dynamische Modellierungen zukünftiger Klima- und Bodenverhältnisse ergänzt. Der Zustand von Ökosystemen wird dabei anhand der Kriterien Funktionalität, naturraumtypische Ausprägung chemischer und biologischer Kriterien sowie Stresstoleranz gegenüber anthropogenen Stickstoffeinträgen und Veränderungen des Klimas bewertet. Die Methodik ermöglicht die Bestimmung und Kartierung potenziell natürlicher Ökosystemtypen und aktuell naturnaher Ökosystemtypen. Für bestimmte Klimaszenarien und atmosphärische Stickstoffeinträge (2011-2070) können zukünftig plausible Ökosystementwicklungen projiziert und bewertet werden. Das Konzept stellt eine Ergänzung bereits existierender Bewertungsverfahren für Ökosystemzustände dar, indem es abiotische Umweltfaktoren und ihre Veränderungen als Treiber biologischer Veränderungen und Ökosystemfunktionen stärker einbezieht. Gleichzeitig soll es dazu dienen, die Ursachen von Störungen möglichst früh zu erkennen und geeignete Maßnahmen zum Erhalt und zur Entwicklung eines guten Ökosystemzustands abzuleiten.

Grundlegender Bestandteil der Methodik ist die Typisierung naturnaher Ökosysteme Deutschlands. Ihre Konkordanz zu anderen Ökosystemklassifizierungen, für die bisher keine bundesweit durchgeführte räumliche Konkretisierung vorliegt (EUNIS, Rieken et al. 2006), wurde in dem Vorläuferprojekt erreicht. Damit ist die entwickelte Ökosystemtypisierung anschlussfähig, und die mit ihr verknüpften Systematisierungen gewinnen an ökologisch fundierter Interpretierbarkeit und räumlicher Differenzierung.

Für 33 ausgewählte Ökosystemtypen erfolgte im Vorgängerprojekt die Beschreibung eines historischen Referenzzustandes basierend auf Daten aus dem Zeitraum 1961-1990. Als Referenzzustand wurde ein typenspezifischer Zustand von Ökosystemen definiert, dessen Merkmalsausprägungen durch Intervalle von historischen Zustandsvariablen (1961-1990) gekennzeichnet sind. Dabei wurde angenommen, dass dieser Zustand noch relativ wenig durch Stoffeinträge und Klimawandel verändert ist.

Für ausgewählte Ökosystemfunktionen (Lebensraumfunktion, Netto-Primärfunktion, Kohlenstoffspeicherung, Nährstofffluss, Wasserfluss und Anpassungsfähigkeit) wurden Indikatoren gewählt, anhand derer aktuelle und modellierte zukünftige Zustände von Ökosystemen mit dem

Referenzzustand verglichen werden können. Die Indikation erfolgte quantitativ anhand von Daten aus Monitoringprogrammen und aus der Datenbank des W.I.E., wobei Auswirkungen von Veränderungen der abiotischen systemischen Entwicklungsgrundlagen im Mittelpunkt standen.

Das Simulationsmodell Very Simple Dynamic (VSD) Soil Acidification Model (Posch & Reinds 2009, Fa. Alterra, CCE 2012) wurde dazu verwendet, um für die Ökosysteme quantifizierte Aussagen über denkbare zukünftige Ausprägungen (für die Jahre 2011-2040, 2041-2070) abzuleiten. Hierfür wurden bislang die STAR II-Projektionen für die Klimaszenarien RCP 2.6 und RCP 8.5 und zwei Szenarien atmosphärischer Stickstoffeinträge (ab 2010: 5 kg / ha * a sowie 15 kg / ha * a N-Deposition) zugrunde gelegt. Die dynamische Modellierung ermöglicht die Berechnung der zukünftigen Bodenverhältnisse für jeden durch ein Bodenprofil beschriebenen Ort Deutschlands unter Berücksichtigung verschiedener Depositionsszenarien. Durch einen Abgleich der modellierten Verläufe der Indikatoren *Gehalt an organischem Kohlenstoff, C/N-Verhältnis, pH* und *Basensättigung* mit den Informationen zu Bodenparametern aus der W.I.E.-Datenbank und mit der Ökosystemtypisierung kann die zukünftig mögliche Ökosystementwicklung standortspezifisch abgeschätzt werden.

Schließlich wurde ein Grobkonzept für die Abschätzung der Veränderungen der Integrität zuvor definierter und kartierter Waldökosysteme entwickelt. Dies bildete die Grundlage für Diskussionen über Ansätze zur Beurteilung der Ökosystemintegrität angesichts von Klimawandel und Stoffeinträgen.

Weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf wird vom Umweltbundesamt schwerpunktmäßig in der Konsolidierung der bereits erarbeiteten Ansätze und der Weiterentwicklung zur Praxisreife gesehen (siehe Projektbeschreibung vom 16.08.2013, Az. 97077-10/47). Die Ergebnisse des Vorläuferprojektes belegen, dass die Datenbank des W.I.E. von erheblicher nationaler Bedeutung ist. Ihre weitergehende Auswertung dürfte deshalb im Interesse von Bund und Ländern sein. Auf einem Expertenworkshop (Berlin am 12.12.2012) wurde die Methodik grundsätzlich positiv aufgenommen, und es wurden Vorschläge für deren Weiterentwicklung erarbeitet. Demnach ließe sich der praktische Nutzen erhöhen, indem die auf Stoff-, Wasser- und Energiehaushalt ausgerichtete Betrachtung mit fachlichen Bewertungen (z.B. Naturschutz) verknüpft wird, um eine noch umfassendere Aussage zur Ökosystemintegrität aus Sicht potenzieller Anwender zu erreichen.

2 Projektziele und -aufgaben

In dem Projekt sollen die für das Vorläuferprojekt (Jenssen et al. 2013) formulierten Aufgaben und Ziele aufgenommen und fortgeführt werden. Es sollen die wissenschaftlichen Grundlagen des Konzeptes weiterentwickelt und die Praktikabilität der erarbeiteten Methoden in weiteren Beispielgebieten überprüft und insgesamt weiter verbessert werden. Der entwickelte Ansatz soll von der Bundesebene bis zur regionalen bzw. lokalen Ebene räumlich konkretisiert werden. Hierzu ist der im Vorläuferprojekt begonnene Austausch mit Länderbehörden zu intensivieren. Der Schwerpunkt soll auch weiterhin auf Waldökosystemen liegen.

Um das Konzept zur Anwendungsreife zu führen, werden enge Kontakte zu Kooperationspartnern (Bund/Länder, ggf. Kommunen, Schutzgebietsverwaltungen) hergestellt, welche Daten bereitstellen könnten und die Auswertungsergebnisse mit den Projektbearbeitenden diskutieren möchten. Hinweise potenzieller Nutzer zur praktischen Umsetzbarkeit des Konzepts sollen helfen, eine breite Anwendung zu erleichtern. Ein Fachgespräch mit Experten, die verwandte Bewertungsmethoden entwickelt haben und/oder nutzen, soll helfen, einerseits den Mehrwert des Konzeptes gegenüber bereits bestehenden Bewertungsmethoden nachzuweisen, um die Akzeptanz zu stärken und andererseits die Ausrichtung der Bewertung noch besser an die Bedürfnisse der potenziellen Nutzer anzupassen.

Basierend auf den o.g. Zielen wird das Projekt in vier Arbeitspakete (AP) gegliedert:

(1) Überprüfung der Regionalisierung der ANOEST;

(2) Vertiefung fachlicher Fragen zu den Bewertungsgrundlagen;

(3) Inhaltliche Erweiterung der Methodik;

(4) Weiterentwicklung der Ansätze zur Beurteilung des Ökosystemzustandes und der Instrumente zur Frühwarnung und Entscheidungshilfe.

AP 1 knüpft an die im Vorläuferprojekt erarbeitete räumliche Differenzierung der OEST an und überprüft diese stichprobenartig bzw. an weiteren Beispielstandorten auf ihre Treffsicherheit. Aufgabe des Arbeitspaketes ist es auch, Vorschläge für eine verbesserte Datengrundlage bei Kartierungen in anderen Maßstabsbereichen zu entwickeln. Hierfür werden Daten etwa aus der Forsteinrichtung, Vegetationsaufnahmen oder FFH-Lebensraum-/Biotoptypenkartierungen herangezogen.

In AP 2.1 sollen die Referenzzustände um weitere wichtige Waldökosystemtypen und Untersetzung durch Primärdaten aus dem Zeitraum 1960-1990 oder davor erweitert werden. Bisher wurden Referenzzustände für 33 Ökosystemtypen beschrieben, die bislang schwerpunktmäßig Wälder und Forsten der Hochbergwaldlagen, der Bergwaldlagen, des subatlantischen, des zentraleuropäischen sowie des subkontinentalen Tieflands umfassen. Für eine bundesweite Anwendung des Konzeptes soll diese Auswahl im AP 2.1 um ca. 30-35 weitere repräsentative Ökosystemtypen ergänzt werden, so dass für Referenzzustände weit mehr als die Hälfte aller im Vorgängerprojekt kartierten Ökosystemtypen und der Großteil der mit Naturnahen Ökosystemtypen bedeckten Fläche Deutschlands flächenrepräsentativ quantifiziert sind.

In AP 2.2 werden sowohl Aussagen aus dem W.I.E.-Zeigerwertmodell als auch aus dem Ellenberg-Zeigerwertmodell für die im Projekt verwandten Ökosystemindikatoren überprüft und auf dieser Grundlage Empfehlungen für die Anwendung des jeweiligen Modells abgeleitet. Für die Ableitung des W.I.E.-Modells wurden über 1.600 Messwerte des Oberbodenzustands genutzt, die in der vegetationsökologischen Datenbank des W.I.E. dokumentiert sind. Für eine Validierung und Erweiterung des W.I.E.-Zeigerwertmodells sollen in dem Projekt Kooperationspartner (z.B. Bundesforstverwaltung, Landesforstverwaltungen) gewonnen werden, die weitere Daten aus Forsteinrichtung und / oder Standortserkundung bereitstellen.

Ziel des AP 3.1 ist die dynamische Modellierung an repräsentativen Standorten zur Ableitung von verallgemeinerbaren und übertragbaren Erkenntnissen über die zu erwartenden Entwicklungen von Ökosystemzuständen unter N-Eintrags- und Klimaprognosen. Für die Modellierung wird das Very Simple Dynamic Soil Acidification Model (VSD) verwendet.

In AP 3.2 soll untersucht werden, ob für den Indikator „Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)“ weitere Daten insbesondere zur klimatischen Wasserbilanz, zur Exposition und Hangneigung sowie zum Grundwasserflurabstand einbezogen werden können. Hierzu wird geprüft, ob der ökologische Feuchtezustand der Böden und deren Änderungen unter dem Einfluss des Klimawandels mit Hilfe eines auf Expertenwissen und Fuzzy-Sets (Zadeh 1965) basierenden Modells als Ergänzung zur dynamischen Modellierung abgeschätzt werden können.

AP 3.3 befasst sich mit der flächenbezogenen Anwendbarkeit der Methodik und umfasst insbesondere die Prüfung, ob mit Hilfe des Zeigerwertmodells charakteristische Kennwerte für Bodenfeuchte, Bodenreaktion, Basensättigung und C/N-Verhältnis ermittelt und auf die Fläche übertragen werden können.

Zur Beurteilung der Lebensraumfunktion der Böden soll im AP 3.4 eine Einbeziehung bodenbiologischer Charakteristika bei der Beschreibung der Referenzzustände getestet werden.

Hierzu sollen Fachgespräche mit Bodenbiologen durchgeführt werden. Im Ergebnis eines Workshops (Berlin, Febr. 2013) wurde festgestellt, dass insbesondere die Einbeziehung der Regenwurmzönose in diesem Zusammenhang aussichtsreich erscheint.

Ziel des AP 4.1 ist es, die in dem Vorläuferprojekt erarbeiteten Bewertungsgrundlagen zu einer nachvollziehbaren Methodenbeschreibung aufzubereiten. Diese wird in einer Art Handbuch dokumentiert.

Im AP 4.2 sollen Kombinationsmöglichkeiten des methodischen Konzeptes mit anderen fachlichen Bewertungsverfahren geprüft werden, um im Sinne einer Ergänzung ggf. eine noch umfassendere Aussage aus Sicht potenzieller Anwender zu erreichen. Dies soll am Beispiel des Monitoring gem. Art. 11 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie bzw. der Kartierung und Bewertung von Ökosystemleistungen (Kandziora et al. 2013; Maes et al. 2013) dargestellt werden.

3 Erarbeitung von Referenzzuständen wichtiger Wald- und Forstökosystemtypen

Die im Vorläuferprojekt erarbeiteten Referenzzustände beziehen sich auf 33 naturnahe Ökosystemtypen (Jenssen et al. 2013). Davon sind 30 Ökosystemtypen Wälder und Forsten der Hochbergwaldlagen, der Bergwaldlagen, des subatlantischen, des zentraleuropäischen sowie des subkontinentalen Tieflands, 3 Ökosystemtypen beschreiben naturnahe Offenlandökosysteme. Die Auswahl orientierte sich an den im Vorläuferprojekt bearbeiteten Modellregionen, nämlich dem Thüringer Wald, der Region Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen und der Region Nord-Brandenburg.

Mit diesen 33 Ökosystemtypen wurden die Referenzzustände für die auf insgesamt 35 % der kartierten Fläche ausgebildeten naturnahen Ökosysteme Deutschlands (ANOEST) bereitgestellt. Von diesen 35 % beziehen sich 23 % auf Wälder und Forsten des subatlantischen und zentraleuropäischen Tieflands und 12 % auf Wälder der Hochbergwald- und Bergwaldlagen.

Die Auswahl weiterer, die Ökosystemtypen des Vorläufervorhabens ergänzender ANOEST in dem vorliegenden Folgeprojekt, hat sich an den folgenden Kriterien orientiert:

1. Welche flächenrepräsentativen Wald- und Forstökosysteme fehlen derzeit noch?

2. Welche flächenhaft ökologisch bedeutsamen Wald- und Forstökosysteme fehlen?

3. Welche im Hinblick auf Klimawandel und Fremdstoffeinträge künftig bedeutsamen Wald- und Forstökosysteme fehlen?

4. Möglichst hohe Flächenabdeckung der kartierten ANOEST.

Die Analyse im Hinblick auf die Flächenrepräsentanz (Kriterium 1) ergab, dass bisher die Tiefland-Fichtenforsten auf 18 % der kartierten ANOEST-Fläche vollständig fehlen, Tiefland-Buchenwälder auf noch 16 % der kartierten Fläche und Tiefland-Kiefernforsten auf noch 9 % der kartierten Fläche. Es wurde daher festgelegt, dass diese flächenhaft fehlenden Wälder und Forsten ergänzt werden sollen.

Im Hinblick auf flächenhafte ökologische Relevanz (Kriterium 2) sind insbesondere die Nass- und Feuchtwaldökosysteme (Erlenwälder, Eschenwälder, Stieleichenwälder) zu ergänzen, die insgesamt zwar nur knapp 5 % der kartierten Fläche ausmachen, allerdings einen Großteil der im Boden gespeicherten Kohlenstoffvorräte beherbergen und damit eine herausragende Bedeutung für den Klimaschutz besitzen (Hofmann und Jenssen 2005). Gleichzeitig sind diese Ökosysteme in sensibler Art und Weise vom Landschaftswasserhaushalt abhängig und somit auch durch einen weiter fortschreitenden Klimawandel besonders bedroht. Nass- und Feuchtwaldökosysteme stellen einen bevorzugten Lebensraum für Regenwurmzönosen dar (Jenssen und Hofmann 2004). Ihre Berücksichtigung bei der Auswahl ergibt sich somit auch im Zusammenhang mit dem AP 3.4, in dessen

Rahmen eine mögliche Einbeziehung von Regenwurmzönosen in die Bewertung der Ökosystemintegrität geplant ist. Weiterhin wurden ausgewählte Ökosystemtypen aufgrund einer besonderen naturschutzfachlichen Relevanz berücksichtigt, so z.B. die den bislang noch nicht berücksichtigten FFH-Lebensraumtypen 9150, 9190 und 91D0 zuzuordnenden Ökosystemtypen.

Das AP 4 sieht die Bestimmung von möglichen Ziel-Ökosystemtypen in Folge von Anpassungsmaßnahmen an die zu erwartenden Bedingungen von Klimawandel und Fremdstoffeinträgen vor. Aus diesem Grunde sind bei der Quantifizierung von Referenzzuständen auch künftig bedeutsame naturnahe Wald- und Forstökosysteme zu berücksichtigen, die derzeit eine eher untergeordnete Flächenrepräsentanz besitzen (Kriterium 3). Hierzu zählen insbesondere die klimaplastischen Waldtypen der Kiefern-Traubeneichenwälder, Traubeneichenwälder, Winterlinden-Hainbuchenwälder und Hainbuchen-Buchenwälder (Jenssen et al. 2007), deren derzeitiger Flächenanteil unter 2 % liegt.

Die derzeitige Repräsentanz der Wald- und Forstökosystemtypen innerhalb der ausgewählten Modellregionen und der dort vorhandenen Level-II-Flächen hat umgekehrt wiederum die engere Auswahl der neu zu bearbeitenden Ökosystemtypen beeinflusst, so dass eine möglichst hohe Flächenabdeckung der kartierten ANOEST innerhalb der in diesem Projekt zu bearbeitenden Modellregionen ein viertes Auswahlkriterium für die Erweiterung der Referenzzustände darstellte. Die unter Berücksichtigung dieser vier Kriterien vorzugsweise zu bearbeitenden Ökosystemtypen waren auch wesentlich für die Auswahl der Modellregionen (siehe Kapitel 7.1 dieses Berichtes).

Im Ergebnis dieser vier Auswahlkriterien wurde für die im Anhang A1.1 dargestellten Wald- und Forstökosystemtypen die Erweiterung der Referenzzustände erarbeitet. Mit den nach den dort im Einzelfall ausgewiesenen Kriterien neu hinzu kommenden 31 Ökosystemtypen werden 50 % der kartierten ANOEST-Fläche Deutschlands (47.820 km2) erfasst, so dass im Ergebnis mit den insgesamt 60 Ökosystemtypen dann über 85 % (81.577 km²) der kartierten Gesamtfläche Deutschlands mit Referenzzuständen versehen werden können.

Es wurden die Referenzzustände bis 1990 für sämtliche 60 Wald- und Forstökosystemtypen neu bearbeitet. Die Ergebnisse sind zusammenfassen in Anhang 2 und ausführlich in der Forschungsdatendokumentation zu diesem Projekt wiedergegeben. Dabei wurden die Referenzzustände durchgängig um folgende Merkmale erweitert:

- Ergänzung der Merkmale zur „Lebensraumfunktion“ um das Vorkommenspotenzial für Pflanzenarten der Roten Liste Deutschland und deren Häufigkeit und Menge
- Ergänzung der Merkmale zum „Nährstoffhaushalt“ um Ernährungskennwerte für Trauben-Eiche, Stiel-Eiche, Weiß-Tanne, Winter-Linde, Hainbuche, Berg-Ahorn und Esche
- Beifügung von in der Literatur sowie im Archiv des W.I.E. verfügbaren Bodendaten, die sich eindeutig den Ökosystemtypen zuordnen lassen
- Einfügung von Abbildungen typischer Bodenprofile für fast alle Ökosystemtypen
- Gesonderte Beifügung aller Abbildungen als hochauflösende jpg-Dateien
- Literaturnachweise für alle übermittelten Informationen
- Excel-Tabellen mit insgesamt 3683 Vegetationsaufnahmen (davon 2707 Aufnahmen im Referenzzeitraum 1905-1990), versehen mit Quellennachweisen sowie – sofern vorhanden – Oberbodendaten.

Die Indikatoren für die Lebensraumfunktion (Maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung und minimale prozentuale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung) zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 wurden für

sämtliche 60 Wald- und Forstökosystemtypen nach der in Jenssen et al. (2013) ausgewiesenen Methodik neu berechnet (Anhang A1.5). Im Mittel über alle Ökosystemtypen ergibt sich eine durchschnittliche maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung von 0,83 ± 0,29 und eine durchschnittliche minimale prozentuale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung von (57 ± 11) %. Dies beweist eine hohe Homogenität innerhalb der ausgewiesenen 60 Wald- und Forstökosystemtypen, mit denen knapp 85 % der in ANOEST kartierten Gesamtfläche Deutschlands mit historischen Referenzzuständen versehen wird.

Mittelwerte und Standardabweichung für die Indikatoren des Nährstoff- und Wasserhaushalts (C/N-Verhältnis, pH-Wert in 1/10 KCl, Basensättigung und Feuchtekennzahl) wurden zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für insgesamt 60 Wald- und Forstökosystemtypen mit den in (Jenssen et al. 2013) beschriebenen Zeigerwertmodellen berechnet. Die Ergebnisse sind in Anhang A1.6 dargestellt. Es erfolgt eine detaillierte Dokumentation dieser Zeigerwertmodelle im Vergleich zu den Bewertungsalgorithmen nach VDI (2008) auf der Grundlage Ellenbergscher Zeigerwerte im Kapitel 5.

4 Ergänzung ausgewählter Referenzzustände um Indikatoren für den Zustand der Bodenbiozönose

4.1 Hintergrund und Ziel der Untersuchungen

Die Arbeiten von Ulfert Graefe et al. (Graefe 1993, 1995; Graefe und Belotti 1999, Graefe und Beylich 2006) legen es nahe, dass eine Zuordnung von Lumbricidengesellschaften zu Ökosystemtypen möglich ist, da starke Korrelationen zwischen den Oberbodenparametern C/N-Verhältnis, Basensättigung bzw. pH-Wert und Bodenfeuchte nachgewiesen wurden. Aufgrund dieser Befunde sind die Lumbricidengesellschaften als charakteristisch anzunehmen für spezifische Kombinationen aus Stoffkreislauftyp und Wasserhaushaltstyp, die ihrerseits mit bestimmten Humusformen unter verschiedenen Bodenfeuchteverhältnissen korrespondieren. Ziel der Untersuchungen war es somit, den unterschiedlichen Ökosystemtypen bodenbiologische Referenzzustände zuzuordnen, die aus in Qualität und Quantität chrakteristischen Artenkombinationen von Lumbriciden bestehen. Dieses Ziel sollte erreicht werden durch Auswertung der umfangreichen bodenökologischen Edaphobase-Datenbank des Senckenberg-Instituts in Görlitz.

4.2 Material und Methoden

Die Auswertung der Datenbank erfolgte zunächst auf der Basis der Biotoptypen nach Riecken et al. (2006). Die Zuordnung der Biotoptypen zu den Ökosystemtypen ist nicht eindeutig, da in der Regel einem Biotoptyp mehrere Ökosystemtypen zugeordnet werden können. In einem zweiten Schritt sollten daher die in der Datenbank vorhandenen bodenphysikalischen, bodenchemischen und vegetationsstrukturellen Daten genutzt werden, um die Zuordnung der bodenbiologischen Aufnahmen innerhalb eines Biotoptyps zu spezifizieren. Hierzu kommen insbesondere Daten zum Bodentyp, zur Humsform sowie chemische Oberbodenkennwerte in Frage, sofern vorhanden. Über die Angabe des Biotoptyps hinausgehende Daten zur Vegetation sind nur in Ausnahmefällen in der Datenbank enthalten. Die zu einem Ökosystemtyp bzw. – falls die eindeutige Zuordnung nicht möglich war – zu einem Biotoptyp zugeordneten Daten wurden jeweils in einer Exceltabelle abgespeichert. Die weitere Auswertung erfolgte dann außerhalb von Edaphobase auf der Grundlage dieser Exceltabellen.

Nach der Zuordnung der Aufnahmen zu den Ökosystemtypen sollte in einem weiteren Schritt die Zusammenfassung dieser Aufnahmen in Tabellen erfolgen, in denen charakteristische Artenkombinationen in typischen Mengenentfaltungen ausgewiesen werden. In Anlehnung an die

Methodik bei der Zusammenfassung der Vegetationsaufnahmen (Jenssen et al. 2013) sollten dabei nach Möglichkeit Angaben über die Stetigkeit (relative Häufigkeit des Vorkommens einer Art) und die Abundanz (Mengenentfaltung, z.B. als mittlere Menge bzw. Dominanzklasse) miteinander kombiniert werden. Voraussetzung hierfür ist in jedem Fall, dass die Daten so ausgewertet werden können, dass verschiedene Beobachtungen zu einer Aufnahme vereinigt werden können, die am gleichen Ort im gleichen Zeitraum erhoben wurden, durch dieselben vegetationsstrukturellen und Oberbodenparameter gekennzeichnet sind und einen ähnlichen Flächenbezug besitzen.

4.3 Ergebnisse

Aufgrund der vorliegenden Daten wurden die in Tabelle 1 dargestellten Zuordnungen der Beobachtungen zu Ökosystemtypen bzw. Gruppen von Ökosystemtypen getroffen.

Tabelle 1: Zuordnung von Beobachtungen zu Ökosystemtypen(-gruppen)

Ökosystemtyp	BfN-Biotoptyp	Anzahl Beobachtungen	Anzahl Orte
1.1.1 Schwarzerlenwald-Ökosysteme			
Eg-7o-T5 Eg-7o-T4	43.02.02.02	40	10
1.1.5 Stieleichen-Hainbuchen-Ökosysteme			
Eg-7g-C1 / D1 / E1	43.07.02	227	18
1.3.1 Tieland-Buchenwald-Ökosysteme 1.3.2 Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme			
Eb-4n-B2 / C2 Ec-4n-C2	43.07.04.01	10	3
Eb-4r-E2	43.08.02	1	1
Eb-5n-C2	43.07.04.02	62	5
Eb-5n-D1 / D1a / E2, Eb-5r-E2 Eb-7n-D1 Ec-4n-D1a Ec-5n-D1 / E1	43.07.05.01	5	1
1.7.2 Fichten-Tannen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme			
Nicht näher eingrenzbar	44.03.04.02	39	1
1.8.1 Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme			
Nicht näher eingrenzbar	44.03.02	13	1
Fichtenforsten			
Eg-7m-b1	44.04.01.02	4	1
Nicht näher eingrenzbar	44.04.01	159	15
Kiefernforsten			
Nicht näher eingrenzbar	44.04.03	50	9

4.4 Diskussion der Ergebnisse

Die mangelnde Vollständigkeit und sehr häufig auch eine mangelnde Plausibilität der Oberbodendaten gestatten meistens nur eine Zuordnung zu Biotoptypen des BfN, die jedoch mehrere Ökosystemtypen und insbesondere auch Stoffkreislauftypen umfassen. Die Datenbank enthält keine Vegetationsaufnahmen und auch nur sehr spärliche Hinweise zur Vegetation, die eine Typzuordnung ermöglichen würden. Ein weiteres grundsätzliches Problem ergibt sich daraus, dass die Zuordnung einzelner Beobachtungen zu einer homogenen Versuchsfläche, also zu einer Aufnahme häufig nicht möglich ist. Flächenbezüge zu den Probenahmen sind ebenfalls nicht möglich. Die auf dieser Grundlage abgeleiteten Arteninventare sind wenig bis kaum differenziert, eine verlässliche Angabe von Stetigkeits- und/oder mittleren Abundanzwerten ist nicht möglich.

Die Analyse zeigt, dass nur für einige Ökosystemtypen eine hinreichende Anzahl von Beobachtungen vorliegt, die prinzipiell eine Charakterisierung im Hinblick auf typische Lumbricidengesellschaften gestatten könnte. Dies betrifft insbesondere die Schwarzerlenwald-Ökosysteme und die Stieleichen-Hainbuchen-Ökosysteme. Hierzu ist es jedoch erforderlich, die in Edaphobase für jede Beobachtung angegebenen primären Literaturquellen auszuwerten. Das konnte im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie jedoch nicht geleistet werden.

5 Validierung und Erweiterung des W.I.E.-Zeigerwertmodells

5.1 Hintergrund und Ziel der Untersuchungen

Unter gegebenen klimatischen und Bestockungsverhältnissen ist die Menge des pflanzenverfügbaren Stickstoffs (N) die entscheidende Ursache für die Differenzierung der Waldvegetation und ihrer Vielfalt im grundwasserfernen Standortsbereich (Jenssen 2010). Hierin liegt auch der Grund, warum die externe N-Zufuhr über den Luftpfad als ein neuer Standortsfaktor seit den siebziger Jahren des vergangen Jahrhunderts zu rasanten, großflächigen Vegetationsveränderungen geführt hat (Ellenberg 1985, Hofmann et al. 1990, Bücking 1993, Hofmann 2002, Jenssen und Hofmann 2005, Jenssen 2009, Ewald et al. 2013).

Die N-Sensitivität der Vegetation, die hohe aerodynamische Rauigkeit der Kronendächer und die Tatsache, dass der N-Haushalt in Wäldern und Forsten meistens nicht durch Düngung oder andere Bewirtschaftungseingriffe gezielt gesteuert wird, machen Waldpflanzenarten zu einem idealen Indikator auch für anthropogene N-Einträge. Während N-Einträge, N-Verfügbarkeit und N-Austräge in das Grundwasser nur punktuell und mit hohem Aufwand messbar sind, können mit Bioindikation durch Waldpflanzenarten z.B. im Rahmen von Umweltbeobachtungsprogrammen auch räumliche Gradienten und zeitliche Veränderungen der N-Eutrophierung nachgewiesen werden. Hierzu wird in der VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1 ein Verfahren festgelegt (VDI 2008), das auf der Nutzung der N-Zeigerwerte nach Ellenberg et al (1992, 2001) beruht. Diese Zeigerwerte sind für mitteleuropäische Farn- und Blütenpflanzen als Ordinalzahlen auf einer Skala zwischen 1 (sehr gering) und 9 (sehr hoch) definiert. Für eine Vegetationsaufnahme mit wenigstens fünf Pflanzenarten, denen jeweils ein N-Zeigerwert zugeordnet ist, wird das arithmetische Mittel (NZ_m) gebildet und dieser Mittelwert der entsprechenden Untersuchungsfläche zugeordnet. Obwohl die Mittelwertbildung von Ordinalzahlen aus mathematischer Sicht eigentlich nicht zulässig ist, hat sich das Verfahren in seiner Anwendung als sehr robust und zielführend erwiesen (Dieckmann 2003). Auf dieser Grundlage werden die zu bewertenden Untersuchungsflächen den in Tabelle 2 dargestellten N-Verfügbarkeitsstufen zugeordnet.

Tabelle 2: Zuordung der zu bewertenden Untersuchungsflächen zu N-Verfügbarkeitsstufen

	$1{,}0 < NZ_m \leq 3{,}3$	$3{,}3 < NZ_m \leq 4{,}3$	$4{,}3 < NZ_m \leq 5{,}3$	$5{,}5 < NZ_m \leq 6{,}1$	$6{,}1 < NZ_m < 9{,}0$
N-Verfüg-barkeit	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Bewertung	dystroph	oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph

Die Ellenberg-Zeigerwerte der Pflanzenarten stellen gutachterliche Schätzziffern dar, die auf der Grundlage von N-Gehalten in Pflanzenblättern abgeleitet wurden (Ellenberg et al. 1992, 2001). Sie haben daher nur einen indirekten Bezug zu den verfügbaren N-Vorräten in den Waldböden und können nicht mit chemischen Oberbodenparametern gleichgesetzt werden, sind daher auch nicht direkt mit Mess- oder Modellwerten vergleichbar. Bei der Verrechnung zu Mittelwerten wird jede vorkommende Pflanzenart gleich gewertet, unabhängig von ihrer tatsächlichen Mengenentfaltung auf der Fläche. Tatsächlich wäre auch jede Form der Gewichtung z.B. mit der Bodendeckung oder der Individuenzahl willkürlich (Dieckmann 2003). Mit Hilfe des Ellenberg-Zeigerwertmodells konnte in einer groß angelegten Datenbankstudie eine Eutrophierung der mitteleuropäischen Waldlandschaft seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts bestätigt werden (Ewald et al. 2013).

Bei der Bewertung der Ökosystemintegrität von Wald- und Forstökosystemen im Rahmen dieses Projektes kommt ein Modell (W.I.E.-Zeigerwertmodell) zum Einsatz, das den Zeigerwert der Waldbodenvegetation für das C/N-Verhältnis im Oberboden abbildet (Jenssen 2010). Es wird einerseits genutzt, um die Oberbodenzustände der Referenzzustände (Ökosystemtypen) zu definieren. Über die Kartierung der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen der Wald- und Forstvegetation können somit flächendeckend Referenzzustände der C/N-Verhältnisse in bestimmten (typspezifischen) Spannbreiten angegeben werden. Andererseits wird es möglich, durch eine periodische Kartierung der Vegetationszusammensetzung an einem Ort z.B. im Rahmen von bundesweiten Inventur- oder Monitoringverfahren Entwicklungen der C/N-Verhältnisse im Oberboden und damit auch der N-Verfügbarkeiten innerhalb dieser Spannbreiten bzw. Über- oder Unterschreitungen derselben zeitlich hoch auflösend darzustellen. Das Verfahren kann somit insbesondere auch im Sinne eines Frühwarnsystems Anwendung finden.

Das Kernstück des W.I.E.-Zeigerwertmodells ist die Ableitung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für die Verteilung der Pflanzenarten über dem Parameter Oberboden-C/N und pH-Wert. Berücksichtigt werden dabei jeweils die obersten 5 cm unabhängig davon, ob es sich um Zustände der organischen Auflage oder des Mineralbodens handelt. Es wird mit diesem Modell erstmals möglich, sowohl die Amplituden als auch die Schwerpunkte des Vorkommens der Pflanzenarten in Bezug auf die chemischen Oberbodenzustände im Rahmen der Gesamtvegetation zu quantifizieren. Das bedeutet, dass z.B. Pflanzenarten mit einer engen ökologischen Amplitude im Hinblick auf das Oberboden-C/N-Verhältnis einen anderen Weiserwert besitzen als solche, die in einem weiten C/N-Bereich vorkommen. Dabei sind sowohl symmetrische als auch schiefe Verteilungen möglich. Ferner werden sowohl die Schichtzugehörigkeit (zwei Schichten) als auch die Mengenentfaltung (bis zu drei Deckungswertklassen) der Pflanzenarten in ihrem Weiserwert berücksichtigt. Die Verteilungsfunktionen der an einem Standort vorkommenden Pflanzenarten werden für jede Klasse von C/N-Werten multiplikativ miteinander verknüpft und die resultierende Verteilungsfunktion so normiert, dass die Fläche unter der Kurve eins ergibt. Auf diese Weise erhält man eine neue Verteilungsfunktion für die Untersuchungsfläche, die angibt, mit welcher Wahrscheinlichkeit diese Fläche ein bestimmtes C/N-Verhältnis im Oberboden aufweist. Der Fläche können dann der Modalwert der resultierenden Verteilung oder aus praktischen Gründen auch arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung zugewiesen werden, letzteres, da die resultierende Verteilung meistens sehr symmetrisch ist und eine Normalverteilung annähert.

Ziel dieser Studie ist es, beide Verfahren im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit zu vergleichen und in Beziehung zu setzen. Dies ist geboten, da das VDI-Verfahren weit verbreitet ist und Richtliniencharakter besitzt, mit der Angabe der Ellenberg-Zeigerwerte in den meisten Vegetationsdatenbanken ist es zudem auch leicht anwendbar. Trotz der geschilderten unterschiedlichen Voraussetzungen beider Modelle ist es für praktische Zwecke insbesondere wünschenswert, den N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI auch ungefähre Intervalle des Oberboden-C/N und die für die Beschreibung der Referenzzustände in diesem Projekt genutzten und deutschlandweit kartierten Stoffkreislauftypen zuzuordnen.

5.2 Material und Methoden

Zum Vergleich beider Modelle wurden aus der W.I.E.-Datenbank zunächst diejenigen Vegetationsaufnahmen ausgewählt, für die Oberboden-C/N-Werte vorhanden waren und die wenigstens fünf Pflanzenarten mit Angabe von Ellenberg-N-Zeigerwerten enthalten. Ferner wurde die Analyse auf Waldaufnahmen eingeschränkt, d.h. die Deckung der Baumschichten sollte mindestens 30 % betragen. Die C/N-Werte beziehen sich dabei entweder auf die Humusstoffschicht der organischen Auflage (Oh) oder aber auf den mineralischen Ah-Horizont. Sofern beide Werte vorlagen, wurde der erstere Wert verrechnet. Auf diese Weise wurde ein Datensatz von 1328 Vegetationsanalysen mit zugehörigen C/N-Oberbodenwerten ausgewählt. Zu beachten ist, dass dieser Datensatz in großen Teilen eine Teilmenge desjenigen Datensatzes von insgesamt 1643 C/N-Werten darstellt, die bereits zur Ableitung der im W.I.E.-Zeigerwertmodell verwandten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen genutzt wurde.

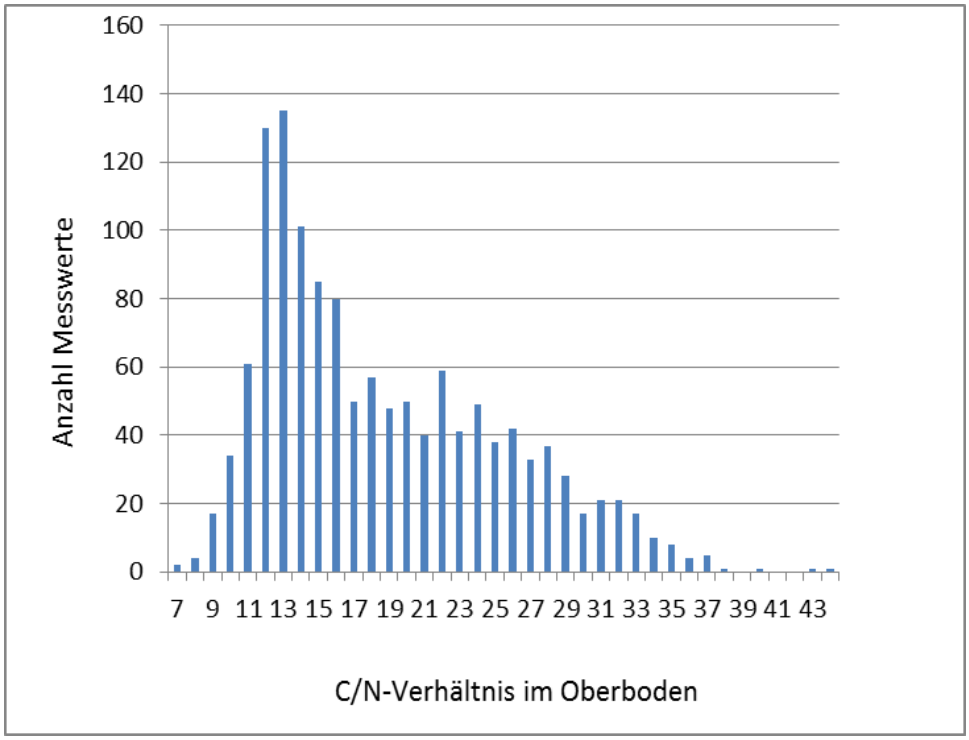
Zunächst wurden die C/N-Messwerte qualitativ mithilfe eines Histogramms, eines Q-Q-Plots und zusätzlich quantitativ mit dem Shapiro-Wilk Test auf Normalverteilung geprüft. Im zweiten Schritt wurden die mittleren N-Zeigerwerte NZ_m nach VDI berechnet und ebenfalls auf Normalität geprüft. Da sich in beiden Fällen kein Hinweis auf Normalverteilung ergab, wurde mit Hilfe eines χ^2-Anpassungstests geprüft, ob beide Grundgesamtheiten zumindest derselben nichtnormalen Verteilungsfunktion zugerechnet werden können. Da die Datensätze nicht binormal verteilt sind, wurde die Korrelation zwischen den C/N-Messwerten und den N-Zeigerwerten mithilfe des Rangkorrelationskoeffizienten von Spearman berechnet. Da nichtlineare Regressionsmodelle keine deutlich besseren Ergebnisse brachten, wurden die C/N-Messwerte mittels linearer Regression aus den N-Stickstoffzahlen NZ_m modelliert und das lineare Bestimmtheitsmaß r^2 berechnet. Anschließend wurden sowohl das W.I.E.-Zeigerwertmodell als auch das lineare Regressionsmodell genutzt, um aus insgesamt 17 703 Vegetationsanalysen der W.I.E.-Datenbank mit wenigstens jeweils fünf N-Zeigerarten C/N-Oberbodenwerte zu modellieren.

In einem letzten Schritt wurden insgesamt 2 499 Vegetationsaufnahmen (Aufnahmejahr vor 1991), die in diesem Projekt zur Ableitung und Dokumentation von 60 Referenzzuständen (Ökosystemtypen) genutzt und dokumentiert wurden und die wenigstens jeweils fünf N-Zeigerarten enthalten, verwandt, um die Stoffkreislauftypen der Referenzzustände einerseits und die C/N-Oberbodenverhältnisse bzw. die aus den Ellenberg-Zeigerwerten abgeleiteten N-Verfügbarkeitsstufen andererseits zueinander in Beziehung zu setzen. Die den unterschiedlichen Stoffkreislauftypen der Referenzzustände zugeordneten C/N-Modellwerte bzw. mittleren N-Zeigerwerte NZ_m wurden mit dem parameterfreien Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test daraufhin überprüft, ob sich die zentralen Tendenzmaße zwischen den Stoffkreislauftypen voneinander unterscheiden.

5.3 Ergebnisse

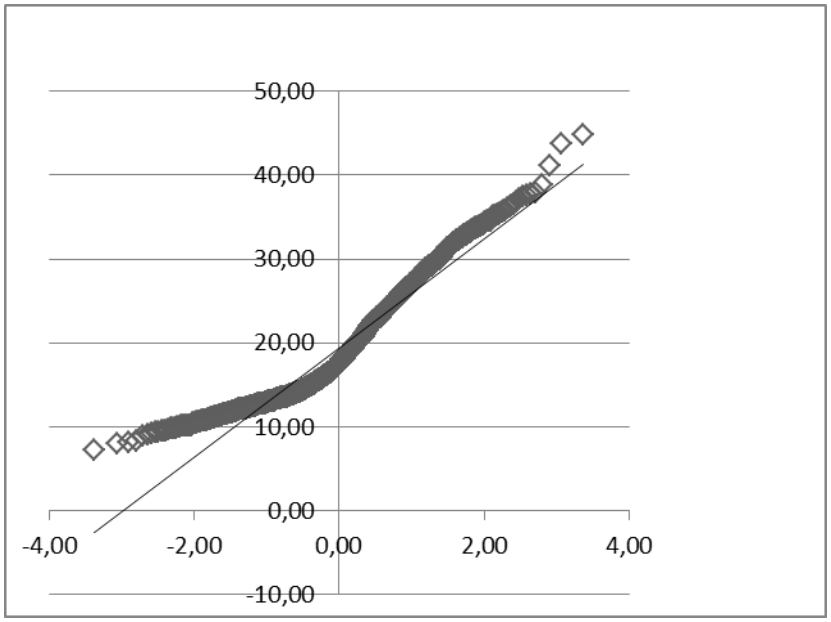
Die Häufigkeitsverteilung zeigt eine betont rechtsschiefe Verteilung der C/N-Werte und eine linksschiefe Verteilung der Zeigerwerte NZ_m (Abbildungen 1 und 3). Beide Verteilungen weichen deutlich von einer Normalverteilung ab (Abbildungen 2 und 4). Die aus diesem Befund ableitbare Hypothese, dass beide Verteilungen (C/N-Verhältnisse in umgekehrter Reihenfolge der Klassen) eine gemeinsame (nichtnormale) Verteilungsfunktion annähern, konnte auf dem Signifikanzniveau p=0,05 abgelehnt werden.

Abbildung 1: Häufigkeitsverteilung der 1328 Oberboden-C/N-Messwerte



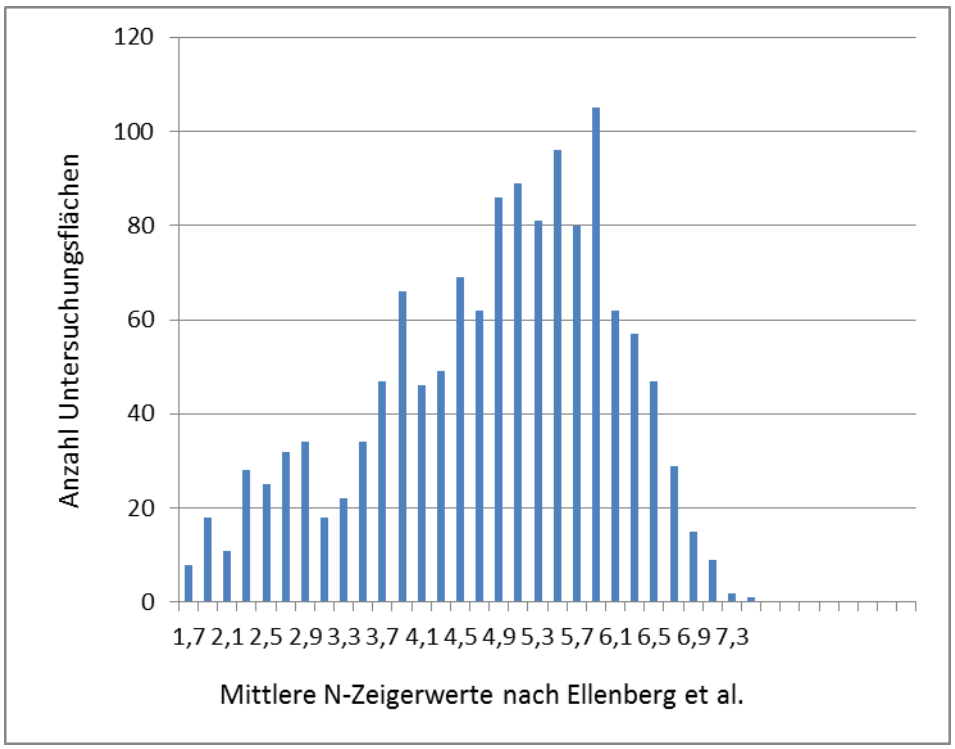
Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Abbildung 2: Q-Q-Plot der 1328 Oberboden-C/N-Messwerte über den bei Normalverteilung angenommenen Werten der inversen Standardnormalverteilung



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

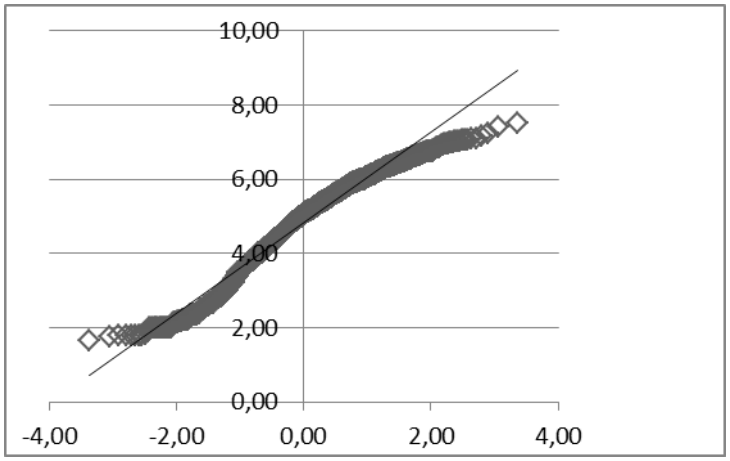
Abbildung 3: Häufigkeitsverteilung der 1328 mittleren N-Zeigerwerte



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen den 1328 ausgewählten C/N-Messwerten und den aus den Vegetationsaufnahmen mithilfe des W.I.E.-Zeigerwertmodells berechneten C/N-Werten beträgt **r= 0,92**, derjenige zwischen den Messwerten und den berechneten mittleren N-Zeigerwerten NZ_m beträgt **r= 0,72**. Ersetzt man die C/N-Messwerte durch die W.I.E.-Modellwerte C/N, so ergibt sich eine Rangkorrelation zu den N-Zeigerwerten NZ_m von **r= 0,83**.

Abbildung 4: Q-Q-Plot der 1328 mittleren N-Zeigerwerte NZm über den bei Normalverteilung angenommenen Werten der inversen Standardnormalverteilung



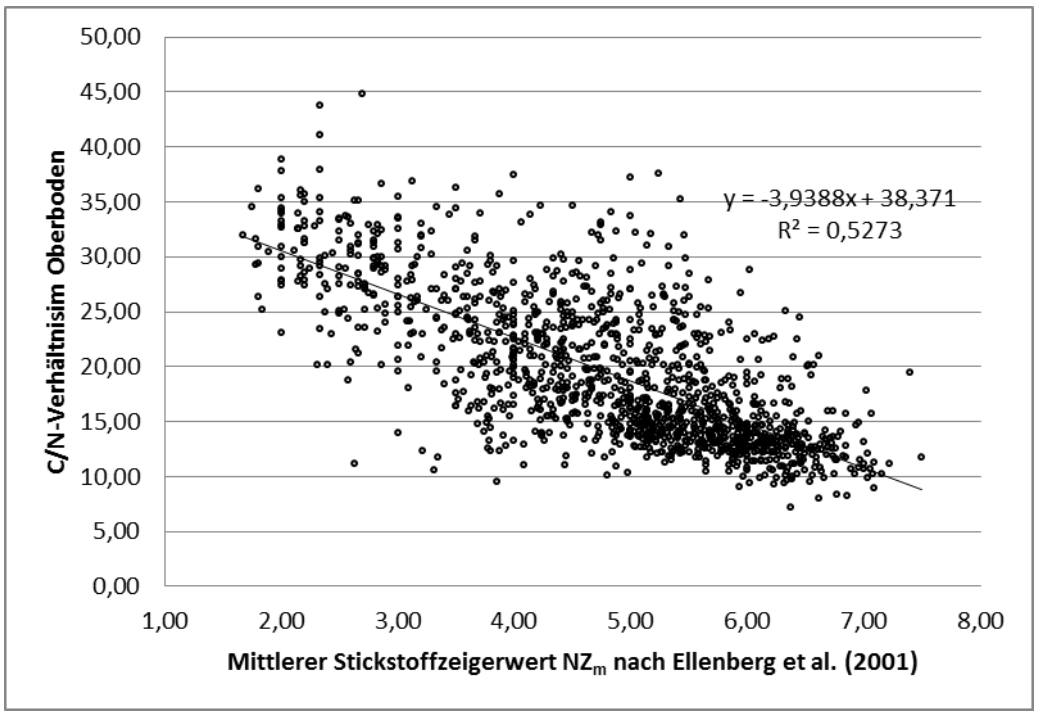
Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Eine Berechnung von Oberboden-C/N-Werten aus nach der VDI-Richtlinie ermittelten N-Zeigerwerten kann mit der linearen Beziehung

$$C/N = -3{,}94 \cdot NZ_m + 38{,}4$$

durchgeführt werden (Abbildung 5), wobei das Bestimmtheitsmaß r^2=0,53 beträgt.

Abbildung 5: Gemessene C/N-Oberbodenverhältnisse dargestellt über den aus der Pflanzenartenzusammensetzung berechneten mittleren N-Zeigerwerten NZm.



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Tabelle 3: Kennwerte der Stoffkreislauftypen (dritte ökologische Koordinate im Ökosystemtypencode, Jenssen et al. 2013): Humusform, C/N-Verhältnisse im Oberboden und N-Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (2001)

Stoffkreislauftyp	Humusform	Anzahl Aufnahmen	Anzahl Ökosystemtypen	C/N Oberboden		N-Zeigerwert Ellenberg et al.	
				Arithm. Mittel	Stand.-abw.	Arithm. Mittel	Stand.-abw.
Mineralische Böden		**2 499**	**53**				
A2	Mager-Rohhumus	171	2	31,6	1,3	2,3	0,8
B1 (b1)	Rohhumus	525	10	27,6	2,9	2,9	0,8
B2 (b2)	Moder-Rohhumus	122	6	23,3	2,3	3,4	0,7
C1 (c1)	Rohhumus-Moder	186	5	23,1	2,2	4,4	0,7
C2 (c2)	Moder	495	15	19,1	2,6	4,4	0,9
C3 (c3)	Kalk-Moder	42	2	17,6	1,0	3,8	0,7
D1	Braunmull	497	7	14,2	1,0	5,7	0,5
E1	Mull	183	3	13,1	0,5	5,9	0,4
E2	Kalkmull / Wurmmull	278	3	13,4	0,7	5,7	0,5
Organische Böden		**131**	**7**				
T3	Sauer-Volltorf	2	1	28,3	1,3	2,9	0,9
T4	Sauer-Basen-Volltorf	10	1	20,7	1,1	4,3	0,5
T5	Basen-Volltorf	99	3	16,0	2,8	5,8	0,6
TA1	Tangel / Kalk	20	2	15,0	0,7	4,3	0,4

Da nach den geschilderten Untersuchungen N-Zeigerwert und C/N-Werte eine unterschiedliche Verteilungsstruktur besitzen, insbesondere auch nicht binormalverteilt sind, wurde die Menge aller Vegetationsanalysen, die die gesamte ökologische Breite der mitteleuropäischen Wälder und Forsten abdecken, nach den Stoffkreislauftypen der Referenzzustände (Jenssen et al. 2013) stratifiziert (Tabelle 3). In den Stoffkreislauftypen sind all jene Ökosysteme zusammengefasst, die – unabhängig von ihrer klimatischen Bedingtheit und ihrem Wasserhaushalt - untereinander in den bestimmenden Merkmalen des Nährstoffhaushaltes weitgehend homogen und von anderen verschieden sind. Es ergibt sich für die C/N-Verhältnisse des Oberbodens erwartungsgemäß eine deutliche Differenzierung zwischen den Stoffkreislauftypen, die überwiegend statistisch signifikant ist. Die N-Zeigerwerte ergeben auch eine Reihung der Mittelwerte, die jedoch aufgrund der höheren Variabilitäten (Überschneidungen der Standardbereiche) häufig nicht signifikant sind. Im Hinblick auf C/N nicht unterscheidbar sind die Typen B2 (Humusform Moder-Rohhumus) und C1 (Rohhumus-Moder), die im

Hinblick auf die C/N-Werte nicht differenzieren, dafür aber im Hinblick auf die Zeigerwerte. Dafür können im Hinblick auf die Zeigerwerte die morphologischen Humusformen Rohhumus (B1, B2)und Moder (C1, C2) zusammengefasst werden, die jedoch im Hinblick auf die C/N-Verteilung stärker heterogen sind. Ebenfalls nicht deutlich unterschieden (sowohl im Hinblick auf C/N als auch auf Zeigerwerte) sind die Stoffkreislauftypen E1 (Mull) und E2 (Wurm-Mull) sowie T5 (Basen-Volltorf) und Tangel (TA1) (nur in Bezug auf C/N).

Auf dieser Grundlage wurde die in Tabelle 4 ausgewiesene Zuordnung von N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI und C/N-Oberbodenwerten zu den Stoffkreislauftypen auf Mineralböden abgeleitet.

Tabelle 4: Zuordnung der N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1 (2008) und der C/N-Oberbodenwerte zu den Stoffkreislauftypen der Referenzzustände für naturnahe Wald- und Forstökosysteme nach Jenssen et al. (2013)

Parameter	**Kategorie**																									
N-Verfügbarkeit	sehr gering dystroph				gering oligotroph						mittel mesotroph						hoch eutroph						sehr hoch hypertroph		
Ellenberg-N-Zeiger	< 3,4				3,4 – 4,3						4,4 – 5,3						5,4 – 6,1						> 6,1		
Humusform	Hager-Rohh.		Mager-Rohh.		Rohhumus						Moder-Rohh. Rohh.-Moder				Moder			Braun-mull		Mull			Wurm-Mull		
Stoffkreislauftyp	A1		A2		B1						B2 / C1				C2			D1		E1			E2		
C/N	> 33	33	32	31	30	29	28	27	26	25	24	23	22	21	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	< 11	

5.4 Diskussion

Die Ergebnisse belegen sehr deutlich die unter 5.1 dargelegten qualitativen Unterschiede zwischen den beiden verglichenen Ansätzen. Dies bezieht sich sowohl auf die Natur der modellierten Größen als auch auf die unterschiedliche Methodik der Modellbildung. Mit dem W.I.E.-Zeigerwertmodell kann ein Drittel mehr an Varianz der Oberboden-C/N-Verhältnisse erklärt werden als mit N-Zeigerwerten. Dies ist insofern einleuchtend, als das W.I.E.-Zeigerwertmodell ja mit C/N-Messwerten parametrisiert wurde, während die Zeigerwerte ordinale Schätzziffern darstellen, die aus N-Gehalten in Blättern abgeleitet wurden. Der direkte Bezug zu quantitativen Oberbodenparametern des W.I.E.-Modells erlaubt bei Kenntnis der absoluten Mengen an Kohlenstoff im Oberboden quantitative Aussagen zur N-Festlegung in Waldböden und die Parametrisierung von bzw. den Vergleich mit dynamischen Stoffhaushaltsmodellen und Messwerten. Interessant ist auch die bessere Rangkorrelation der Zeigerwerte mit den C/N-Modellwerten gegenüber den C/N-Messwerten. Dies kann als ein Hinweis auf eine hohe zufällige Variabilität des C/N-Verhältnisses (Laborfehler, Repräsentativität der Probename für die gesamte Untersuchungsfläche) gedeutet werden, die durch beide Modelle in Teilen ausgeglichen wird.

Deutlich wird auch, dass die N-Zeigerwerte ihrer Natur nach stärker als Nährstoffwerte gedeutet werden können, was insofern einleuchtend ist, als die Blattaufnahme in die Blätter (ebenso wie die morphologische Humusform) stärker von der gesamten Nährstoffversorgung abhängt als das C/N-Verhältnis. Hiermit lassen sich die unterschiedlichen Trennschärfen beider Modelle im Hinblick auf Stoffkreislauftypen / morphologische Humusformen erklären. Daraus lässt sich wiederum schlussfolgern, dass das W.I.E.-Zeigerwertmodell insbesondere eintragsinduzierte disharmonische Zustandsveränderungen, bei denen C/N-Wert und Basensättigung nicht mehr wie in den natürlichen Humusformen korreliert sind, abbilden kann.

Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse aber auch, dass beide Modellansätze prinzipiell vergleichbar und parallelisierbar sind (Tabelle 4). So können naturnahe Referenzzustände mit der Typencodierung A (Humusformen Hager- und Mager-Rohhumus) in grober Näherung dystrophen Zuständen nach VDI-Richtlinie, diejenigen mit der Typencodierung B oder b (Rohhumusformen) oligotrophen Zuständen, C- oder c-Typen (Moderformen) eutrophen, D- und E1-Typen eutrophen (Braunmull und Mull) und E2-Typen natürlich hypertrophen Zuständen (Kalk- oder Wurmmull) zugeordnet werden. Auf der Grundlage dieser naturnahen Referenzzustände werden Zustandsabweichungen etwa infolge von anthropogenen Depositionen interpretier- und vergleichbar.

6 Dynamische Modellierung von Bodenparametern an repräsentativen Standorten

Ziel der dynamischen Modellierung von Bodenparametern unter dem Einfluss sich verändernder Eintragsraten von Stickstoff bei gleichzeitigem Klimawandel an ausgewählten repräsentativen Standorten unterschiedlicher Ökosystemtypen ist die Ableitung von Erkenntnissen über die zu erwartende Entwicklung von Ökosystemzuständen bis hin zu einem möglichen Wandel des aktuellen Ökosystemtyps. Die dynamische Modellierung erfolgt mit dem Modell VSD+ (Very Simple Dynamic Soil model) Version 5.3.1. (Posch & Reinds 2009, Fa. Alterra, CCE 2012).

6.1 Modellregionen und Modellstandorte

Die an den Projektzielen orientierte Auswahl der Modellregionen (Abbildung 6) wurde anhand der folgenden Kriterien durchgeführt:

- Übernahme der 3 Modellregionen aus dem Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013),
- Repräsentanz in Bezug auf die 31 in diesem Projekt ergänzten Referenzzustände der Ökosystemtypen (Kapitel 3),
- Ergänzung der Merkmale zur „Lebensraumfunktion“ um das Vorkommenspotenzial für Pflan Übernahme der 3 Modellregionen aus dem Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013)
- Repräsentanz in Bezug auf die 31 in diesem Projekt ergänzten Referenzzustände der Ökosystemtypen (Kapitel 3),
- Datenverfügbarkeit im Hinblick auf die dynamischen Modellierungen künftiger Ökosystemzustände in diesem Projekt (Kapitel 6.2).

Die Prüfung der Datenverfügbarkeit zielte auf die Auswahl neuer Modellstandorte, die bei der Modellierung mit VSD berücksichtigt werden können. Dabei wurden Standorte ausgewählt, die einen möglichst vollständigen Datensatz für die Parametrisierung des Modells liefern und über möglichst viele Mehrfachmessungen aus mehreren Jahren verfügen. Das letztgenannte Auswahlkriterium ist Voraussetzung für die erfolgreiche Kalibrierung des Modells. Weiterhin gewährleistet eine gute Datenverfügbarkeit die Modellierung mit möglichst realistischer Beschreibung der erforderlichen Inputparameter und eine möglichst hohe Aussagekraft für den Vergleich mit der parallel stattfindenden Modellierung mit Zeigerwerten und / oder allgemein verfügbaren Daten. Für letzteres ist die Verfügbarkeit einer Vegetationsaufnahme an den auszuwählenden Standorten erforderlich, um eine mögliche Modellierung mit Zeigerwerten gewährleisten zu können, die z.T. aus der Vegetationsbeschreibung abgeleitet werden sollen (z.B. Parameter zur Bodenfeuchte, Nährstoffversorgung).

Modellregion „Nordostdeutsches Tiefland". In der Modellregion „Nordostdeutsches Tiefland" konnten die noch fehlenden Kiefernforsten, ein Teil der Buchenwälder sowie vor allem die unter Klimawandel zukünftig bedeutsamen zentraleuropäischen Mischwälder und Forsten (KI-TEI, TEI, WLI-HBU, HBU) abgedeckt werden. Für vertiefende Untersuchungen innerhalb der Region bietet sich die Messstelle LII-1202 „Neuglobsow-Stechlinsee" des ICP Integrated Monitoring (IM) Programms sowie die beiden Modellstandorte „W.I.E.-Standort Biesenthal" und „W.I.E.-Standort Kahlenberg" aus dem Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013). Die in der Modellregion ausgebildeten naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) repräsentieren 48 % der Fläche naturnaher terrestrischer Ökosysteme in Deutschland (ANOEST-Fläche). Durch Berücksichtigung der neu ausgewählten 31 Ökosystemtypen werden 17 % mehr, d.h. jetzt insgesamt 97 % der ANOEST-Fläche in der Modellregion mit Referenzzuständen versehen (Anhang A1.2).

Modellregion „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge". Mit der Region Nordhessen können insbesondere zu untersuchende Fichtenforsten sowie Buchenwälder abgedeckt werden. Durch die Einbeziehung der Level-II-Flächen 606 und 608 mit zwei wichtigen Buchenwaldökosystemtypen (Mull-Karbonatbuchenwald, Moder-Buchen-Bergwald) sowie zwei wichtigen Ersatzökosystemen (Rohhumus-Fichtenforst, Moder-Fichten-Bergforst) hinzugewonnen. Die in der Modellregion ausgebildeten naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) repräsentieren 71 % der Fläche naturnaher terrestrischer Ökosysteme in Deutschland (ANOEST-Fläche). Damit hat diese Region die höchste Flächenrepräsentanz für die derzeit in Deutschland ausgebildeten naturnahen terrestrischen Ökosysteme. Mit den im Rahmen des Vorgängerprojektes erarbeiteten Referenzzuständen zu 33 Ökosystemtypen konnten bisher lediglich 27 % der ANOEST-Fläche der Modellregion mit Referenzzuständen charakterisiert werden. Durch Berücksichtigung der neu ausgewählten 31 Ökosystemtypen werden 68 % mehr, d.h. jetzt insgesamt 95 % der ANOEST-Fläche mit Referenzzuständen versehen (Anhang A1.3).

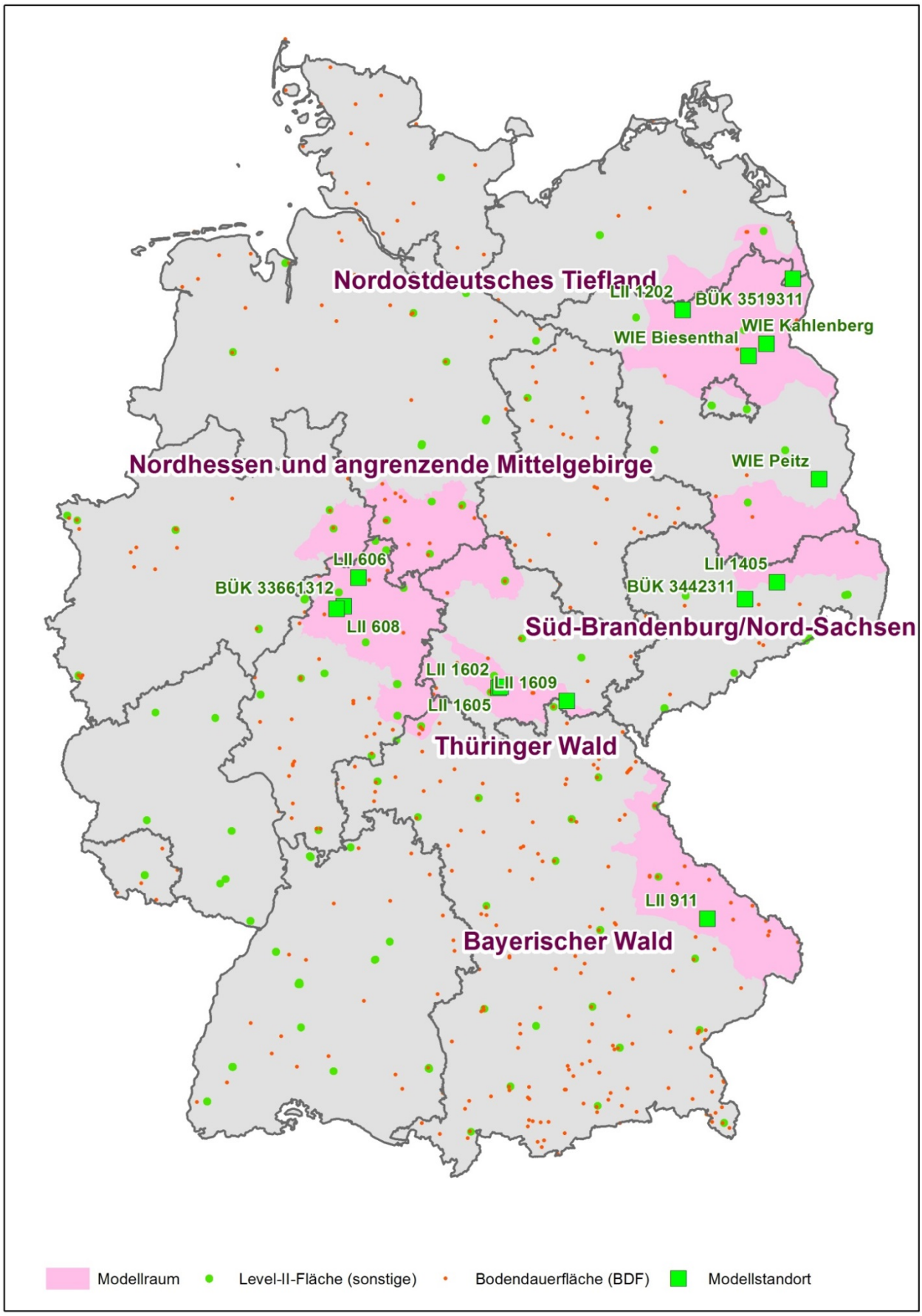
Modellregion „Bayerischer Wald". In dieser Modellregion sind insbesondere zu untersuchende Ökosystemtypen der Hochberglagen repräsentiert. Hier befinden sich zudem mehrere Messstellen des ICP Integrated Monitoring Programms. Für die numerische Modellierung wurde der vorkommende Level-II-Standort 911 ausgewählt. Die in der Modellregion ausgebildeten naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) repräsentieren 51 % der Fläche naturnaher terrestrischer Ökosysteme in Deutschland (ANOEST-Fläche). Da diese Ökosystemtypen zu einem großen Teil bereits innerhalb der im Vorgängerprojekt untersuchten Modellregion „Thüringer Wald" vertreten sind, können mit dem bereits jetzt vorliegenden Material 95 % der ANOEST-Fläche dieser Modellregion mit Referenzzuständen versehen werden. Mit den neu ausgewählten Ökosystemtypen erhöht sich dieser Wert nur unwesentlich um 0,3 % (Anhang A1.4). Der Vergleich der Modellergebnisse aus unterschiedlichen geografischen Regionen mit einer hohen Übereinstimmung der ausgebildeten Ökosystemtypen ist von hohem methodischem Wert für die Überprüfung der Übertragbarkeit von Referenzzuständen mithilfe von Ökosystemtypen.

Modellregion „Thüringer Wald". Diese Modellregion umfasst die im Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013) untersuchten und in diesem Projekt nachzumodellierenden Standorte Level II-Standorte 1602, 1605 und 1609.

Modellregion „Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen". Beinhaltet als Übernahme aus dem Vorgängerprojekt ebenfalls nachzumodellierende Standorte W.I.E.-Peitz und Level II 1405.

Darüber hinaus wurden 3 weitere Modellstandorte gewählt: BÜK1000N-Fläche 336131 (Referenzfläche bei Affoldern/Egertal im Nordwesthessischen Bergland); BÜK1000N-Fläche 351931 (Referenzfläche bei Penkun im Nordostbrandenburger Jungmoränenland); BÜK1000N-Fläche 344231 (Referenzfläche bei Meißen im Sächsisch-Thüringischen Löß-Hügelland).

Abbildung 6: Lage der 5 Modellregionen und 15 Modellstandorte



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Damit wurden folgende 8 innerhalb von 15 Jahren mehrmals gut untersuchten Standorte aus dem Level II-Programm (606, 608, 911, 1202, 1405, 1602, 1605, 1609), ein sehr gut untersuchter Standort des Intensiv-Monitoring-Programms (IM Neuglobsow) und 3 typische Flächen mit in Deutschland weit verbreiteten BÜK1000N-Bodenformen und Ökosystemtypen für eine dynamische Modellierung ausgewählt:

1. Level II-Standort 606 (Wolfhagen-Zierenberg)

   Modellregion: Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge

   Ökosystemtyp: Mull-Karbonat-Buchenwald

   Ökosystemcode: Eb-5n-E2

   Waldgesellschaft: Hordelymo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) KUHN 1937 em. JAHN 1972

   Bodenform: Norm-Braunerde aus basischem vulkanischem Gestein,

   Humusform: Mull

   entspricht BÜK1000N-ID 345331(Wald auf Braunerden aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

2. Level II-Standort 608 (Kellerwald)

   Modellregion: Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge

   Ökosystemtyp: Moder-Buchen-Bergwald

   Ökosystemcode: D1-6d-C2

   Waldgesellschaft: Luzulo luzuloides-Fagetum (typ. Subass.) MEUSEL 1937

   Bodenform: Norm-Braunerde aus Tonschiefer

   Humusform: Moder

   entspricht BÜK1000N-ID 345931(Wald auf Braunerden aus harten Ton- und Schluffschiefern mit Anteilen von Grauwacke, Sandstein, Quarzit, Phyllit und Gneis im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

3. Level II-Standort 911 (MIT)

   Modellregion: Bayerischer Wald

   Ökosystemtyp: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald

   Ökosystemcode: D2-6d-C2

   Waldgesellschaft: Luzulo-(Abieto-)Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) HARTM. et JAHN 1967

   Bodenform: Braunerde-Podsol aus vulkanischen Gesteinen

   Humusform: Moder

   entspricht BÜK1000N-ID 345731(Wald auf podsolierten Braunerden sowie gering verbreitet Podsole und Braunerde-Pseudogleye aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

4. Level II-Standort 1202 (Beerenbusch, in der Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft)

Modellregion: Nordostdeutsches Tiefland

Ökosystemtyp Rohhumus-Kiefernforst

Ökosystemcode: Eb,Ec-4n-b1

Forstgesellschaft: Avenello-Cultopinetum sylvestris HOFMANN 1997

Bodenform: Braunerde aus armen pleistozänen Sanden

Humusform: Rohhumus

entspricht BÜK1000N-ID 343131(Wald auf podsolierten Braunerden und Podsol-Braunerden bis Braunerde-Podsole aus trockenen, nährstoffarmen Sanden im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

heutige potenziell-natürliche Waldgesellschaft: Leucobryo-Pinetum sylvestris (typ. Subass.) MATUSZ. 1962

5. IM-Standort Neuglobsow (am Stechlinsee in der Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft)

   Modellregion: Nordostdeutsches Tiefland

   Ökosystemtyp: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald

   Ökosystemcode: Eb-4n-B2

   Waldgesellschaft: : Melampyro-Fagetum OBERDORFER 1957, Pino-Fagetum SCAMONI 1959, Myrtillo-Fagetum PASSARGE 1965

   Bodenform: Braunerde aus armen pleistozänen Sanden

   Humusform: rohhumusartiger Moder

   entspricht BÜK1000N-ID 343231(Wald auf Braunerden und gering verbreitet Braunerde-Regosole aus nährstoffreichen Sanden im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima)

6. BÜK1000N-Fläche 336131 (Referenzfläche bei Affoldern/Egertal)

   Modellregion: Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge

   Ökosystemtyp: Moder-Kiefernforst

   Ökosystemcode: Ebc-4n-c2

   Waldgesellschaft: Rubo-Cultopinetum sylvestris HOFMANN 2002

   Bodenform: BÜK1000N-ID 336131(Wald auf Braunerden und gering verbreitet Braunerde-Podsole aus basenarmen quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten im gemäßigten subozeanischen Klima)

   Humusform: Moder

   heutige potenziell-natürliche Waldgesellschaft: Luzulo luzuloides-Fagetum (typ. Subass.) MEUSEL 1937

7. BÜK1000N-Fläche 351931 (Referenzfläche bei Penkun im Nordostbrandenburger Jungmoränenland)

   Modellregion: Nordostdeutsches Tiefland

   Ökosystemtyp: Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald

   Ökosystemcode: Ed-4n-C2

Waldgesellschaft: Bromo-Carpinetum betuli (typ. Subass.) HOFMANN 1968

Bodenform: BÜK1000N-ID 351931(Wald auf Fahlerden aus Geschiebelehm über Geschiebemergel im gemäßigten subkontinentalen Klima)

Humusform: Moder

8. BÜK1000N-Fläche 344231 (Referenzfläche bei Meißen im Sächsisch-Thüringischen Löß-Hügelland)

   Modellregion: Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen

   Ökosystemtyp: Lehmbraunmull-Buchenwald

   Ökosystemcode: Eb-5n-D1

   Waldgesellschaft: Asperulo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) SCAM. 1967

   Bodenform: BÜK1000N-ID 344231 (Wald auf Parabraunerden aus Löss oder Lösslehm im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

   Humusform: mullartiger Moder

9. Level II-Standort 1405 (Laußnitz im Düben-Niederlausitzer Altmoränenland)

   Modellregion: Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen

   Ökosystemtyp: Rohhumus-Kiefernforst

   Ökosystemcode: Eb-4n-b1

   Forstgesellschaft: Avenello-Cultopinetum sylvestris HOFMANN 1997

   Bodenform: stark podsolierte Braunerde aus armen pleistozänen Sanden

   Humusform: typ. Rohhumus

   entspricht BÜK1000N-ID 343131 (Wald auf podsolierte Braunerden und Podsol-Braunerden bis Braunerde-Podsole aus trockenen, nährstoffarmen Sanden im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

10. Level II-Standort 1602 (Vessertal)

    Modellregion: Thüringer Wald

    Ökosystemtyp: Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald

    Ökosystemcode: C3-6d-C2

    Forstgesellschaft: Calamagrostio villosae-(Abieto-)Fagetum syvatici Mikuska 1972

    Bodenform: Braunerde aus intermediären und sauren Magmatiten oder Metamorphiten

    Humusform: typ. Moder

    entspricht BÜK1000N-ID 345531 (Wald auf Braunerden aus lössvermischtem Verwitterungsmaterial saurer magmatischer und metamorpher Gesteine im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

11. Level II-Standort 1605 (Großer Eisenberg)

    Modellregion: Thüringer Wald

    Ökosystemtyp: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald

    Ökosystemcode: C4-6d-B1

    Waldgesellschaft: Calamagrostio villosae-Piceetum (typ. Subass.) VOLK 1939

Bodenform: mäßig podsolierte Braunerde bis Podsol-Braunerde aus intermediären und sauren Magmatiten oder Metamorphiten

Humusform: typ. Rohhumus

entspricht BÜK1000N-ID 346631 (Wald auf podsolierten Braunerden aus Sand-, Schluff- und Tonsteinen im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

12. Level II-Standort 1609 (Lehesten)

    Modellregion: Thüringer Wald

    Ökosystemtyp: Moder-Fichten-Bergforst

    Ökosystemcode: Dg-5n-c2

    Forstgesellschaft: Oxalido-Cultopiceetum SCHUBERT 1972

    Bodenform: Braunerde aus Tonschiefer

    Humusform: typ. Moder

    entspricht BÜK1000N-ID 345931 (Wald auf Braunerden aus harten Ton- und Schluffschiefern mit Anteilen von Grauwacke, Sandstein, Quarzit, Phyllit und Gneis im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima, teilweise Gebirgsklima)

13. W.I.E.-Standort Biesenthal (Melchower Binnendünen, ca. 10 km südlich von Eberswalde)

    Modellregion: Nordostdeutsches Tiefland

    Ökosystemtyp: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald

    Ökosystemcode: Eb-4n-C1

    Waldgesellschaft: Maianthemo-Fagetum sylvatici (Calamagrostis-Subass.) PASS. 1959

    Bodenform: Braunerde aus pleistozänen Sanden

    Humusform: Moder

    entspricht BÜK1000N-ID 343231(Wald auf Braunerden aus nährstoffreichen Sanden im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima)

14. W.I.E.-Standort Kahlenberg (Eberswalder Talsandterrasse, ca. 10 km östlich von Eberswalde)

    Modellregion: Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen

    Ökosystemtyp: Rohhumusmoder-Kiefernforst

    Ökosystemcode: Ebc-4n-c2

    Waldgesellschaft: Rubo-Cultopinetum HOFMANN 2002

    Bodenform: Braunerde aus armen pleistozänen Sanden

    Humusform: mäßig frischer rohhumusartiger Moder

    entspricht BÜK1000N-ID 343131(Wald auf Braunerden aus trockenen, nährstoffarmen Sanden im gemäßigten subozeanischen bis gemäßigten subkontinentalen Klima)

15. W.I.E.-Standort Peitz (Reicherskreuzer Sander bei Lieberose)

    Modellregion: Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen

    Ökosystemtyp: Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst

    Ökosystemcode: Ed-3n-b1

Waldgesellschaft: Dicrano-Cultopinetum HOFMANN 2002

Bodenform: podsolierte Sand-Braunerde aus armen pleistozänen Sanden

Humusform: mäßig frischer rohhumusartiger Moder

entspricht BÜK1000N-ID 353331(Wald auf Podsol-Braunerden aus trockenen, nährstoffarmen Sanden im gemäßigten subkontinentalen Klima)

6.2 Material und Methoden

Die standortspezifischen Eingangsdaten in die VSD+-Modellierung sind in Anhang A.2 dargestellt. Im Folgenden wird die Methode und Datenbasis zu ihrer Erstellung erläutert.

Simulationsperiode („period")

Die Modellierung der Standorte für dieses Projekt mit VSD+ sollte zunächst die Reproduzierbarkeit der derzeitigen Zustände auf der Basis lang zurückreichender historischer Daten garantieren. Dazu war eine längere retrospektive Zeitreihe als im Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013) zu betrachten. Die Zeitreihen der Output-Parameter müssen die Referenzwerte in dem Zeitraum widerspiegeln, in dem sich das Ökosystem in einem Fließ-Gleichgewicht von Nährstoff-, Wasser- und Energiehaushalt, mithin in seinem naturnahen Referenzzustand, befand. Somit waren insbesondere die Zeitreihen in die Vergangenheit zu verlängern und an den verfügbaren Messdaten zu kalibrieren.

Gleichzeitig müssen Referenzwerte, die vor dem massiven N- und S-Eintrag (ca. 1975-1995) den Referenzzustand charakterisierten, abgebildet werden. Dies setzt einen weit früheren Simulationsstart voraus und erfordert die Überprüfung der bisher verwendeten Startwerte.

Als Simulationsperiode wird nunmehr der Zeitraum von 1920 bis 2070 eingegeben und die Zeitreihen der dynamisch betrachteten Eingangsparameter entsprechend für diese Periode ermittelt.

Bodentiefe („thick")

Das VSD+-Modell ist ein Einschicht-Modell. Die Bodenparameter werden als Durchschnittswerte über alle Horizonte berechnet. Dies ist für das Projektziel, die Entwicklung der Vegetation bei zeitlich variierenden Nährstoff- und Klimafaktoren aus dem Verlauf der Bodenparameter abzuleiten, ausreichend und sinnvoll. Die VSD+-Modellierung an den Standorten bezieht die gesamte (baumarten- und bodentypspezifisch) durchwurzelte Bodenzone ein. Schichtweise Modellierungen mit VSD+, wie sie im Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013) durchgeführt wurden, sind nicht interpretierbar. Nur anhand des Nährstoffkreislaufes in der gesamten durchwurzelten Zone lassen sich die Zustände des Oberbodens, insbesondere der Humushorizonte, interpretieren.

Für die Level II-Standorte sind zwar die Wurzeltiefen explizit angegeben (s. Datenbank des International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests), sie sind aber deutlich tiefer als die potenzielle Wurzellänge der Baumarten und auch deutlich tiefer als die untere Tiefe des untersten analysierten Horizonts. Deshalb wurden diese Angaben nicht übernommen, sondern wie folgt vorgegangen:

Zunächst wurde von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80 % der Gesamtwurzelmasse) der Baumart(en) ausgegangen (vgl. Tabelle 5):

Tabelle 5: Länge der Hauptwurzeltracht nach Köstler et al. (1968) und die Wurzeltracht abschneidende nicht durchwurzelbare Horizonte (aus Nagel et al. 2008, ergänzt und aktualisiert)

Vegetationstyp/ Hauptbaumart	Potenzielle Durch-wurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Gemeine Kiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Fichte	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Rotbuche	80	C;P;Gr;Y;F;Go;Sr;Sd;Sg
Erle, Esche	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Eiche (alle Arten)	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Linde (alle Arten), Hainbuche	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S

Diese potenziellen Wurzellängen werden eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), bei nässemeidenden Baumarten durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder bei allen Vegetationstypen durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wurde durch das standortspezifische Bodenprofil abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wurde der Datenbank zu den Profilen der Level II-Standorte bzw. Leitbodenprofilen der BÜK 1000N entnommen.

Lagerungsdichte („bulk dens“)

Die Lagerungsdichte ist in den Level II-Datenbanken für die Standorte 606, 608, 911 und 1202 horizontweise angegeben. Hieraus wurde der nach Horizontmächtigkeit gewichtete Mittelwert bis zur betrachteten Bodentiefe (durchwurzelte Tiefe) berechnet.

Für die BÜK-Referenzflächen 336131, 351931 und 344231 ist in den Referenzbodenprofilen der BÜK1000N ebenfalls die Lagerungsdichte horizontweise angegeben, so dass ebenfalls der nach Horizontmächtigkeit gewichtete Mittelwert berechnet wurde.

Für den Standort IM Neuglobsow liegen keine Messungen vor, deshalb wurden die Angaben des vergleichbaren BÜK1000N-Profils 353231 verwendet.

Wassergehalt des Bodens („theta“), Temperatur („TempC“), Sickerwasserrate („percol“), Reduktionsfaktoren der Mineralisierung („fr_miR“), der Nitrifikation („rf_nit“) und der Denitrifikation („rf_denit“)

Der Wassergehalt ist überwiegend von den Klimaparametern Niederschlag und Temperatur abhängig und wird entsprechend dem Projektziel dynamisch modelliert und ins VSD+-Modell als Zeitreihe eingespeist. Die dynamische Modellierung erfolgt mit dem VSD-Unterprogramm „MetHyd“. MetHyd ist ein hydrologisches Modell zur Berechnung der täglichen Evapotranspirationsrate, der Bodenfeuchte und –temperatur und der Sickerwasserrate. Die Variablen werden aus Angaben zum Klima (Monatsmittel der Lufttemperatur, Monatssumme der Niederschlagsmenge und zum Anteil der Sonnenstunden pro Monat), zur Bodentextur (Sand-, Tonanteil, Trockenrohdichte) und zum C_{org}-Gehalt berechnet. In Ergänzung dazu werden Faktoren kalkuliert, die beschreiben, wie Bodenfeuchte und -temperatur die Prozesse der Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation modifizieren. Neben der Bodenfeuchte und –temperatur und der Sickerwasserrate sind auch diese Kenngrößen bei

der Parametrisierung von VSD+ erforderlich. Es wurde die aktuellste Version MetHyd1.5.1 verwendet (Stand: Dezember 2015).

Für den IM-Standort Neuglobsow liegt ein Messwert des Wassergehaltes aus dem Jahr 2013 vor.

Die Prognose der Klimaparameter bis 2070 basiert auf 2 Szenarien der STAR II-Klimaprojektionen (RCP 2.6 und 8.5). Bei dem Szenario RCP8.5 beträgt der Anstieg der globalen Mitteltemperatur bis zum Jahr 2100 etwa 4,8 °C im Vergleich mit dem vorindustriellen Zustand 1850 bzw. 4 °C gegenüber 1986-2005. Bei dem Szenario RCP2.6 bleibt der mittlere globale Temperaturanstieg des Modells dagegen unter dem 2-Grad-Ziel. In die Modellierung mit dem STAR II-Modell wurden auch die Zeitreihen der Klimaparameterwerte des Deutschen Wetterdienstes aus den vergangenen Langzeitstatistiken integriert, so dass vollständige konsistente Zeitreihen für die Untersuchungsstandorte von 1920 bis 2070 vorliegen.

CO_2-Partialdruck („pCO2fac“)

Entsprechend der Empfehlung im Modeling-Manual (CLRTAP 2004-2016) wird der Faktor auf das 15fache des Luftdrucks über dem Boden festgelegt.

Tongehalt („Clay_ct“), effektive Kationenaustauschkapazität („CEC“)

Der Tongehalt und die effektive Kationenaustauschkapazität sind in den Level II-Datenbanken für die Standorte 606, 608, 911 und 1202 horizontweise angegeben. Hieraus wurde der nach Horizontmächtigkeit gewichtete Mittelwert bis zur betrachteten Bodentiefe (durchwurzelte Tiefe) berechnet.

Für die BÜK-Referenzflächen 336131, 351931 und 344231 sind in den Referenzbodenprofilen der BÜK1000N ebenfalls Tongehalt und effektive Kationenaustauschkapazität horizontweise angegeben, so dass ebenfalls der nach Horizontmächtigkeit gewichtete Mittelwert berechnet wurde.

Für den Standort IM Neuglobsow haben Schulte-Bisping und Beese (2016) die horizontweisen Jahresdurchschnitte 2010 angegeben, so dass wie oben verfahren werden konnte.

Basensättigung („bsat_0“) und C/N-Verhältnis („CNrat_0“) im Referenzzustand

Zur Initialisierung des Modelllaufs müssen die Basensättigung und das C/N-Verhältnis so angegeben werden, dass sie den Referenzzustand des Bodens im Gleichgewicht des Nährstoffhaushaltes, d. h. den mehr oder weniger unbelasteten natürlichen Zustand, repräsentieren. Für diesen Zweck besonders geeignet sind möglichst alte Messdaten an Standorten, an denen gleichzeitig die standortgerechte heutige potenziell natürliche Waldgesellschaft in einem hervorragenden Erhaltungszustand kartiert wurde. Diesem Anspruch nahe kommen Vegetations- und Standortanalysen aus einer Zeit vor dem massiven anthropogen bedingtem Klimawandel und N-Eintrag, also vor oder um ca. 1960. Derartige Standort-/Vegetationsanalysen sind in der BERN-Datenbank zusammengestellt (Schlutow et al. 2015; Nagel et al. 2010). Aus diesen Aufnahmen werden mit dem BERN-Modell die ökologischen Nischen der Pflanzengesellschaften bestimmt, darunter die Nischen für die Basensättigung und das C/N-Verhältnis. Man könnte nun die Mittelwerte der Spannen für die Waldgesellschaften, wie oben angegeben, als Referenzwerte heran ziehen. Dies wurde jedoch aus folgenden Gründen meistens nicht gemacht:

Der Vergleich der aktuellen Basensättigungswerte aus der Level-II- bzw. BÜK1000N-Datenbank und am IM Neuglobsow mit den entsprechenden Spannen aus der BERN-Datenbank ergab, dass alle aktuellen Messwerte innerhalb der BERN-Referenzspannen liegen und zwar auf oder oberhalb des Mittelwertes. Dies bestätigt einmal mehr den Trend der Erholung der Waldstandorte in Deutschland, wie er auch anhand der 2. Bodenzustandserhebung (Wellbrock et al. 2016) nachgewiesen wurde. Um keinen schlechteren Referenzzustand im Vergleich zum heutigen Zustand zu simulieren, wurden deshalb nicht die BERN-Spannen-Mittelwerte, sondern die BERN-Spannen-Obergrenzen eingesetzt.

Der Vergleich der C/N-Verhältnisse aus der Level II- und IM-Datenbank mit den BERN-Spannen ergab jedoch, dass an den Standorten 608, 911, 1202 und Neuglobsow die aktuellen C/N-Werte unter der jeweiligen BERN-Referenzspanne liegen. Deshalb wurde für den CN_0 der Mittelwert der Nischenspanne aus der BERN-Datenbank für alle Standorte, außer 606, entnommen. Am Standort 606 liegt der aktuelle C/N-Wert beim Mittelwert der BERN-Referenzspanne, weshalb als CN_0 der obere Grenzwert der Nischenspanne aus der BERN-Datenbank angesetzt wurde.

Zum Vergleich mit den Referenzwerten aus historischen Analysen wurde die Basensättigung für die 8 Level II-Standorte, die 3 W.I.E.-Standorte und für die 3 BÜK1000N-Referenzflächen aus den Gehalten austauschbarer Kationen, die horizontweise in der Level II-Datenbank bzw. in der BÜK1000N-Referenzprofil-Datenbank angegeben sind, entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5(AG Boden 2005, S. 370f) berechnet und nach Horizontmächtigkeit über die betrachtete Bodentiefe (0,8-1 m) gewichtet gemittelt.

Ähnlich wurde mit dem C/N-Verhältnis verfahren, jedoch wurde der gewichtete Mittelwert nur bis in eine Tiefe von 10 cm des Mineraloberbodens berechnet. In der BÜK1000N-Referenzprofildatenbank sind für Wälder keine C/N-Werte angegeben, jedoch die Humusform, aus der sich die C/N-Spannen entsprechend Schröder et al. (2013, Anhang 3) zuordnen lassen.

Für den Standort IM Neuglobsow haben Schulte-Bisping u. Beese (2016) bereits berechnete Ergebnisse mitgeteilt.

Kohlenstoff-Vorrat im Referenzzustand („Cpool_0“)

Auch für den Kohlenstoff-Vorrat zu Beginn der Simulation sind Referenzwerte gefragt, die einen möglichst unbelasteten Gleichgewichtszustand der Nährstoffe untereinander und mit dem Wasser- und Energiehaushalt indizieren.

Messwerte des Glühverlustes von vor 1960, aus denen sich die C-Gehalte überschlagsmäßig ableiten lassen, sind an Standorten mit naturnahen Waldgesellschaften von Hartmann und Jahn (1967) veröffentlicht worden. Sie decken die Mittelgebirge und die Alpen ab, aber nicht das norddeutsche Tiefland. Um die Messwerte von Hartmann u. Jahn (1967) im Analogieschluss auf andere Standorte übertragen zu können, ist die annähernde Übereinstimmung nicht nur der Bodenform und der Vegetation, sondern auch der Jahresmitteltemperatur und der Hydromorphiestufe notwendig. Somit sind nur die Aufnahmen aus dem Bayrischen Wald (Tabelle 14 aus Hartmann u. Jahn 1967) für den Standort 911, die Aufnahmen aus dem Hessischen Berg- und Hügelland (Tabelle 15 aus Hartmann u. Jahn 1967) für den Standort 608, die Aufnahmen aus dem Hessischen Berg- und Hügelland/Kellerwald (Tabelle 17 aus Hartmann u. Jahn 1967) für den Standort 606 und Tabelle 4b (Hartmann u. Jahn 1967) für die BÜK1000N-Referenzfläche 336131 anwendbar.

Für das norddeutsche Tiefland hat Baritz (1998, S. 42 ff.) aus Ergebnissen von Untersuchungen des Humusvorrates aus dem Altweisernetz der Standortserkundung in der DDR (1960-1980), für die schwach atlantisch bis deutlich subkontinentale Ökoregion des nordostdeutschen Tieflandes „Kohlenstoff-Zielvorräte“ veröffentlicht. Die sogenannten Ziel-Vorräte repräsentieren den Referenzwert für einen naturnahen Gleichgewichtszustand von Kohlenstoff, Stickstoff und Basen im Oberboden. Diese Ziel-Kohlenstoffvorräte im Fließgleichgewicht mit Stickstoff und Basen lassen sich überschlägig für die Standorte 1202, IM Neuglobsow, 344231 und 3519311 als Referenzwerte einsetzen.

Nur für den IM Neuglobsow liegt der so ermittelte Referenzwert erheblich unterhalb des Messwertes aus dem Jahr 2010. Für die BÜK1000N-Standorte liegen Messwerte aus vergleichbaren BZE1-Standorten mit gleicher Bodenform, Bestockung und in der gleichen Ökoregion vor (Baritz 1998, S. 19). Für die Level-II-Standorte sind Messwerte des Kohlenstoff-Gehaltes in der Datenbank für alle Horizonte enthalten. Die Summe bis zur betrachteten Bodentiefe (0,8-1 m) wurde gebildet. Auch in der BÜK1000N-Profildatenbank sind Angaben von Humusgehaltsklassen horizontweise angegeben, die

sich in Gehalte an organischer Masse OM nach KA 5 (AG Boden 2005, S. 112) und weiter in C-Gehalte (AG Boden 2005, S. 111) umrechnen lassen. Die Summe bis zur betrachteten Bodentiefe (0,8-1 m) wurde gebildet.

Die mit dem Cpool_0 initiierten Zeitreihen des C-Vorrates treffen den jeweiligen Messwert an den Standorten (mit Ausnahme von IM Neuglobsow) annähernd. Am IM Neuglobsow wurde der Cpool_0-Wert anhand des Messwertes kalibriert.

Kationen-Austauschmodell und -koeffizienten

Es wurde das GAPON-Modell gewählt (vgl. CLRTAP 2004, 2014, 2015, 2016)Für die GAPON-Austausch-Koeffizienten Al bzw. H zu Ca+Mg+K stehen derzeit nur Referenzwerte aus den Niederlanden zur Verfügung (Tabelle 6).

Tabelle 6: Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq $m^{-3}]^{-1/2}$ (De Vries und Posch 2003)

	Sand	Löss	Ton	Torf
kHBc	3,296	3,193	3,616	2,809
kAlBc	0,503	0,292	-0,595	-0,497

Der Wert für $lgKAl_{ox}$ wird von DeVries und Posch (2003) mit 7,89 [eq $m^{-3}]^{-1/2}$ für alle Bodenarten angegeben, ebenso der expAl mit 3.

Organische Säuren („RCOOmod", „cRCOO", „RCOOpars")

Der Empfehlung im Modeling-and Mapping-Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2016) folgend, werden die organischen Säuren auf 0 gesetzt, da sie i.d.R. vernachlässigbar gering sind.

Freisetzungsrate basischer Kationen durch Verwitterung („Ca_we", „Mg_we", „K_we", „Na_we")

Für die Verwitterungsraten wurden die Ergebnisse der Berechnung nach der Methode des Manuals des ICP Modelling and Mapping (CLRTAP 2004) verwendet.

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate" bezeichnet) wird entsprechend Manual (– CLRTAP 2004, 2014, 2016) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt.

Die Zuordnung der Ausgangssubstrate zu den Substratklassen erfolgte aus den originalen Angaben in den Datenbanken der Level II- und zu den Referenzbodenprofilen der BÜK1000N (vgl. Tabelle 7**)**

Tabelle 7: Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate (entsprechend Legenden zur BÜK1000N) zu den Substratklassen

Bodenausgangsgestein	Substratklasse
Niedermoor-Torf	organisch
Hochmoor-Torf	organisch
Sande und mächtige Sand-Deckschichten	sauer
(Fluviatile) Sande und mächtige Sand-Deckschichten	sauer
Sandlösse	sauer
Saure Magmatite und Metamorphite	sauer
Sandsteine	sauer
Sedimente im Gezeitenbereich (Wattboden)	neutral

Bodenausgangsgestein	Substratklasse
Sedimente im Gezeitenbereich (Wattboden, brackige Ablagerungen)	neutral
Sedimente im Gezeitenbereich (Wattboden, fluviatile Ablagerungen)	neutral
Sandlösse/Terrassen- und Schotterablagerungen	neutral
Löss und Lössderivate	neutral
Sande und mächtige Sand-Deckschichten/Geschiebemergel u.-lehme	neutral
Geschiebemergel u.-lehme im Wechsel mit geringmächtigen Sand-Deckschichten	neutral
Löss/Tonsubstrate	neutral
Sandlösse/Löss	neutral
Sandlöss/Löss und Lössderivate	neutral
Tonsubstrate	neutral
Löss/ Saure Magmatite und Metamorphite/Sandstein	neutral
Löss/Sandsteine	neutral
Sandsteine, Schluffe	neutral
Fersiallitische und ferrallitische Paläoböden	neutral
Anthrosol (anthropogen veränderte Flächen)	neutral
Auensedimente	basisch
Terrassen- und Schotterablagerungen	basisch
Geschiebemergel u.-lehme	basisch
Geschiebemergel u.-lehme/Löss	basisch
Löss und Lössderivate/Geschiebemergel u.-lehme	basisch
Silikatsubstrate	basisch
Löss und Lössderivate/Basische Magmatite und Metamorphite	basisch
Basische Magmatite und Metamorphite	basisch
Bimstuff	basisch
Silikatsubstrate, Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	basisch
Auensedimente	basisch
Löss und Lössderivate/ Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	kalkreich
Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	kalkreich
Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)/ Tonsubstrate	kalkreich
Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate), Löß	kalkreich
Tonstein, Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	kalkreich
Kalkmarsch	kalkreich

Neben dem Ausgangssubstrat wird die Höhe der Verwitterung basischer Kationen entscheidend durch die Textur des Bodens bestimmt, die die verwitterungswirksame Oberfläche des Ausgangsmaterials charakterisiert. So ermittelte Sverdrup (1990) einen linearen Zusammenhang zwischen dem Ton- und Sandgehalt eines Bodens, welche als Indikatoren für dessen Textur dienen, und der Verwitterungsrate.

In der Level-II-Datenbank sind Ton- und Sandgehalte horizontweise angegeben. Diese konnten gewichtet nach Horizontmächtigkeit über die betrachtete Bodentiefe gemittelt und nach folgender Matrix einer Texturklasse zugeordnet werden (Tabelle 8).

Tabelle 8: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (Quelle: Eurosoil 1999)

Texturklasse	Name	Definition
1	grob	Ton < 18 % und Sand ≥ 65 %
2	mittelgrob	Ton < 35 % und Sand > 15 % , aber Ton ≥ 18 % wenn Sand ≥ 65 %
3	mittelfein	Ton < 35 % und Sand < 15 %
4	fein	35 % ≤ Ton < 60 %
5	sehr fein	Ton ≥ 60 %

Da in der BÜK1000N-Datenbank die Ton- und Sandanteile nicht explizit ausgewiesen sind, musste zunächst der Ton- und Sandgehalt indirekt aus der Bodenart des Horizontes mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (AG Boden, S. 142, Abbildung 17) ermittelt werden (Tabelle 9).

Tabelle 9: Mittlere Ton- Schluff- und Sandgehalte der Bodenarten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden, S. 142, Abbildung 17), daraus abgeleitet die Texturklasse entsprechend (CLRTAP 2004, Tabelle 5.12)

Bodenart	Tongehalt [%]	Schluffgehalt [%]	Sandgehalt [%]	Texturklasse
Ss	3	5	92	1
Sl2	7	16	77	1
Sl3	10	25	65	1
Sl4	15	25	60	2
Slu	13	45	42	2
St2	11	5	84	1
St3	21	8	71	2
Su2	3	16	81	1
Su3	4	33	63	2
Su4	4	45	51	2
Ls2	21	45	34	2
Ls3	21	35	44	2
Ls4	21	23	56	2
Lt2	30	40	30	2
Lt3	40	40	20	4
Lts	35	23	42	4
Lu	24	58	18	3
Uu	4	90	6	3
Uls	13	58	29	3
Us	4	65	31	2
Ut2	10	87	3	3
Ut3	14	75	11	3
Ut4	21	70	9	3

Bodenart	Tongehalt [%]	Schluffgehalt [%]	Sandgehalt [%]	Texturklasse
Tt	75	15	10	5
Tl	55	23	22	4
Tu2	52	42	6	4
Tu3	36	58	6	4
Tu4	28	69	3	3
Ts2	55	8	37	4
Ts3	40	8	52	4
Ts4	30	8	62	2

Für jedes Referenzprofil der BÜK1000N wurde horizontweise aus dem Ton- und Sandgehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet und dann der nach Horizontmächtigkeit gewichtete Mittelwert bis zur betrachteten Bodentiefe berechnet.

Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Substratklassen, Tabelle 7) und Tongehalt (Texturklasse, Tabelle 9) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse (Tabelle 10).

Tabelle 10: Matrix zur Bestimmung der Verwitterungsklasse

	Texturklasse:				
	1	2	3	4	5
Substratklasse:	**Verwitterungsklasse**				
sauer	1	3	5	6	6
neutral	2	4	6	6	6
basisch	2	5	6	6	6
organisch, sauer o. neutral	1	1	1	1	1
organisch, basisch	6	6	6	6	6
kalkreich	20	20	20	20	20

De Vries et al. (1993) haben für die Ableitung der Verwitterungsrate als Teilterm der Critical Loads eine Bodenschicht von 0,5 m zugrunde gelegt. Eine Umrechnung auf die betrachtete Bodentiefe ist daher erforderlich.

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate auch von der Differenz der lokalen Temperatur zur Durchschnittstemperatur, die den Verwitterungsraten nach de Vries et al. (1993) zugrunde lag (8 °C = 281 K). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet (DeVries et al. 1993; Sverdrup, per Email vom 20.6.2016):

$$BC_w(T) = z \cdot 500 \cdot (WR_c - 0{,}5) \cdot 10^{\frac{A}{281} - \frac{A}{273+T}}$$

wobei:

$BC_w(T)$ = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [eq ha^{-1} a^{-1}]

z = durchwurzelte Tiefe [m]

WR_c = Verwitterungsklasse (entsprechend Tabelle 10)

T = mittlere lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1981-2010 nach DWD 2012 [K]

A = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

Da im VSD+-Eingabeformular die Verwitterungsrate auf die einzelnen basischen Kationen aufgeteilt werden muss, wurde die Aufteilung entsprechend dem Verhältnis der Gehalte austauschbarer Basen, die in der Level II- und in der BÜK1000N-Profildatenbank horizontweise gelistet sind, vorgenommen. Die genaue Aufteilung ist aber vermutlich nicht relevant. Bei Variation der Anteile ändert sich das Modellergebnis bei keinem Parameter. Offensichtlich ist nur die Summe von Bedeutung.

Atmosphärische Depositionsraten von Stickstoff- und Schwefelverbindungen, basischen Kationen und Chlor („SO2_dep", „NOx_dep", „NH3_dep", „Ca_dep", „Mg_dep", „K-dep", „Na-dep", „Cl_dep")

Die Berechnungen mit VSD+ basieren auf den historischen Zeitreihen der Depositionen aus der EMEP-Datenbank von 1880 bis 2010. Da die Zeitreihen für Rastergrids der Größe 50x50 km^2 berechnet und veröffentlicht sind, musste die maßstabsbedingte Unschärfe für die Betrachtung von Standorten mit Hilfe einer Kalibrierung anhand der Depositionswerte in den Jahren 2009 und 2010 für die Rastergrid-Größe ca. 1x1 km^2 (UBA 2017) soweit möglich ausgeglichen werden.

Ab 2010 wurden die Depositionszeitreihen für den Stickstoffeintrag analog zum Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013) nach 2 verschiedenen Szenarien fortgeschrieben:

1. Ab 2010 bis 2070 wird die N-Deposition (NO_x+NH_3) konstant auf 15 keq N ha^{-1} a^{-1} und …

2. … konstant auf 5 keq N ha^{-1} a^{-1} gehalten.

Für alle anderen Stoffe wird die EMEP-Trendreihe bis 2030 (am Wert für 2009 kalibriert) übernommen und erst danach bis 2070 konstant auf dem Niveau von 2030 festgeschrieben.

Aufnahmerate von Stickstoff und basischen Kationen in die zu erntende Biomasse

Um die Verallgemeinerbarkeit der Erkenntnisse aus der Standortmodellierung zu garantieren, müssen die Eingangsparameter nach Möglichkeit repräsentativ für eine Mehrzahl der vergleichbaren Ausprägungen des betrachteten Ökosystemtyps sein. Deshalb werden für die Berechnung der Aufnahmerate von Nährstoffen in die Derbholzmasse der zu erntenden Bäume Durchschnittswerte über den Zeitraum von 100 Jahren gewählt und nicht wie im Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013) vom aktuellen Baumalter abhängige Zuwachsraten. Dies ist auch bereits deshalb sinnvoll, weil die Waldgesellschaften der betrachteten Level-II-Standorte in einem Stadium der Maturität ausgebildet sind, in dem neben Bäumen mittleren Alters sowohl Altbäume als auch Naturverjüngung vorhanden sind. Dies entspricht hier wie generell dem langfristigen Erhaltungsziel naturnaher Waldbestände.

Für die Ermittlung der Aufnahmeraten von Nährstoffen in die Erntemasse wurde wie folgt vorgegangen: Die Entzugsrate von Stoffen mit der Ernte von Biomasse ergibt sich aus dem Ertrag der zu erntenden Biomasse, multipliziert mit dem Stoffgehalt. Der Ertrag wurde auf Basis der in Kapitel 13.4.4 dargestellten Methode und Datengrundlagen ermittelt.

Durchschnittsgehalte an Nährelementen in Derbholz und Rinde sind in Tabelle 11 zusammengestellt.

Tabelle 11: Netto-Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990)

Baumart	N	Ca	Mg	K	N
	[kg t-1 TS-1]	[eq t-1 TS-1]			
Kiefer	1,09	53,89	19,8	16,6	77,82
Fichte	1,22	70,36	14,8	19,7	87,10
Rotbuche, Hainbuche	1,54	89,82	21,4	35,8	110,00
Eichen	2,10	123,30	14,8	26,9	149,90
Erle	1,40	84,83	24,7	33,3	99,95
Birke	1,70	59,88	16,5	19,2	121,40
Bergkiefer	1,15	47,90	18,1	15,6	82,10
Weide	1,40	149,70	19,8	25,6	99,95
Sonst. Laubbaumarten	1,40	84,83	24,7	33,3	99,95

Stickstoff- und Kohlenstoffflüsse mit dem Streufall („Nlf", „Clf")

Die Streumasse ist in Wäldern und Forsten abhängig von der Bodenfruchtbarkeit, aber auch von der Hauptbaumart (vgl. Kapitel 13.4.3.2.2). Schulte-Bisping und Beese (2016) haben Untersuchungsergebnisse an Buchen und Kiefern auf mittleren Standorten mitgeteilt. Diese werden an allen Standorten eingesetzt, da alle Standorte als Hauptbaumarten Buchen und/oder Kiefern aufweisen.

Sonstige Eingangsdaten

Für weitere Eingangsdaten wurden die vom VSD+-Studio im Eingabeformular angebotenen Default-Werte eingesetzt, da diese Werte an den Standorten nicht bestimmbar sind und gleichzeitig keinen signifikanten Einfluss auf die Modellergebnisse haben.

6.3 Ergebnisse

Die folgenden Kapitel 6.3.1 bis 6.3.15 zeigen und interpretieren die Ergebnisse der dynamischen Modellierung bodenchemischer Parameter wie Kohlenstoffvorrat (Total C pool), Stickstoffvorrat (Total N pool), C/N-Verhältnis (Average soil C:N ratio), pH(H_2O)-Wert (pH), Aluminium/Basen-Verhältnis (Al/(Ca+Mg+K) ratio) und Basensättigung (EBc) in Abhängigkeit von der historischen und prognostizierten Entwicklung der Depositionen (S, NOx, NH3, Ca+Mg+K) nach 2 Szenaien (5 kg; 15 kg) sowie unter Implementierung von 2 Prognose-Szenarien (RCP 2.6; RCP 8.5) der Sickerwasserrate (Precipitation surplus) unter Klimawandeleinfluss.

Somit haben die modellierten Zeitreihen keinen Anspruch auf Übereinstimmung mit der Realität.

Sie zeigen Trends und mögliche Entwicklungen auf Basis vorgegebener Szenarien auf. Die Graphiken mit den Modellergebnissen enthalten folgende Zeitreihen von 1920 bis 2070:

Tabelle 12: Erläuterung zum Aufbau der folgenden Graphiken mit den Modellergebnissen

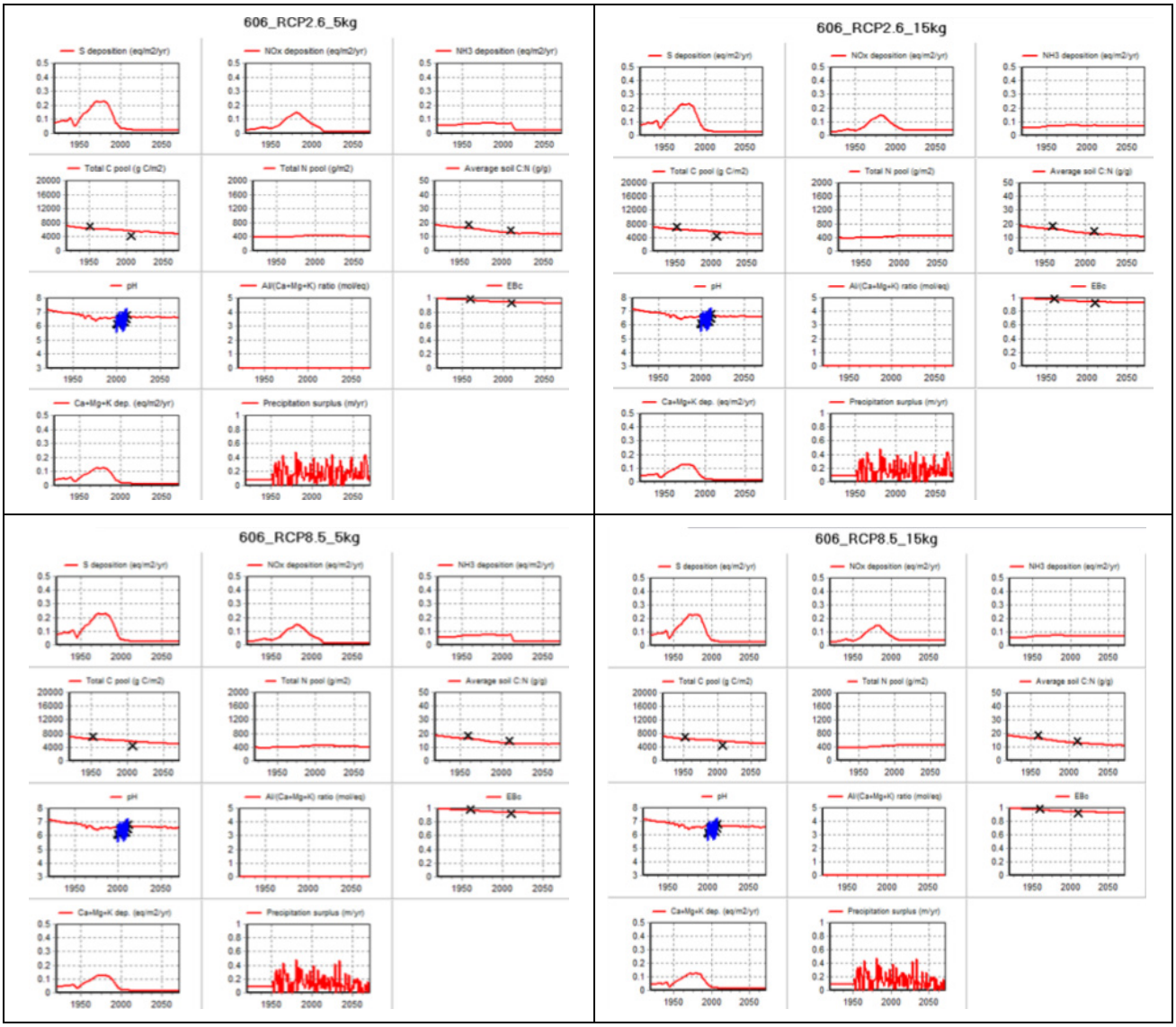
RCP 2.6_5 kg			**RCP 2.6_15 kg**		
S deposition (eq/m²/yr)	NOx deposition (eq/m²/yr)	NH3 deposition (eq/m²/yr)	S deposition (eq/m²/yr)	NOx deposition (eq/m²/yr)	NH3 deposition (eq/m²/yr)
Total C pool (g C/m²)	Total N pool (g N/m²)	Average soil C:N (g/g)	Total C pool (g C/m²)	Total N pool (g N/m²)	Average soil C:N (g/g)
pH	Al/(Ca+Mg+K) ratio (mmol/eq)	EBc	pH	Al/(Ca+Mg+K) ratio (mmol/eq)	EBc
Ca+Mg+K dep. (eq/m²/yr)	Precipitation surplus (m/yr)		Ca+Mg+K dep. (eq/m²/yr)	Precipitation surplus (m/yr)	
RCP 8.5_5 kg			**RCP 8.5_15 kg**		
S deposition (eq/m²/yr)	NOx deposition (eq/m²/yr)	NH3 deposition (eq/m²/yr)	S deposition (eq/m²/yr)	NOx deposition (eq/m²/yr)	NH3 deposition (eq/m²/yr)
Total C pool (g C/m²)	Total N pool (g N/m²)	Average soil C:N (g/g)	Total C pool (g C/m²)	Total N pool (g N/m²)	Average soil C:N (g/g)
pH	Al/(Ca+Mg+K) ratio (mmol/eq)	EBc	pH	Al/(Ca+Mg+K) ratio (mmol/eq)	EBc
Ca+Mg+K dep. (eq/m²/yr)	Precipitation surplus (m/yr)		Ca+Mg+K dep. (eq/m²/yr)	Precipitation surplus (m/yr)	

In den Zeitreihen sind auch Messwerte an den Standorten dargestellt (blaue Kreuze).

6.3.1 Level II-Standort 606

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 7 und Anhang A.2.

Abbildung 7: Standort 606 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Von 1920 an stieg der S-Eintrag von 0,74 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,13 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 1,1 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1980 einen mäßigen Anstieg der Schwefel-Depositionen von 0,5 auf 2,2 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit massiv von 1,1 auf 2,4 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der gleichzeitig versauernden und eutrophierenden Wirkung des sehr hohen N-Eintrages sank der pH-Wert ab 1920 bis 1980 von 7,1 auf 6,4 und die Basensättigung von 99% auf 95%. Da das Ausgangsgestein von Natur aus sehr basenreich ist, wirkt eine hohe Freisetzungsrate basischer Kationen durch Verwitterung des Substrats der Versauerung effektiv entgegen. Der Karbonat-Pufferbereich wurde nicht verlassen, so dass keine Aluminium-Ionen freigesetzt werden. Das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis ist deshalb auf extrem niedrigem Niveau konstant geblieben.

Der N-Eintrag verursachte einen geringfügigen Anstieg des N-Vorrates. Die gleichzeitige Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine deutliche Abnahme des C/N-Verhältnisses von 18,5 auf 14,6 im Zeitraum von 1920 bis 1980. Beide Werte liegen aber noch in der typischen Spanne für die Humusform Mull, die sowohl dem Referenzzustand, als auch dem aktuellen Zustand entspricht.

Von 1980 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,3 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 1,1 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 6,6. Die Basensättigung sank weiter leicht und beträgt 2010 93%, bedingt durch den deutlichen Anstieg der Ammoniak-Deposition, da Ammoniak gegenüber NO_x ein besonders hohes Versauerungspotenzial aufweist.

Das C/N-Verhältnis sinkt ebenfalls weiter auf 12,6, was noch innerhalb der Referenzspanne für die aktuelle Mull-Humusform liegt.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 8,3°C auf ca. 9,3°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 12,8°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium etwas ansteigen, aber im RCP8.5-Szenarium deutlich sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Verringerung unterhalb des Status´ um 1920 (0,34 keq N ha^{-1} a^{-1}). Das 15kgN-Depositionsszenarium simuliert zwar einen sehr niedrigen NO_x-Eintrag auf dem 1920er Niveau von 0,4 keq N ha^{-1} a^{-1} , aber für den NH_3-Eintrag einen seit 1980 gleichbleibend hohen Eintrag von 0,7 keq N ha^{-1} a^{-1}.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist kaum erkennbar. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, nun vermutlich angetrieben von der höher werdenden Temperatur nach beiden Szenarien, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen angeregt wird. Jedoch ist die Abnahme des C-Vorrates 2070 im RCP2.6-Szenarium größer als im RCP8.5-Szenarium (ΔC=120g m^{-2}), vermutlich aufgrund der feuchteren Bedingungen, die eine C-Respiration begünstigen.

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 einen höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium (ΔN=140g m^{-2}) und gleichzeitig einen Abfall des C/N-Verhältnisses von 12,6 auf 11, was aber immer noch im typischen Bereich der aktuellen Humusform Mull liegt. Nach dem 5kgN-Depositionsszenarium sinkt das C/N-Verhältnis nicht weiter ab. Nach beiden Szenarien werden der pH-Wert und die Basensättigung auf den Werten des Jahres 2010 verharren. Vermutlich wird sich bei diesem C:N:(Ca+Mg+K)-Verhältnis ein neues Gleichgewicht einstellen.

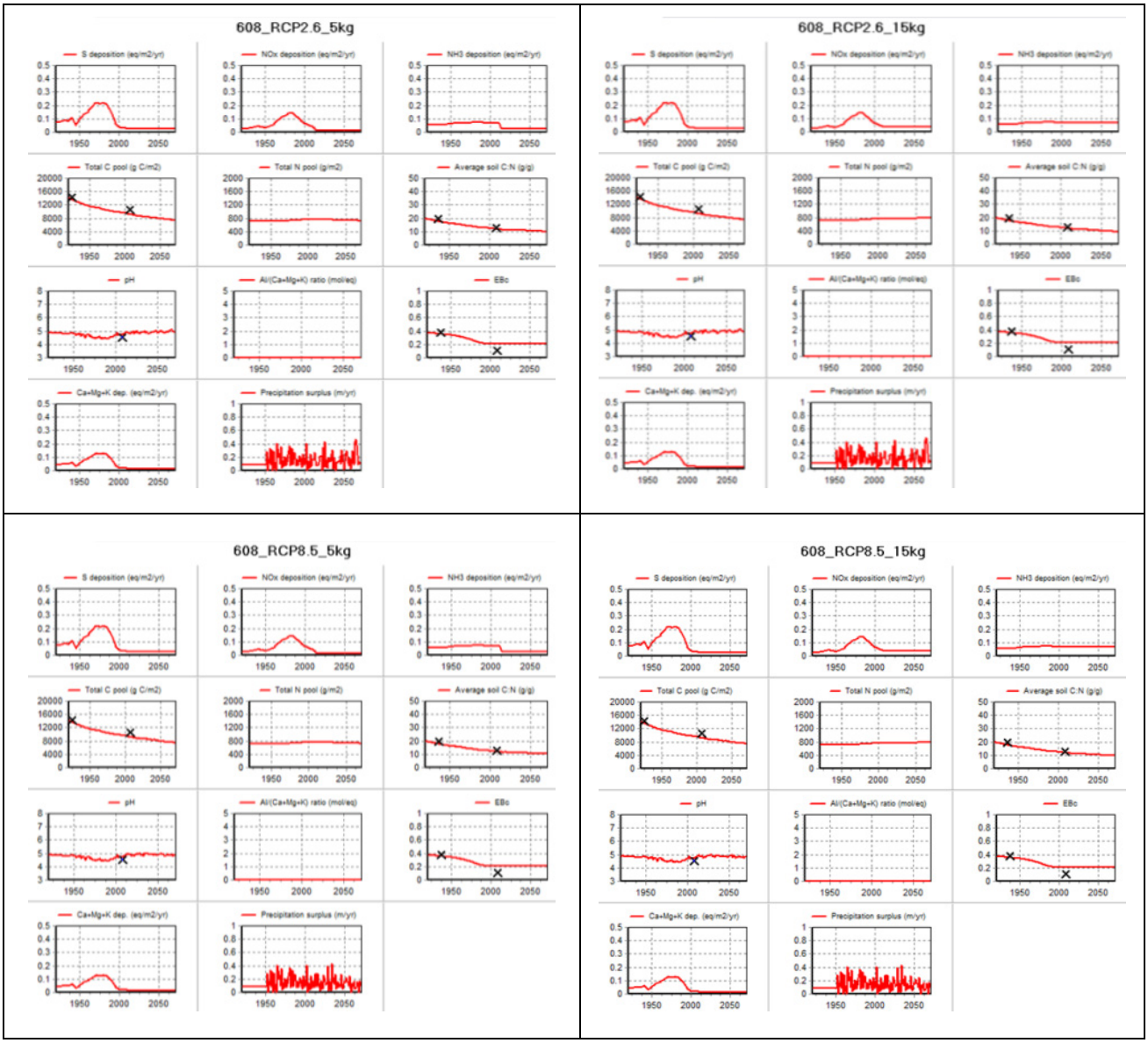
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
- ANOEST: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)

6.3.2 Level II-Standort 608

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 8 und Anhang A.2.

Abbildung 8: Standort 608 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 0,71 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,08 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 1 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1980 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von 0,5 auf 2,2 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit von 1 auf 2,2 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der überwiegend versauernden Wirkung des sehr hohen S-Eintrages sank der pH-Wert in der Zeit von 1920 bis 1980 von 4,9 auf 4,6 und die Basensättigung von 38% auf 25%. Der Basenverlust durch Austausch an den Bodenkolloiden und ihrer Auswaschung mit dem Sickerwasser geht einher mit dem Verlust der Adsorptionskapazität von Kohlenstoff an den Bodenkolloiden, so dass möglicherweise deshalb der C-Vorrat durch Freisetzung und Bodenrespiration abnahm.

Der N-Eintrag verursachte einen geringfügigen Anstieg des N-Vorrates. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1980 von 19,7 auf 13,7. Damit liegt der C/N-Wert 1985 bereits deutlich unterhalb der Referenz-Spanne der aktuellen und gleichzeitig standorttypischen Humusform Moder.

Von 1980 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,3 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 1,1 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,5 (gemessen) bzw. auf 4,8 (modelliert). Die Basensättigung stieg jedoch nicht in gleichem Maße wieder an, sondern beträgt 2008 erst 11% (gemessen) bzw. 20,5% (modelliert). Die Unterschiede zwischen Mess- und Modellwerten weisen deutlich auf die verzögerte Wirkung von exogenen Umwelteinflüssen auf die endogenen Funktionen des Bodens hin. Das C/N-Verhältnis sinkt weiter nach beiden Szenarien auf 13.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 8°C auf ca. 9,5°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 12°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium etwas ansteigen, aber im RCP8.5-Szenarium etwas sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer deutlichen Unterschreitung des Depostionsniveaus des Status´ um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium auf dem Niveau von 2009 verharrt.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist kaum erkennbar. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, nun vermutlich angetrieben von der höher werdenden Temperatur nach beiden Szenarien, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen angeregt wird. Jedoch sind die Unterschiede im C-Vorrat 2070 marginal (ΔC=50g m^{-2}).

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 einen höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium (ΔN=55g m^{-2}) und gleichzeitig einen Abfall des C/N-Verhältnisses auf 9,5, während nach dem 5kgN-Depositionsszenarium das C/N-Verhältnis nur auf 10,2 sinkt. Nach beiden Szenarien liegt der C/N-Wert weit unterhalb der Referenz-Spanne für Moder. In allen 4 Szenarien wird der pH-Wert sich auf ca. 4,9 und die Basensättigung auf 21% stabilisieren.

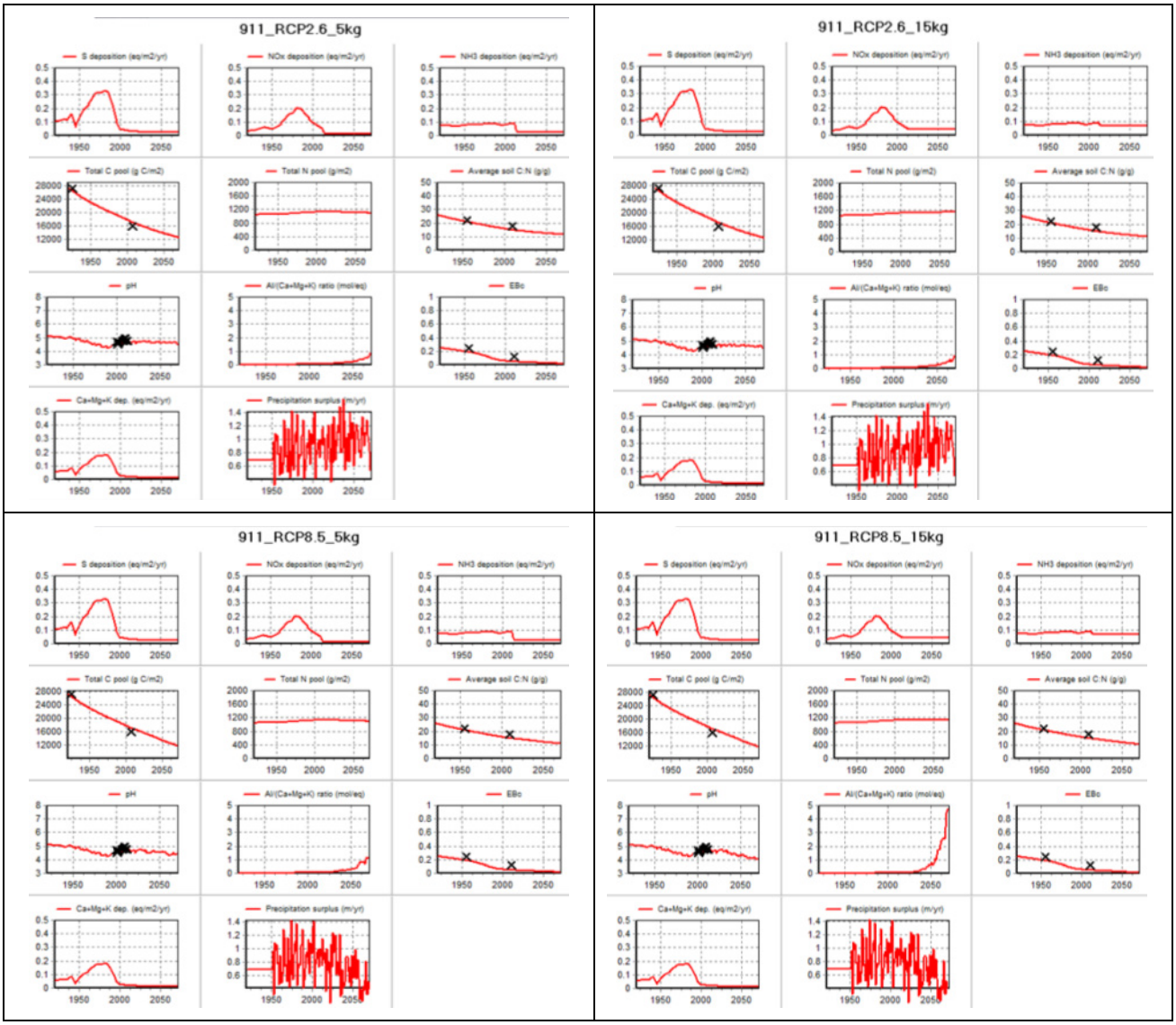
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)
- ANOEST: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) mit disharmonischen Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) mit disharmonischen Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Moder-Traubeneichen-Buchenwald Ec-4n-C2 mit disharmonischen Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald Ec-5n-D1 mit disharmonischen Verhältnis von C/N und Basensättigung,

6.3.3 Level II-Standort 911

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 9 und Anhang A.2.

Abbildung 9: Standort 911 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Von 1920 an stieg der S-Eintrag von 1,02 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,62 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 1,25 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von 0,6 auf 3,2 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit deutlich von 1,25 auf 2,8 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der überwiegend versauernden Wirkung des sehr hohen S- und N-Eintrages sank der pH-Wert im Zeitraum 1920-1985 von 5,1 auf 4,3 und die Basensättigung von 25% auf 8,8% (modelliert) bzw. 11,8 (gemessen). Der ursprüngliche Austauscher-Pufferbereich wurde jedoch nicht verlassen, so dass das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis auf sehr niedrigem Niveau stagnierte. Der Basenverlust durch Austausch an den Bodenkolloiden und ihrer Auswaschung mit dem Sickerwasser geht einher mit dem Verlust der Adsorptionskapazität von Kohlenstoff an den Bodenkolloiden, so dass möglicherweise deshalb der C-Vorrat durch Freisetzung und Bodenrespiration stark abnahm.

Der N-Eintrag verursachte nur einen geringfügigen Anstieg des N-Vorrates, weil der Bedarf der Vegetation durch den Eintrag gerade gedeckt wird. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses im Zeitraum 1920-1985 von 26 auf 18. Damit entspricht der C/N-Wert 1985 gerade noch der unteren Grenze der Referenzspanne für die aktuelle und und gleichzeitig standorttypische Humusform Moder.

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,34 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 1,45 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,7. Die Basensättigung stieg jedoch nicht in gleichem Maße wieder an, sondern beträgt 2008 erst 10% bedingt durch den deutlichen Anstieg der Ammoniak-Deposition, da Ammoniak gegenüber NO_x ein besonders hohes Versauerungspotenzial aufweist. Eine weitere Abnahme des C/N-Verhältnisses von 18 auf 17 findet in dieser Zeit statt. Damit liegt der C/N-Wert 2010 bereits etwas unterhalb der Referenzspanne für die aktuelle und und gleichzeitig standorttypische Humusform Moder.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 6,4°C auf ca. 6,6°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 9,5°C ansteigen. Die ohnehin bereits im 20. Jh. hohe Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium noch weiter ansteigen, aber im RCP8.5-Szenarium stark sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten.

Das 15kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Angleichung des Depostionsniveaus an den Status um 1920, während das 5kgN-Depositionsszenarium einen weiteren Abfall bis 0,35 keq N ha^{-1} a^{-1}, d. h. bis deutlich unterhalb des Niveaus von 1920, simuliert.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist nur wenig erkennbar. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, nun vermutlich angetrieben von der höher werdenden Temperatur nach beiden Szenarien, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen angeregt wird. Die Unterschiede im C-Vorrat 2070 mit ΔC=700g m^{-2} sind vermutlich auf die höheren Temperaturen im RCP8.5-Szenarium bei immer noch ausreichend hoher Bodenfeuchtigkeit zurück zu führen.

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 einen höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium (ΔN=130g m^{-2})und gleichzeitig einen Abfall des C/N-Verhältnisses von 17 auf 10,3, während nach dem 5kgN-Depositionsszenarium das C/N-Verhältnis auf 10,6 sinkt. Damit liegen diese C/N-Werte 2070 nach beiden Szenarien weit unterhalb der unteren Grenze der Referenzspanne für die Humusform Moder.

Die Depositionsrate von basischen Kationen aus Stäuben wird ab 2010 soweit gemindert sein, dass sie unterhalb des Niveaus von 1920 liegt. In Verbindung mit dem 5kgN-Depositionsszenarium ergibt sich hieraus eine weiter deutlich sinkende Basensättigung auf 4% und eine Senkung des pH-Wertes auf 4,4. Dadurch wird gleichzeitig die Freisetzungsrate von Aluminium im Boden ansteigen und das Al/Ca+Mg+K-Verhältnis bis 2070 bis in den für die Tanne und Fichte kritischen Bereich von 1,2 ansteigen.

Die stark reduzierte Basen-Deposition seit 2010 bewirkt in Verbindung mit dem 15kgN-Depositionsszenarium einen Abfall des pH-Wertes auf 4,0, d. h. der Austauscher-Puffer wird verlassen und geht in den Aluminium-Pufferbereich über. Dadurch werden relativ plötzlich große Mengen an Aluminium freigesetzt und das Al/Ca+Mg+K-Verhältnis steigt rasant bis auf 4,8 an, so dass nicht nur Tanne und Fichte massiv, sondern auch die ansonsten am wenigsten von allen Baumarten empfindliche Buche mäßig durch Aluminium-Intoxikation gefährdet sind.

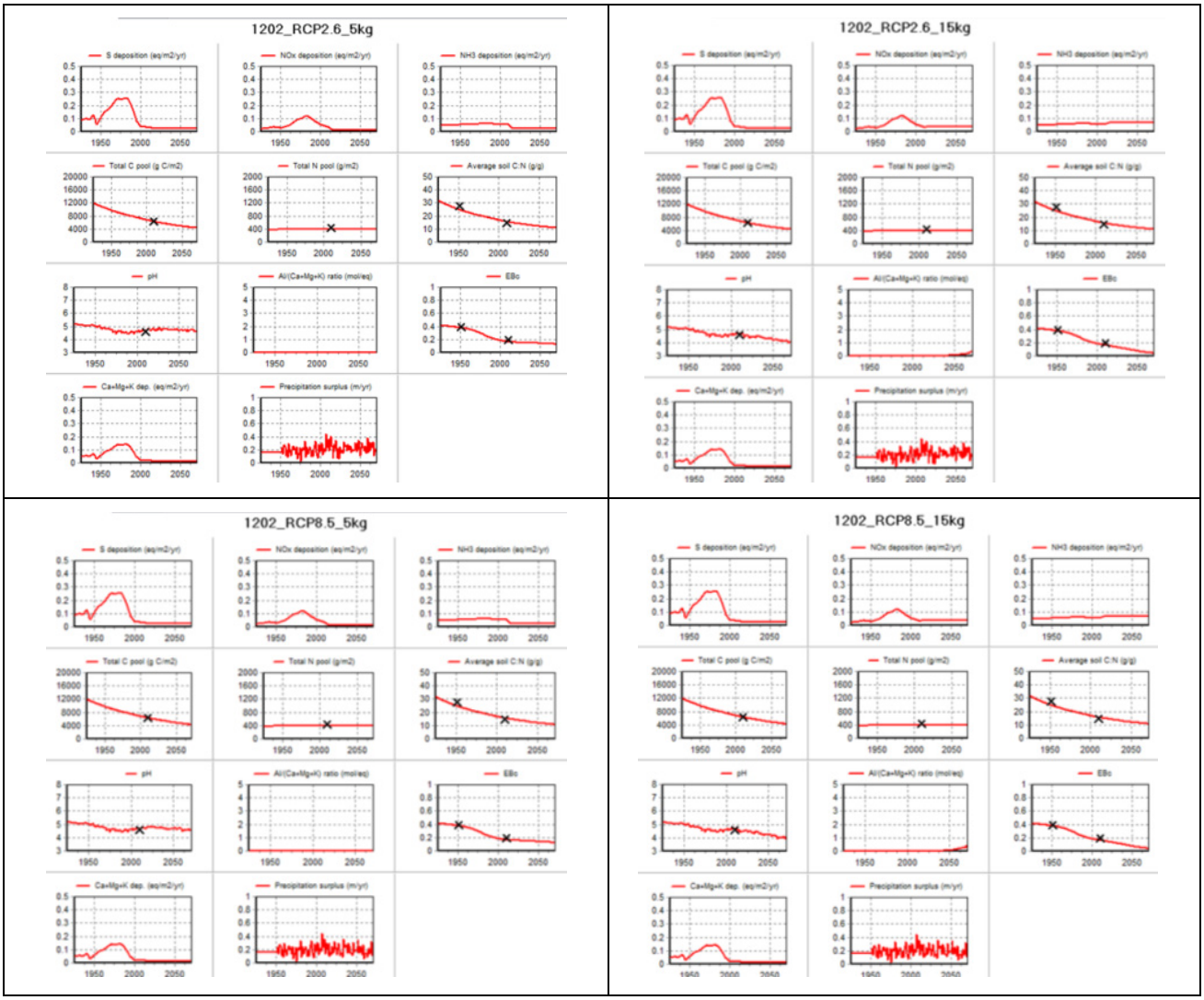
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)
- ANOEST: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) mit disharmonischen Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,

6.3.4 Level II-Standort 1202

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 10 und Anhang A.2.

Abbildung 10: Standort 1202 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts);



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 0,9 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,26 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 0,8 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von 0,5 auf 2,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit deutlich von 0,8 auf 1,8 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der überwiegend versauernden Wirkung des sehr hohen S- und N-Eintrages sank von 1920 bis 1985 der pH-Wert von 5,2 auf 4,5 und die Basensättigung von 41% auf 24%. Der ursprüngliche Austauscher-Pufferbereich wurde jedoch nicht verlassen, so dass das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis auf sehr niedrigem Niveau stagnierte. Der Basenverlust durch Austausch an den Bodenkolloiden und ihrer Auswaschung mit dem Sickerwasser geht einher mit dem Verlust der Adsorptionskapazität von Kohlenstoff an den Bodenkolloiden, so dass möglicherweise deshalb der C-Vorrat durch Freisetzung und Bodenrespiration stark abnahm.

Der N-Eintrag verursachte nur einen geringfügigen Anstieg des N-Vorrates, weil der Bedarf der Vegetation durch den Eintrag gerade gedeckt wird. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses im Zeitraum 1920-1985 von 32 auf 25.

Es liegt nahe, dass im standorttypischen Referenzzustand unter Berücksichtigung des armen Substrats und der Nadelholz-Bestockung ein rohhumusartiger Moder ausgeprägt gewesen sein muss. Für diesen Referenzzustand ist ein C/N-Verhältnis von 32 typisch. Die aktuelle Aufnahme einer typischen Moder-Humusform mit einem für diese Humusform typischen C/N-Verhältnis von 19 lässt auf einen bereits unter hohem N-Einfluss stattgefundenen Wandel des Ökosystemtyps in der Vergangenheit schließen.

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,31 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,9 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert leicht auf 4,6. Die Basensättigung sank jedoch weiter auf 20% bedingt durch anhaltend hohe Ammoniak-Deposition, da Ammoniak gegenüber NO_x ein besonders hohes Versauerungspotenzial aufweist. Auch das C/N-Verhältnis sank deshalb weiter auf 15,6. Dieser C/N-Wert liegt bereits unterhalb der typischen Referenzspanne für die aktuelle Humusform Moder.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 8,6°C auf ca. 8,8°C und im RCP8.5-Szenarium auf ca. 11,8°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium leicht ansteigen, aber im RCP8.5-Szenarium nach leichter Erhöhung bis 2040 danach wieder leicht absinken auf das Niveau von 1950. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten.

Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Senkung des N-Eintrages auf 0,35 keq N ha^{-1} a^{-1}, d. h. der Status um 1920 wird noch unterschritten werden. Das 15kgN-Depositionsszenarium führt zu einem weiteren Anstieg der Ammoniak-Deposition nach 2010, so dass trotz sinkender NO_x-Einträge der N-Gesamteintrag mit 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1} im Jahr 2070 gegenüber dem Status von 2010 noch etwas ansteigen wird.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist kaum erkennbar. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, nun vermutlich angetrieben von der höher werdenden Temperatur im RCP8.5-Szenarium bzw. der zunehmenden Klimafeuchte im RCP2.6-Szenarium, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen angeregt wird. Jedoch sind die Unterschiede im C-Vorrat 2070 marginal (ΔC=70g m^{-2}).

In beiden Depositionsszenarien wird der C-Pool weiter abnehmen und dementsprechend das C/N-Verhältnis weiter auf 10,7 sinken, einem für die aktuelle Humusform Moder viel zu niedrigem Wert. Auffällig ist, dass es keine quantitativen Unterschiede hinsichtlich der Indikator-Parameter für die Eutrophierung zwischen den beiden Szenarien gibt. Bei den Parametern für die Versauerung gibt es jedoch deutliche Unterschiede. So werden sich im 5kgN-Depositionsszenarium der pH-Wert und die Basensättigung auf dem Niveau von 2010 stabilisieren (4,5 bzw. 12%)und das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis wird unverändert sehr niedrig bleiben.

Im 15kgN-Depositionsszenarium werden der pH-Wert auf 3,9 und die Basensättigung auf 4% sinken, während gleichzeitig das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis auf 0,4 ansteigen wird. Ursache hierfür ist der Umschlag vom Austauscher- in den Aluminium-Pufferbereich aufgrund der hohen simulierten Depositionsrate von Ammoniak. Eine Gefährdung der Hauptbaumart Kiefer besteht dadurch jedoch noch nicht.

Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)
- ANOEST: Rohhumus-Kiefernforst (Eb,Ec-4n-b1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-B2), Rohhumus-Traubeneichenwald (Ec-3n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Rohhumus-Sand-Kiefernwald Ed-2n-B1, Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst Ed-3/4n-b1 mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,

6.3.5 Intensiv-Monitoring-Standort Neuglobsow Mischwald

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 11 und Anhang A.2.

Da der IM-Neuglobsow-Standort in unmittelbarer Nähe zum Level II-Standort 1202 liegt, wurden die gleichen Zeitreihen der Deposition und der Klimadaten verwendet.

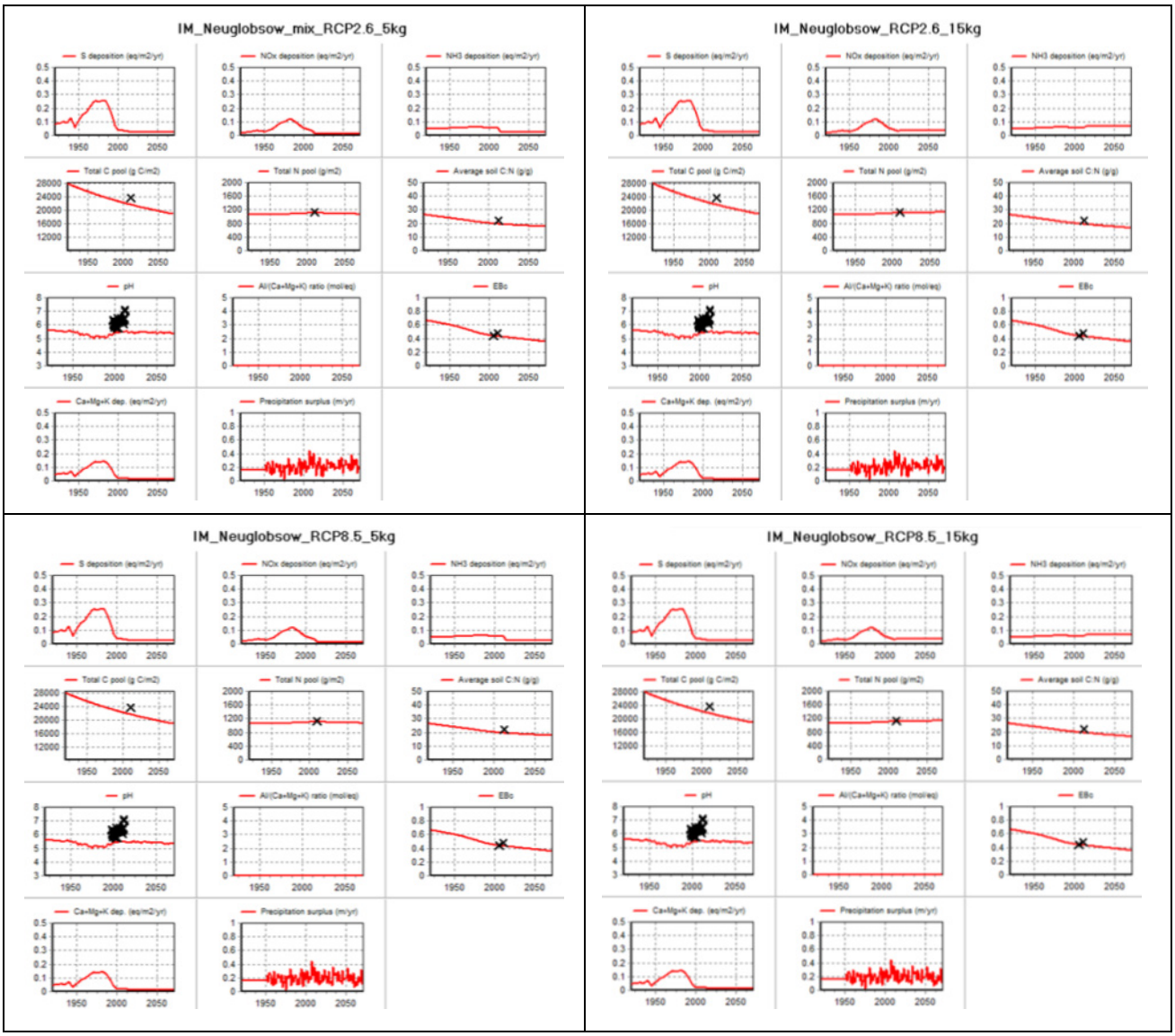
Von 1920 an stieg der S-Eintrag von 0,9 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,26 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 0,8 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von 0,5 auf 2,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit deutlich von 0,8 auf 1,8 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der überwiegend versauernden Wirkung des sehr hohen S- und N-Eintrages sank von 1920 bis 1985 der pH-Wert von 5,6 auf 5,0 und die Basensättigung von 66% auf 48%. Der ursprüngliche Silikat-Pufferbereich wurde jedoch nicht verlassen, so dass kaum Aluminium freigesetzt wurde und somit das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis auf sehr niedrigem Niveau stagnierte. Der Basenverlust durch Austausch an den Bodenkolloiden und ihrer Auswaschung mit dem Sickerwasser geht einher mit dem Verlust der Adsorptionskapazität von Kohlenstoff an den Bodenkolloiden, so dass möglicherweise deshalb der C-Vorrat durch Freisetzung und Bodenrespiration stark abnahm.

Der N-Eintrag verursachte nur einen geringfügigen Anstieg des N-Vorrates, weil der Bedarf der Vegetation durch den Eintrag gerade gedeckt wird. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses im Zeitraum 1920 bis 1985 von 26,5 auf 21. Beides sind jedoch noch typische Werte innerhalb der Referenzspanne für die aktuelle und gleichzeitig standorttypische Humusform rohhumusartiger Moder.

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,31 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,9 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der modellierte pH-Wert wieder deutlich auf 5,5. Allerdings zeigen die Messwerte von 1997-2015 im Sickerwasser (Schulte-Bisping per Email am 8.6.2016) pH-Werte von 5,7-7,1 an, also weit über dem Modellwert. Gleichzeitig liegt der Messwert in der Bodenphase 2013 bei 4,93 (Schulte-Bisping u. Beese 2016), also niedriger als der Modellwert. Die Basensättigung sank weiter auf 43% bedingt und stimmt mit den Messwerten

(Schulte-Bisping u. Beese 2016) überein. Ursache für das weitere Absinken könnten die anhaltend hohen Ammoniak-Depositionen sein, da Ammoniak gegenüber NO_x ein besonders hohes Versauerungspotenzial aufweist. Auch das C/N-Verhältnis sank deshalb weiter auf 19,6, einem für rohhusartigen Moder bereits untypisch niedrigem Wert. Allerdings ist auch die Humusform des rohhusartigen Moders nicht typisch für den Ökosystemtyp. Zu erwarten wäre ein typischer oder sogar mullartiger Moder.

Abbildung 11: Standort Neuglobsow nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 8,6°C auf ca. 8,8°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 11,8°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium leicht ansteigen, aber im RCP8.5-Szenarium nach leichter Erhöhung bis 2040 danach wieder leicht absinken auf das Niveau von 1950. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten.

Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Senkung des N-Eintrages auf 0,35 keq N ha^{-1} a^{-1}, d. h. der Status um 1920 wird noch unterschritten werden. Das 15kgN-Depositionsszenarium führt

zu einem weiteren Anstieg der Ammoniak-Deposition nach 2010, so dass trotz sinkender NO_x-Einträge der N-Gesamteintrag mit 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1} im Jahr 2070 gegenüber dem Status von 2010 noch etwas ansteigen wird.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist nicht erkennbar. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, nun vermutlich angetrieben von der höher werdenden Temperatur im RCP8.5-Szenarium bzw. der zunehmenden Klimafeuchte im RCP2.6-Szenarium, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen angeregt wird. Jedoch sind keine Unterschiede im C-Vorrat 2070 zwischen den beiden Klimaszenarien festzustellen.

In beiden Depositionsszenarien wird der C-Pool weiter abnehmen und dementsprechend das C/N-Verhältnis weiter auf 16,7 (15kg-Szenarium) bzw. 17,6 (5kg-Szenarium) sinken. Beide Werte liegen unterhalb der Referenzspanne für rohhumusartigen Moder.

Es gibt keine signifikanten quantitativen Unterschiede hinsichtlich der Indikator-Parameter für die Versauerung zwischen den beiden Szenarien. So werden sich sowohl im 5kgN- als auch im 15kg-Depositionsszenarium der pH-Wert und die Basensättigung auf dem Niveau von 2010 stabilisieren (5,4 bzw. 36 %) und das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis wird unverändert sehr niedrig bleiben. Eine Gefährdung der Hauptbaumarten Buche und Kiefer besteht somit nicht.

Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)
- ANOEST: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Sandbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1a)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2), Moder-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-C2),
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Sandbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1a).

6.3.6 BÜK1000N-Referenzfläche 336131

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 12 und Anhang A.2.

Da die BÜK1000N-Referenzfläche bei Affoldern/Egertal im Nordwesthessisches Bergland in unmittelbarer Nähe zum Level II-Standort 608 liegt, wurden die gleichen Zeitreihen der Deposition und der Klimadaten verwendet.

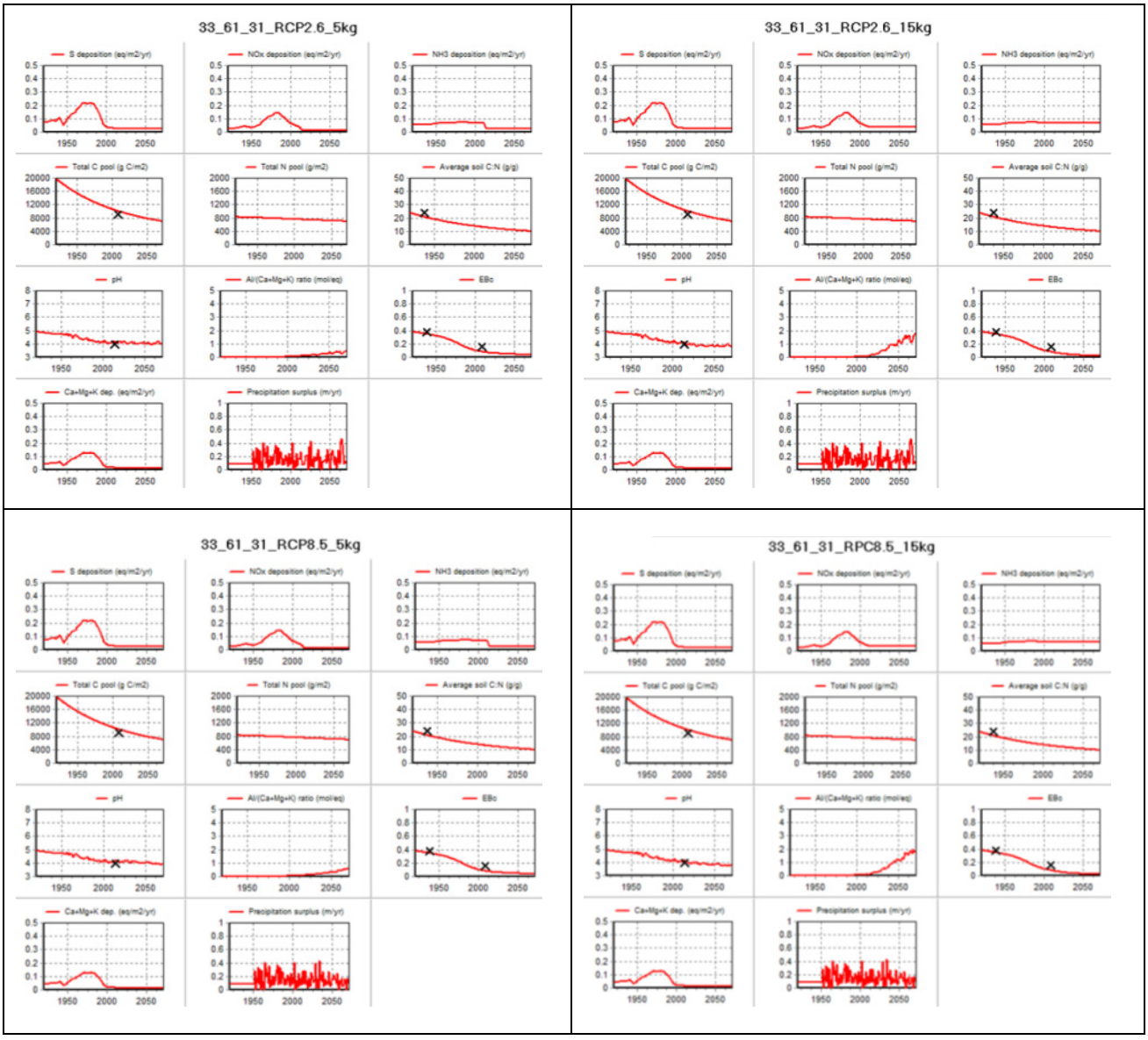
Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 0,71 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,08 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 1 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1980 es einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von 0,5 auf 2,2 keq S ha^{-1} a^{-1} gab, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit von 1 auf 2,2 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der überwiegend versauernden Wirkung des sehr hohen S-Eintrages sank 1920 bis 1980 der pH-Wert von 4,9 auf 4,4 und die Basensättigung von 38% auf 19%.Der Basenverlust durch Austausch an den Bodenkolloiden und ihrer Auswaschung mit dem Sickerwasser geht einher mit dem Verlust der Adsorptionskapazität von Kohlenstoff an den Bodenkolloiden, so dass möglicherweise deshalb der C-Vorrat durch Freisetzung und Bodenrespiration stark abnahm.

Der N-Eintrag verursachte keinen signifikanten Anstieg des N-Vorrates, weil der Bedarf der Vegetation durch den Eintrag gerade gedeckt wird. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme

des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 24 auf 15,6. Damit liegt der C/N-Wert 1985 bereits deutlich unterhalb der Referenz-Spanne der aktuellen und gleichzeitig standorttypischen Humusform Moder.

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,3 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 1,1 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode fiel der pH-Wert weiter auf 4,0. Die Basensättigung fiel ebenfalls weiter ab auf 9%. Eine Ursache hierfür könnte darin liegen, dass zwar die Summe aus S- und N-Säure-Äquivalenten seit 1985 abgenommen hat, aber die NH3-Deposition, die besonders stark versauernd wirkt, weiter zugenommen hat. Das C/N-Verhältnis sank auf 13.

Abbildung 12: BÜK1000N-Referenzfläche 336131 mit folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 8°C auf ca. 9,5°C und im RCP8.5-Szenarium auf ca. 12°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium etwas ansteigen, aber im RCP8.5-Szenarium etwas sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant

gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer deutlichen Unterschreitung des Depostionsniveaus des Status um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium auf dem Niveau von 2009 verharrt.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist nicht erkennbar. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, nun vermutlich angetrieben von der höher werdenden Temperatur nach beiden Szenarien, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen angeregt wird. Jedoch sind keine Unterschiede im C-Vorrat 2070 erkennbar.

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 keinen höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium. Der Abfall des C/N-Verhältnisses auf 10 fällt nach beiden Depositionsszenarien sowie nach beiden Klimaszenarien gleich aus. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert weit unterhalb der Referenz-Spanne für Moder.

In allen 4 Szenarien wird der pH-Wert sich auf ca. 3,8 stabilisieren, während die Basensättigung allmählich immer weiter sinkt und 2070 etwa 4% nach dem 5kgN-Depositionsszenarium bzw. 3% nach dem 15kgN-Depositionsszenarium erreicht haben wird. Diese fortschreitende Versauerung ist jedoch der Tatsache geschuldet, dass die Depositionen basischer Kationen ab 2010 weit unter das Niveau von 1920 sinken werden. Der so erzeugte Übergang vom Austauscherpuffer in den Aluminiumpuffer lässt die Aluminium-Freisetzungsrate ab 2010 rasch ansteigen, so dass bis 2070 das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis kritische Werte von 0,5 nach dem 5kgN-Depositionsszenarium bzw. 1,8 nach dem 15kgN-Depositionsszenarium erreicht haben wird. Damit verursacht das 15kgN-Depositionsszenarium eine Gefährdung des Kiefernbestandes.

Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2)
- ANOEST: Moder-Kiefernforst Ebc-4n-c2
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Rohhumus-Traubeneichenwald (Ec-3n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,

6.3.7 BÜK1000N-Referenzfläche 344231

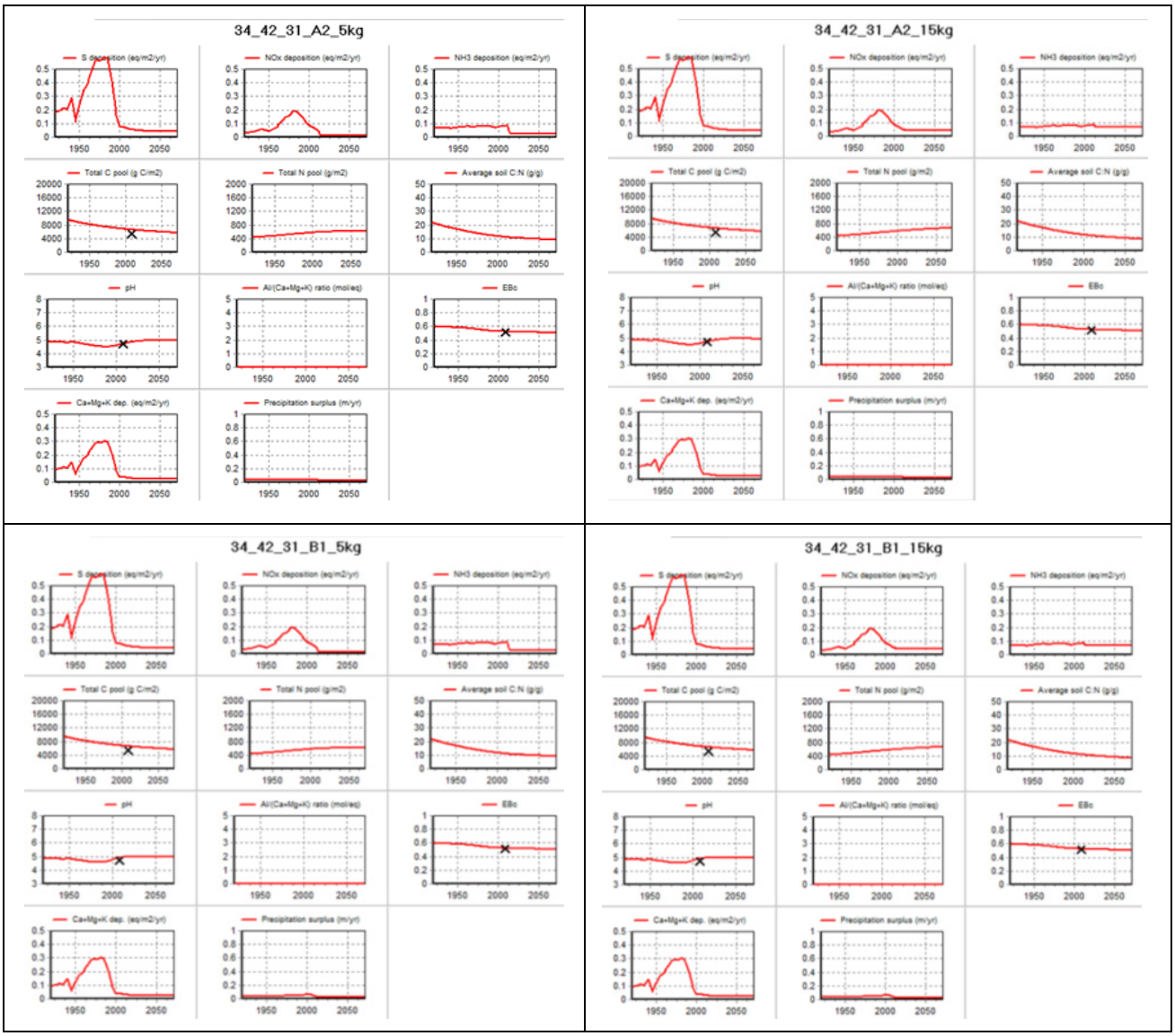
Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 13 und Anhang A.2.

Für die BÜK1000N-Referenzfläche bei Meißen im Sächsisch-Thüringischen Löß-Hügelland wurden für diesen Zwischenbericht vorläufig die Zeitreihen der Klimadaten verwendet, die sich aus dem IPCC-A2 und dem IPCC-B2-Szenarium, modelliert mit dem WEREX-Modell auf der Basis des ECHAM5-Modells, ergeben haben (Schlutow et al. 2007, Schlutow u. Gemballa 2008, Gemballa u. Schlutow 2008).

Von 1920 an stieg der S-Eintrag von 1,8 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 2,9 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 1,1 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 1,18 keq N ha^{-1} a^{-1}. Von 1945 bis 1985 gab es einen sehr starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von 1,1 auf 5,8 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit von 1,18 auf 2,67 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der hohen Säureneutralisationskapazität des basenreichen Bodens verringerte sich der pH-Wert von 1920 bis 1985 nur regingfügig von 4,8 auf 4,5 und die Basensättigung fiel von 60% auf 54% aufgrund der starken Erhöhung der Deposition basischer Kationen bis 1985.

Der N-Gehalt des Bodens steigt bis 2009 kontinuierlich an. Jedoch nimmt der modellierte C-Gehalt in dieser Zeit ab, was möglicherweise an der leichteren Zersetzbarkeit der Streu aufgrund des höheren N-Gehaltes der Blätter liegt. Die Abnahme des C-Vorrates bei gleichzeitigem Anstieg des N-Gehaltes bedingte eine Abnahme von 1920 bis 1985 des C/N-Verhältnisses von 22 auf 13. Damit lag der C/N-Wert 1985 bereits unterhalb der Referenz-Spanne der aktuellen und gleichzeitig standorttypischen Humusform Moder.

Abbildung 13: BÜK1000N-Referenzfläche 344231 mit folgenden Szenarien ab 2010: B1+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); B1+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); A2+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); A2+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,62 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 1,2 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,7 und die Basensättigung blieb auf 52% konstant. Offensichtlich reicht die „nachschaffende Kraft des Bodens“, d. h. die Freisetzungsrate basischer Kationen aus dem Lößlehm aus, um die Säureeinträge um 2009 zu neutralisieren. Allerdings sinkt das C/N-Verhältnis weiter auf 11,1, d. h. weit unter den normalen Bereich für Moder.

Von 2010 bis 2070 wird im A2-Szenarium die Temperatur von 8,7°C auf ca. 9,3°C und im B1_Szenarium auf 9,1 °C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im A2-Szenarium bis 2040 deutlich, im B1-Szenarium jedoch nur wenig abnehmen. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer deutlichen Unterschreitung des Depostionsniveaus des Status´ um 1920, während nach dem 15kgN-Depositionsszenarium die N-Deposition nach 2009 nur leicht auf 1,07 fällt.

Der C-Gehalt wird nach 2010 kaum noch weiter sinken, vermutlich verursacht von der zunehmenden Trockenheit, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen gebremst wird. Einen Unterschied nach beiden N-Depositionsszenarien oder den Klimaszenarien gibt es nicht.

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 einen um 45 g N m^{-2} höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium. Der Abfall des C/N-Verhältnisses auf 9,1 beträgt nach 5kg-Depositionsszenarium weniger als nach dem 15kg-Depositionsszenarium mit C/N=8,5. Nach beiden Szenarien liegt der C/N-Wert jedoch weit unterhalb der unteren Grenze der Referenz-Spanne für Moder.

In beiden Szenarien wird der pH-Wert sich bei 5,0 und die Basensättigung bei 50% stabilisieren, so dass auch bis 2070 das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis konstant sehr niedrig bleibt.

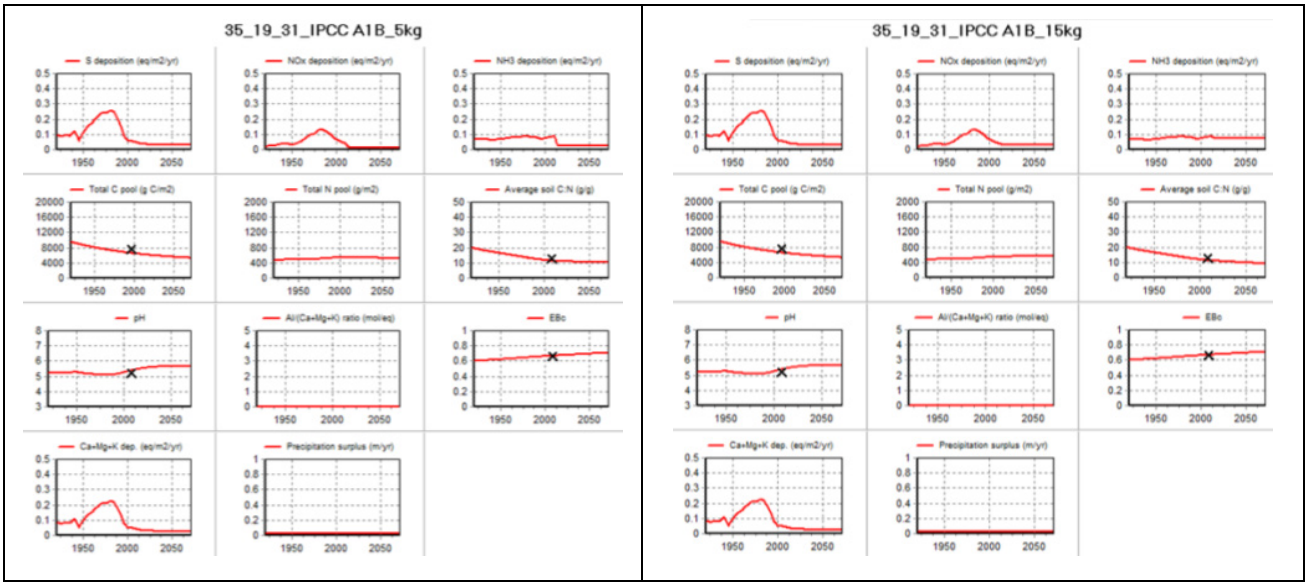
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1)
- ANOEST: Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario B1_5kg: Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario B1_15kg: Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario A1B_5kg: Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-D1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario A1B_15kg: Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-D1)

6.3.8 BÜK1000N-Referenzfläche 351931

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 14 und Anhang A.2.

Abbildung 14: BÜK1000N-Referenzfläche 351931 mit folgenden Szenarien ab 2010: Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (links); Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Für die BÜK1000N-Referenzfläche bei Penkun im Nordostbrandenburger Jungmoränenland wurden für diesen Zwischenbericht vorläufig die Zeitreihen der Klimadaten verwendet, die sich aus dem IPCC-A1B-Szenarium, modelliert mit dem ECHAM5-Modell, ergeben haben (Schlutow et al. 2014).

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 0,92 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,23 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,57 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag war bis 1945 relativ konstant bei 1 keq N ha^{-1} a^{-1}. Von 1945 bis 1985 gab es einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von 0,57 auf 2,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit von 1 auf 2,1 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge der hohen Säureneutralisationskapazität des basenreichen Bodens verringerte sich der pH-Wert im Zeitraum 1920-1985 nur unwesentlich von 5,22 auf 5,2 und die Basensättigung stieg sogar von 60% auf 65% aufgrund der starken Erhöhung der Deposition basischer Kationen bis 1980.

Der N-Gehalt des Bodens steigt leicht an. Dennoch nimmt der modellierte C-Gehalt in dieser Zeit ab, was möglicherweise an der leichteren Zersetzbarkeit der Streu aufgrund des höheren N-Gehaltes der Blätter liegt. Die Abnahme des C-Vorrates bei gleichzeitigem Anstieg des N-Gehaltes bedingte eine Abnahme des C/N-Verhältnisses im Zeitraum von 1920 bis 1980 von 20 auf 13. Damit liegt der C/N-Wert 1985 noch innerhalb der Referenz-Spanne der aktuellen und gleichzeitig standorttypischen Humusform Mull.

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,46 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 1,26 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode blieb der pH-Wert weiter auf 5,4 und die Basensättigung auf 66% konstant. Offensichtlich reicht die Freisetzungsrate basischer Kationen aus dem Geschiebemergel aus, um die Säureeinträge zu neutralisieren. Da der (angenommene potenziell natürliche) Bestand aus Eichen, Winterlinden und Hainbuchen eine hohe Durchwurzelungstiefe aufweist, werden die in den tieferen Bodenschichten mit Geschiebemergel aufgenommenen und in organische Substanz eingelagerten Basen über den alljährlichen Streufall auf die Bodenoberfläche aufgebracht, wo sie wieder mineralisiert und mit dem Sickerwasser in den Oberboden eingewaschen werden. So trägt die „Basenpumpe“ der Bäume zu einer Neutralisation der Säureeinträge in der

gesamten Bodenmatrix bei. Allerdings sinkt das C/N-Verhältnis weiter auf 11,4, was aber bei Mull im normalen Bereich liegt.

Von 2010 bis 2070 wird im A1B-Szenarium die Temperatur von 8°C auf ca. 11,5°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird bis 2040 leicht ansteigen, danach aber unter das Niveau von 1950 sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer deutlichen Unterschreitung des Depostionsniveaus des Status´ um 1920, während nach dem 15kgN-Depositionsszenarium die N-Deposition nach 2009 nur leicht auf 1,06 fällt.

Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, vermutlich angetrieben von der höher werdenden Temperatur, so dass die Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen angeregt wird. Einen Unterschied nach beiden N-Depositionsszenarien gibt es nicht.

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 einen um 60 g N m^{-2} höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium. Der Abfall des C/N-Verhältnisses auf 10,2 beträgt nach dem 5kg-Depositionsszenarium weniger als nach dem 15kg-Depositionsszenarium mit C/N=9,2. Nach beiden Szenarien liegt der C/N-Wert jedoch noch an der unteren Grenze der Referenz-Spanne für Mull.

In beiden Szenarien wird der pH-Wert sich bei 5,7 und die Basensättigung bei 70% stabilisieren, so dass auch bis 2070 das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis konstant sehr niedrig bleibt.

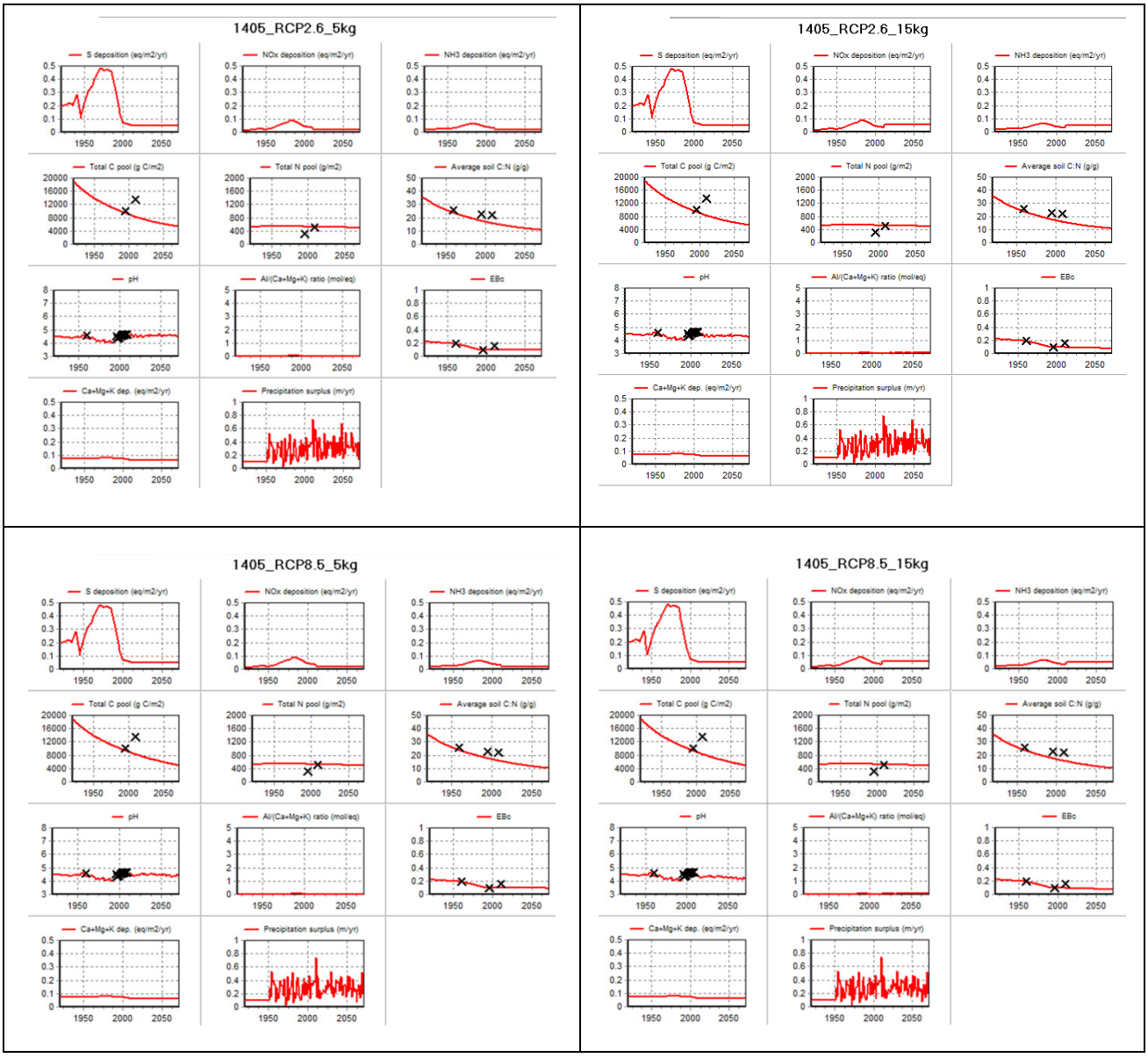
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)
- ANOEST: Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario A1B_5kg: Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-E1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario A1B_15kg: Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-E1)

6.3.9 Level II-Standort 1405

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 15 und Anhang 2.

Abbildung 15: Standort 1405 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 1,9 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 2,8 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 1,1 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag stieg bis 1945 relativ gleichmäßig bis auf 0,46 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen auf 4,3 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit auf 1,45 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge des sehr hohen S-Eintrages sank der pH-Wert in der Zeit von 1920 bis 1985 von 4,3 auf 4,0 und die Basensättigung von 12% auf 10%. Der N-Eintrag verursachte einen geringfügigen Anstieg des N-Vorrates. Die starke Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 40 auf 20. Damit liegt der C/N-Wert 1985 bereits deutlich unterhalb der Referenz-Spanne der aktuellen und gleichzeitig standorttypischen Humusform Rohhumus (29-50).

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,6 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,7 (gemessen) bzw. auf 4,5 (modelliert). Die Basensättigung stieg jedoch nicht in gleichem Maße wieder an, sondern beträgt 2009 noch 12% (gemessen) bzw. 10% (modelliert). Die Unterschiede zwischen Mess- und Modellwerten weisen deutlich auf die verzögerte Wirkung von exogenen Umwelteinflüssen auf die endogenen Funktionen des Bodens hin. Das C/N-Verhältnis sinkt weiter auf 16,2.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 9,5°C auf ca. 10,2°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 12°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium von 385 mm im Jahr 2009 auf 239 mm im Jahr 2070 sinken, und im RCP8.5-Szenarium deutlich auf 200 mm sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Annäherung an das Depostionsniveau des Status´ um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium zu einem Wiederanstieg auf 1,07 keq N ha^{-1} a^{-1} führen würde.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist für das C/N-Verhältnis erkennbar. Während nach dem 2.6-Klimaszenarium (2070: 10,2°C) das C/N-Verhältnis bei 10,7 bzw. 10,8 liegt, wird es nach dem 8.5-Szenarium (2070: 12°C) auf 10,3 sinken. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken, wobei die Szenarien keinen Unterschied verursachen.

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 keinen höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium, so dass die Depositionsszenarien auch das C/N-Verhältnis scheinbar nicht beeinflussen. Es ist aber nach dem 15kgN-Depositionsszenarium ein Abfall der Basensättigung auf ca. 7 und des pH-Wertes auf 4,2 zu verzeichnen, während das 5kgN-Depositionsszenarium nur einen Abfall auf BS 9,2-11% verursacht. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert (10,2-10,7) weit unterhalb der Referenz-Spanne für Rohhumus (29-50).

Der aktuelle Ökosystemtyp wird sich nach allen Szenarien auch weiterhin zunehmend disharmonisch verändern. Während im RCP2.6_5kg-Szenarium der Säure-Basen-Haushalt im Jahr 2070 wieder im standorttypischen Bereich liegen wird, wird dieser bei den anderen 3 Szenarien zu niedrig bleiben. Nach allen 4 Szenarien wird das C/N-Verhältnis weiter sinken und Werte weit unterhalb des standorttypischen C/N annehmen.

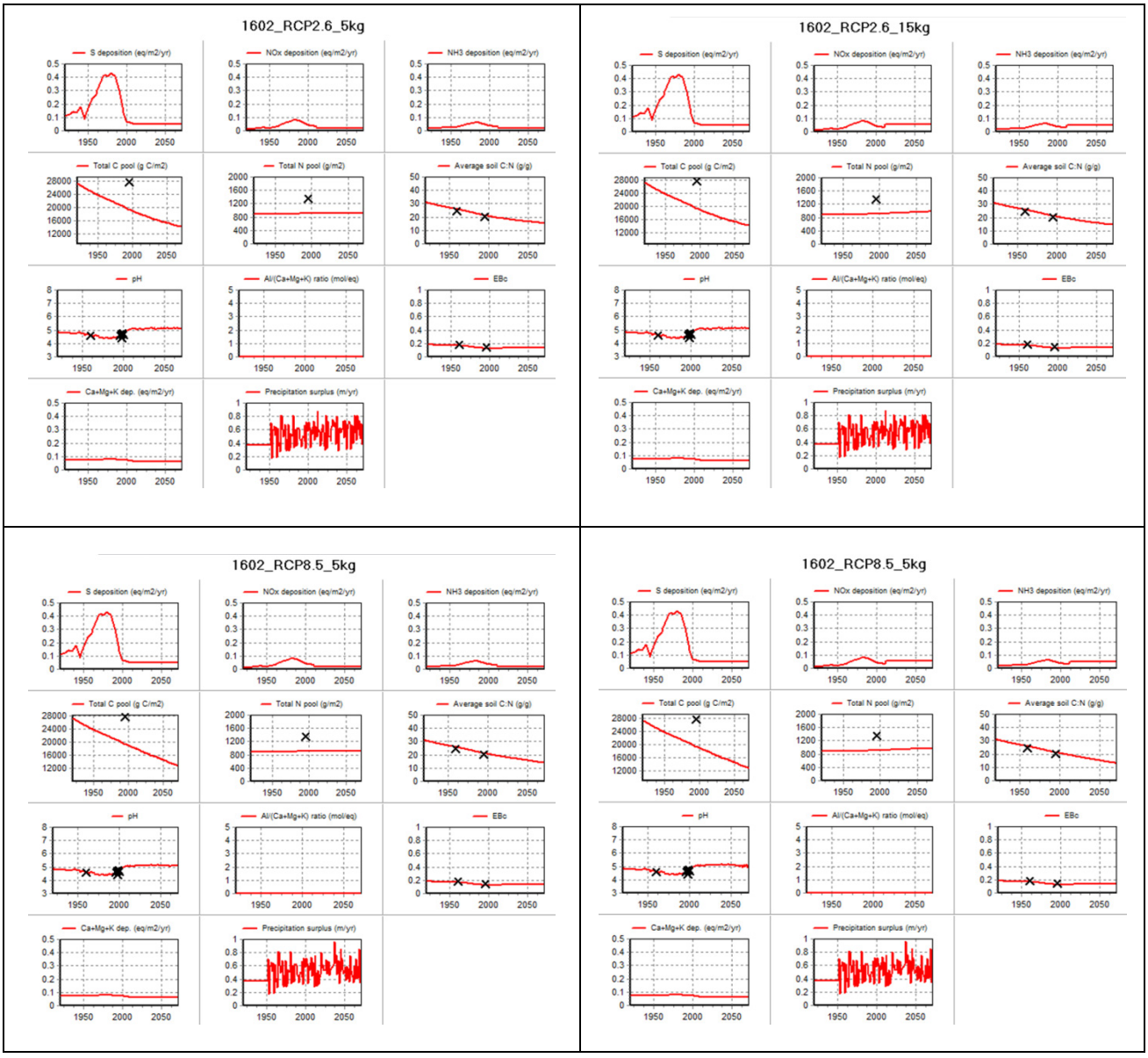
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)
- ANOEST: Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-B2), Rohhumus-Traubeneichenwald (Ec-3n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Rohhumus-Sand-Kiefernwald Ed-2n-B1, Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3n-c1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung.

6.3.10 Level II-Standort 1602

Die Modellergebnisse zeigt Abbildung 16 und Anhang A.2.

Abbildung 16: Standort 1602 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 1,1 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,8 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,84 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag stieg bis 1945 relativ gleichmäßig bis auf 0,44 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von auf 4,07 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit auf 1,38 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge des sehr hohen S-Eintrages sank der pH-Wert in der Zeit von 1920 bis 1985 von 4,8 auf 4,4 und die Basensättigung von 18% auf 13,6%. Der C-Vorrat nahm rapide ab. Der N-Eintrag verursachte keinen Anstieg des N-Vorrates. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 31 auf 22,5. Damit liegt der C/N-Wert 1985 noch innerhalb der Referenz-Spanne der aktuellen Humusform Moder (17-26).

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,6 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 5,1 (gemessen und modelliert). Die Basensättigung stieg jedoch nicht in gleichem Maße wieder an, sondern beträgt 2009 erst 12,8% (gemessen und modelliert). Das C/N-Verhältnis sinkt weiter auf 19,9.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 7,6°C auf ca. 8,2°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 9,8°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium auf 385 mm, und im RCP8.5-Szenarium auf 348 mm im Jahr 2070 sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Annäherung an das Depostionsniveau des Status´ um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium zu einem Wiederanstieg auf 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1} führen würde.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist für das C/N-Verhältnis erkennbar. Während nach dem 2.6-Klimaszenarium (2070: 8,2°C) das C/N-Verhältnis bei 14,5 bis 15,5 liegt, wird es nach dem 8.5-Szenarium (2070: 9,8°C) auf 13,2-14,1 sinken.

Das 15kgN-Depositionsszenarium bedingt im Jahr 2070 einen höheren N-Pool als das 5kgN-Depositionsszenarium und gleichzeitig einen Abfall des C/N-Verhältnisses um jeweils 1 %C/%N. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert (13,2-15,5) deutlich unterhalb der Referenz-Spanne für Moder.

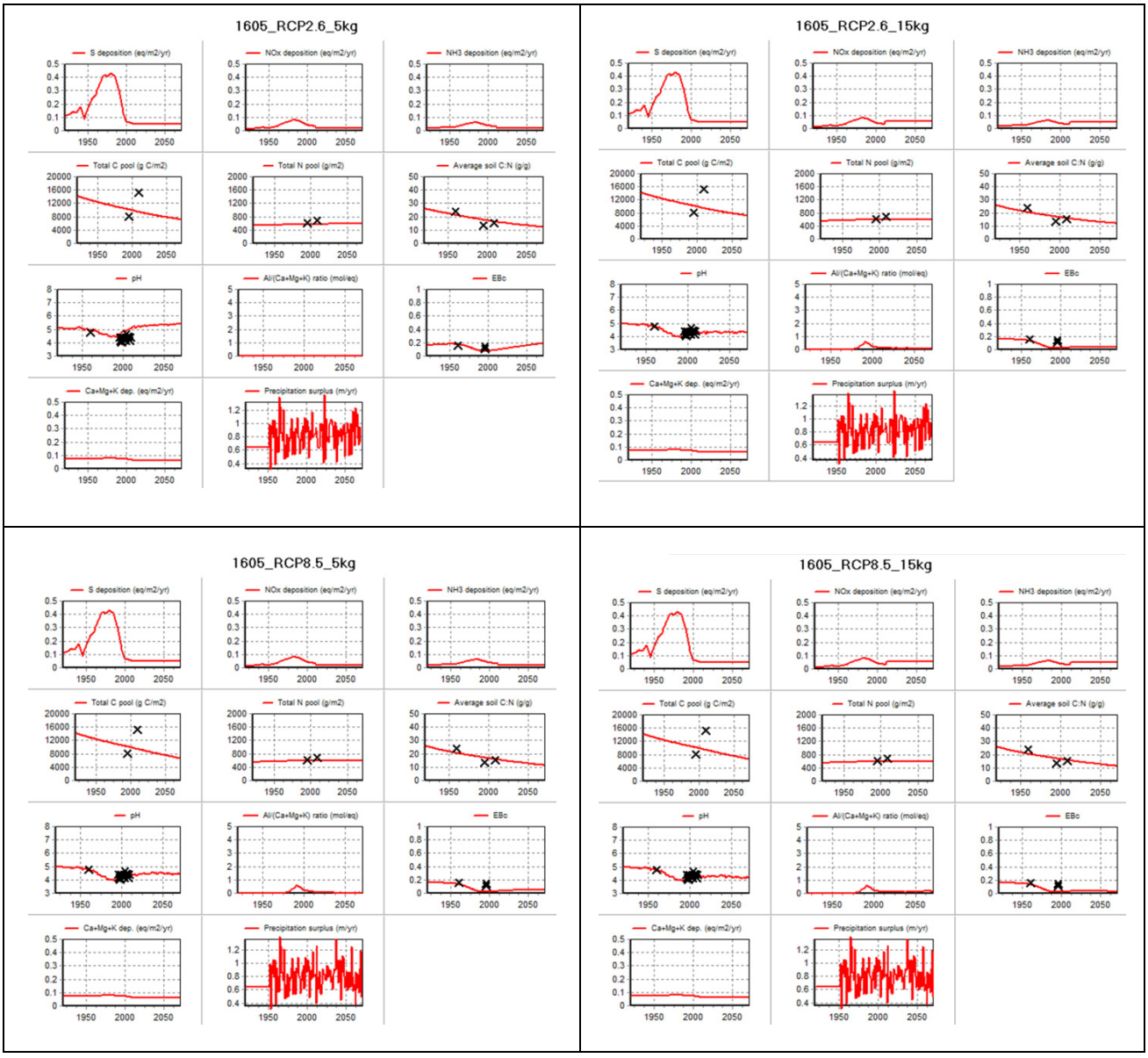
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)
- ANOEST: Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Moder-Buchen-Hochbergwald (C1-6d-C2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C2-6d-D1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald (D2-5n-C1), Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-D1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,

6.3.11 Level II-Standort 1605

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 17 und Anhang A.2.

Abbildung 17: Standort 1605 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 1,1 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,8 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,4 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag stieg bis 1945 relativ gleichmäßig bis auf 0,42 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 es einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen auf 4,07 keq S ha^{-1} a^{-1} gab, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit auf 1,3 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge des sehr hohen S-Eintrages sank 1920 bis 1980 der pH-Wert von 5,1 auf 4,4 und die Basensättigung von 16% auf 6%. Der N-Eintrag verursachte keinen signifikanten Anstieg des N-Vorrates, weil der Bedarf der Vegetation durch den Eintrag gerade gedeckt wird. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 29 auf 18,6. Damit liegt der C/N-

Wert 1985 bereits deutlich unterhalb der Referenz-Spanne der aktuellen und gleichzeitig standorttypischen Humusform Rohhumus (29-50).

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,6 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 5,0. Die Basensättigung fiel ab auf 5 %. Der so erzeugte Übergang vom Austauscherpuffer in den Aluminiumpuffer lässt die Aluminium-Freisetzungsrate ab 1980 rasch ansteigen, so dass bis 1995 das Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnis kritische Werte von 0,56 erreicht hatte. Das C/N-Verhältnis sank auf 16,3.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 6,1°C auf ca. 6,8°C und im RCP8.5-Szenarium auf ca. 8,4°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium gegenüber 2009 etwas sinken, jedoch im RCP8.5-Szenarium stark sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Annäherung an das Depostionsniveau des Status um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium etwa auf dem Niveau von 1885 verharrt, das heißt, nach 2010 wieder auf 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1} ansteigt.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist kaum erkennbar. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist für das C/N-Verhältnis erkennbar. Während nach dem 2.6-Klimaszenarium (2070: 6,8°C) das C/N-Verhältnis bei 12,0 bis 12,3 liegt, wird es nach dem 8.5-Szenarium (2070: 8,4°C) auf 11,4 sinken. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert weit unterhalb der Referenz-Spanne für Rohhumus.

Während im RCP2.6_5kg-Szenarium der Säure-Basen-Haushalt im Jahr 2070 wieder im standorttypischen Bereich liegen wird, wird dieser bei den anderen 3 Szenarien zu niedrig bleiben. So verharrt die Basensättigung bis 2070 auf etwa 5% nach dem RCP8.5_5kgN-Depositionsszenarium bzw. 3% nach beiden 15kgN-Depositionsszenarien.

Der aktuelle Ökosystemtyp wird sich nach allen Szenarien auch weiterhin zunehmend disharmonisch verändern.

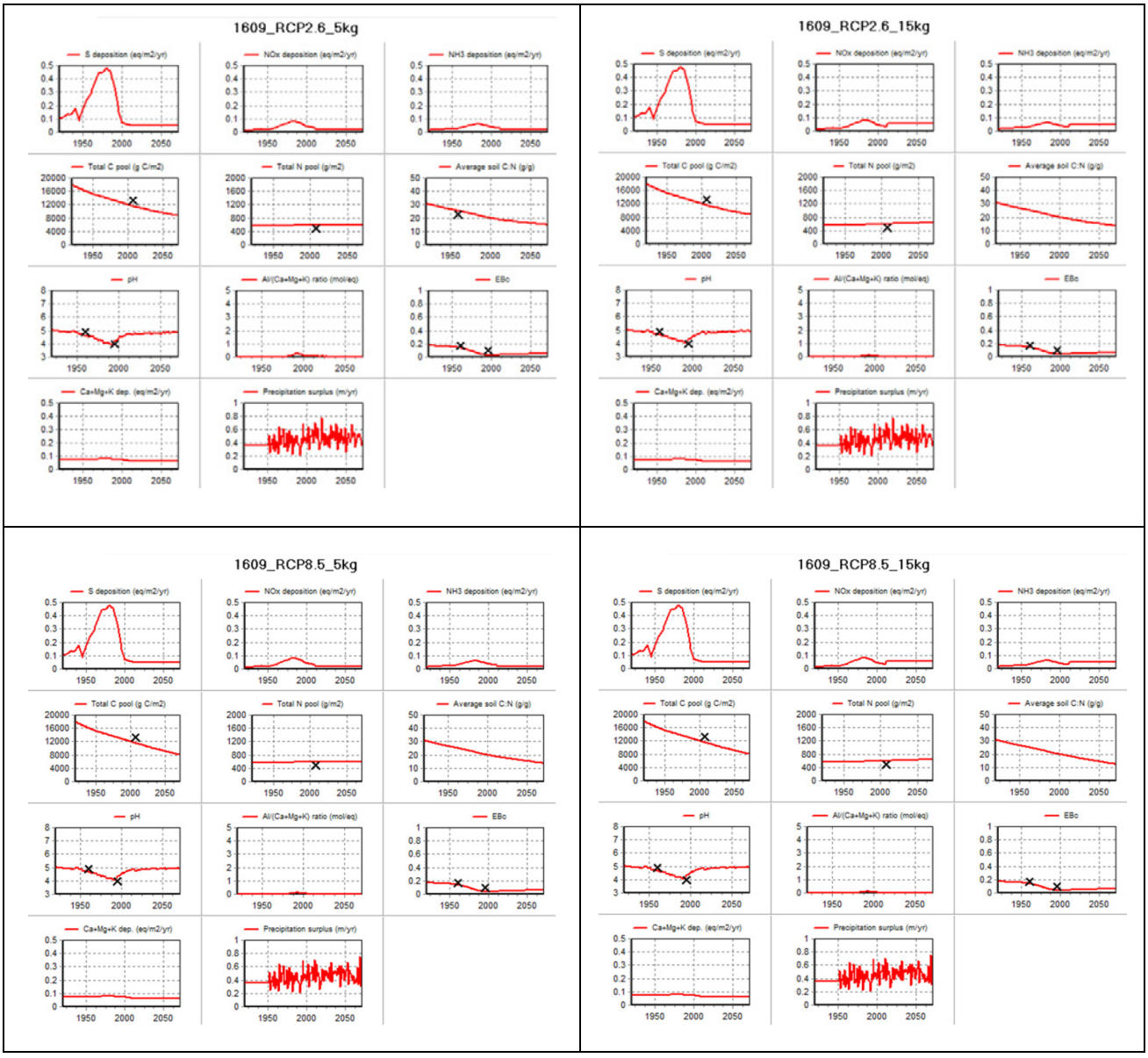
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)
- ANOEST: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Rohhumus-Fichten-Hochbergforst (Dg-6d-c1), Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2), Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung.

6.3.12 Level II-Standort 1609

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 18 und Anhang A.2.

Abbildung 18: Standort 1609 nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 1,0 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,8 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,8 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag stieg bis 1945 relativ gleichmäßig bis auf 0, 4 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen auf 4,6 keq S ha^{-1} a^{-1} gab, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit auf 1,4 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge des sehr hohen S-Eintrages sank 1920 bis 1980 der pH-Wert von 5,0 auf 4,0 und die Basensättigung von 17% auf 4,5%. Der C-Vorrat nahm stark ab.

Der N-Eintrag verursachte keinen signifikanten Anstieg des N-Vorrates. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 31 auf 22.

Daraus folgt, dass offensichtlich in dieser Periode ein Wandel der Humusform von Rohhumus zu Moder stattgefunden hat.

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,53 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,62 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,7. Die Basensättigung fiel weiter ab auf 3,1 %. Das C/N-Verhältnis sank auf 18,9.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 7,3°C auf ca. 8°C und im RCP8.5-Szenarium auf ca. 9,6°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium gegenüber 2009 etwas, jedoch im RCP8.5-Szenarium stark sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Annäherung an das Depostionsniveau des Status um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium nach 2010 wieder einen Anstieg auf 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1} simuliert.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist für das C/N-Verhältnis kaum erkennbar. Während nach dem 2.6-Klimaszenarium (2070: 8°C) das C/N-Verhältnis bei 13,7 bis 15,0 liegt, wird es nach dem 8.5-Szenarium (2070: 9,6°C) auf 12,6-13,9 sinken. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 weiter sinken.

Die Depositionsszenarien beeinflussen das C/N-Verhältnis scheinbar nicht. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert im Jahr 2070 (12,6-15) unterhalb der Referenz-Spanne für Moder (17-26). Während sich nach allen Szenarien der pH-Wert im Jahr 2070 wieder im standorttypischen Bereich liegen wird, wird die Basensättigung nur wenig ansteigen (auf 5-6,3) und damit für den ANOEST-Standorttyp zu niedrig bleiben.

Der aktuelle Ökosystemtyp wird sich nach allen Szenarien auch weiterhin zunehmend disharmonisch verändern.

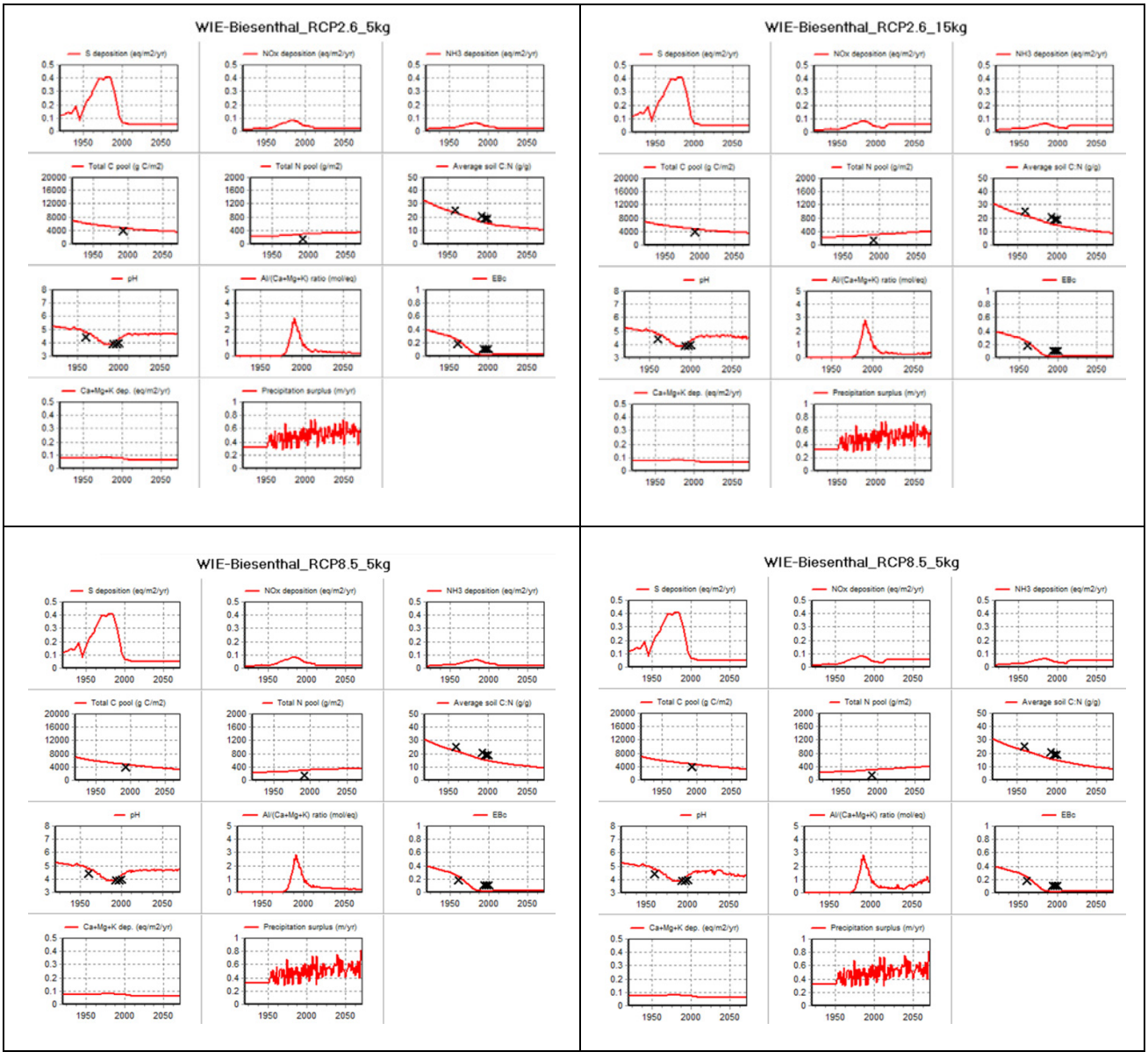
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-D1)
- ANOEST: Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-D1), Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2), Moder-Fichtenforst (Eg-5n-c2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung.

6.3.13 Standort W.I.E. Biesenthal

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 19 und Anhang A.2.

Abbildung 19: Standort W.I.E. Biesenthal nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 1,2 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,9 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,8 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag stieg bis 1945 relativ gleichmäßig bis auf 0, 42 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen auf 4,0 keq S ha^{-1} a^{-1} gab, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit auf 1,4 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge des sehr hohen S-Eintrages sank 1920 bis 1980 der pH-Wert von 5,2 auf 3,7 und die Basensättigung von 38,7% auf 3%.

Der N-Eintrag verursachte einen leichten Anstieg des N-Vorrates. Die gleichzeitige Abnahme des C-Vorrates bedingte eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 32,6 auf 18,8.

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,47 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,55 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,6 an. Die Basensättigung blieb jedoch weiter auf 3 %. Das C/N-Verhältnis sank auf 14.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 9,4°C auf ca. 9,9°C und im RCP8.5-Szenarium auf ca. 11,6°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium gegenüber 2009 etwas sinken, jedoch im RCP8.5-Szenarium stark ansteigen. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Verringerung auf 0,35 keq N ha^{-1} a^{-1}, das entspricht etwa dem Depostionsniveau des Status um 1920. Das 15kgN-Depositionsszenarium simuliert nach 2010 wieder einen Anstieg auf 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1}.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist für das C/N-Verhältnis kaum erkennbar. Während nach dem 2.6-Klimaszenarium (2070: 9,9°C) das C/N-Verhältnis bei 8,3-10,6 liegt, wird es nach dem 8.5-Szenarium (2070: 11,6°C) auf 8,2-9,2 sinken. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 etwas weiter sinken.

Die Depositionsszenarien beeinflussen das C/N-Verhältnis geringfügig. Der Unterschied des C/N-Wertes vom 5kg- zum 15kg-Szenarium beträgt 1-2,3 %C/%N. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert im Jahr 2070 (8,2-10,6) weit unterhalb der Referenz-Spanne für Moder (17-26).

Die stark reduzierte Basen-Deposition seit 2010 verhindert eine Erholung der Basensättigung. Der Austauscher-Puffer, der von 1920 bis 1985 verlassen wurde und in den Aluminium-Pufferbereich übergegangen war, wird sich nicht wieder einstellen. Die Modellierungsergebnisse deuten auf eine Endversauerung des Standortes hin. In dieser Zeit wurden relativ plötzlich große Mengen an Aluminium freigesetzt und das Al/Ca+Mg+K-Verhältnis stieg rasant bis auf 2,8 eq/eq an, so dass die Buche und die Traubeneiche durch Aluminium-Intoxikation gefährdet waren. Nach den RCP8.5_15kg-Szenarium wird die Gefährdung auch weiterhin bestehen bleiben, bei allen anderen Szenarien sinkt dieser Quotient wieder auf einen unkritischen Wert.

Der aktuelle Ökosystemtyp wird sich nach allen Szenarien auch weiterhin zunehmend disharmonisch verändern. Nach allen Szenarien wird sich im Jahr 2070 der pH-Wert nur wenig und die Basensättigung gar nicht verbessern und beide Werte werden weit unterhalb des standorttypischen Bereiches liegen. Nach allen 4 Szenarien wird auch das C/N-Verhältnis weiter sinken und Werte weit unterhalb des typischen C/N für Moder annehmen.

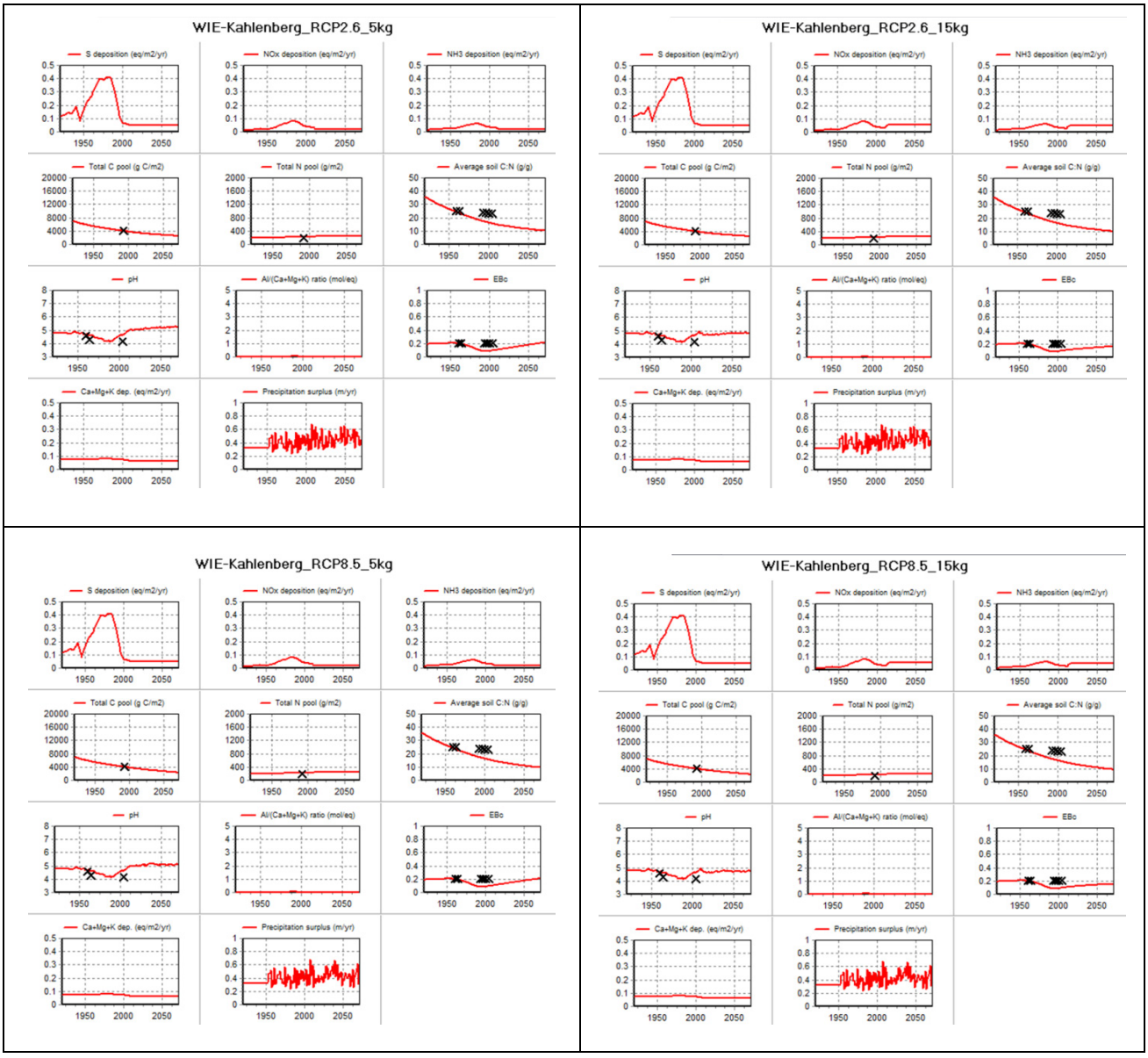
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)
- ANOEST: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Sandbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1a) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Moder-Traubeneichenwald (Ec-3n-C1) Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2), mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald (Ec-4n-D1a) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung.

6.3.14 Standort W.I.E. Kahlenberg

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 20 und Anhang A.2.

Abbildung 20: Standort W.I.E. Kahlenberg nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 1,2 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 1,9 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 0,84 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag stieg bis 1945 relativ gleichmäßig bis auf 0,44 keq N ha^{-1} a^{-1}. Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen von auf 4,0 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit auf 1,6 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge des sehr hohen S-Eintrages sank der pH-Wert in der Zeit von 1920 bis 1985 von 4,8 auf 4,2 und die Basensättigung von 20% auf 11%. Der N-Eintrag verursachte einen geringfügigen Anstieg des N-Vorrates. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 20 auf 11. Damit lag der C/N-Wert 1985 bereits unterhalb der Referenz-Spanne der aktuellen Humusform rohhumusartiger Moder (17-26).

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,57 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,9 (modelliert). Der Messwert des pH im Jahr 2009 zeigt mit 4,2 eine deutlich zeitverzögerte Reaktion an. Die Basensättigung stieg jedoch nicht in gleichem Maße wieder an, sondern beträgt 2009 modelliert noch 11%, während der entsprechende Messwert bei 20 verharrt. Das C/N-Verhältnis sinkt weiter auf 15.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur auf ca. 10,1°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 11,7°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird im RCP2.6-Szenarium etwas, und im RCP8.5-Szenarium deutlich bis zum Jahr 2070 sinken. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Annäherung an das Depostionsniveau des Status´ um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium zu einem Wiederanstieg auf 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1} führen würde.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist für das C/N-Verhältnis deutlich erkennbar. Während nach dem 2.6-Klimaszenarium (2070: 10,1°C) das C/N-Verhältnis bei 10,1-10,2 liegt, wird es nach dem 8.5-Szenarium (2070: 11,7°C) auf 9,5-9,6 sinken. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 etwas weiter sinken.

Beide Depositionsszenarien bedingen im Jahr 2070 einen leicht ansteigenden N-Pool, einen deutlich sinkenden C-Pool und somit gleichzeitig einen starken Abfall des C/N-Verhältnisses. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert (9,5-10,2) deutlich unterhalb der Referenz-Spanne für rohhumusartigen Moder. Allerdings werden nach dem 5kg-Szenarium die Basensättigung und der pH-Wert wieder auf das standorttypische Niveau (BS 21% bzw. pH 5) von 1920 angehoben, während nach dem 15kg-Szenarium nur eine leichte Erhohlung des Säure-Basen-Haushaltes (BS 15% bzw. pH 4,7) zu erwarten ist.

Der aktuelle Ökosystemtyp wird sich nach allen Szenarien auch weiterhin zunehmend disharmonisch verändern insbesondere aufgrund des für den Standorttyp zu niedrigen C/N-Verhältnisses auch in Zukunft. Einen dementsprechenden aktuellen naturnahen Ökosystemtyp (ANOEST) gibt es für keines der 4 Szenarien.

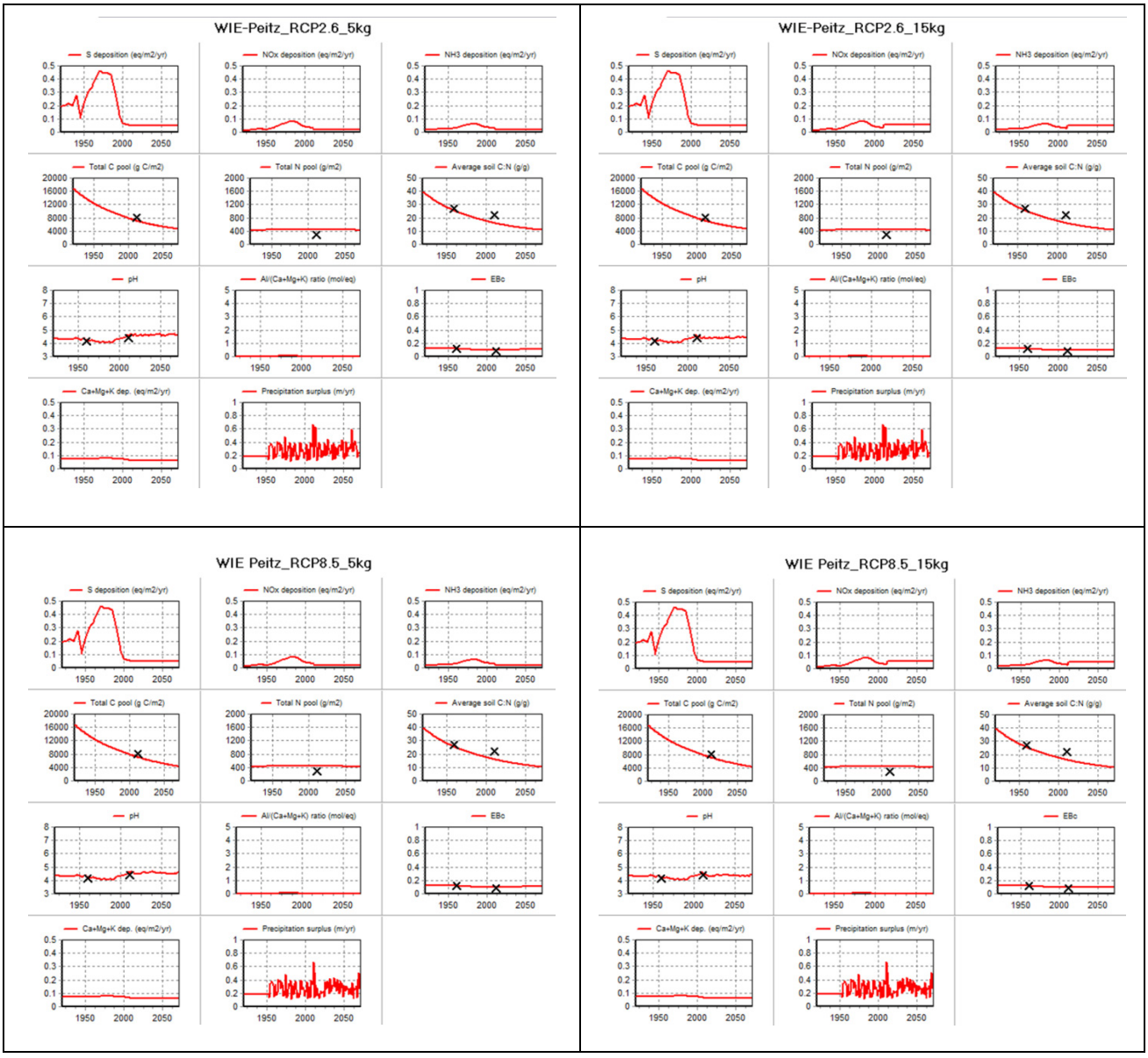
Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2)
- ANOEST: Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2), Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Sandbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1a) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Moder-Traubeneichen-Buchenwald Ec-4n-C2, mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald (Ec-4n-D1a) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung

6.3.15 Standort W.I.E. Peitz

Die Modellergebnisse zeigen Abbildung 21 und Anhang A.2.

Abbildung 21: Standort W.I.E. Peitz nach folgenden Szenarien ab 2010: RCP2.6+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (oben links); RCP2.6+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (oben rechts); RCP8.5+Ndep=5kg ha^{-1} a^{-1} (unten links); RCP8.5+Ndep=15kg ha^{-1} a^{-1} (unten rechts)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Ab 1920 stieg der S-Eintrag von 1,9 keq S ha^{-1} a^{-1} auf 2,8 keq S ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1940 und fiel dann bis 1945 auf 1,0 keq S ha^{-1} a^{-1} ab. Der N-Eintrag stieg bis 1945 relativ gleichmäßig von 0,29 bis auf 0,44 keq N ha^{-1} a^{-1}.

Danach gab es von 1945 bis 1985 einen starken Anstieg der Schwefel-Depositionen auf 4,3 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit auf 1,5 keq N ha^{-1} a^{-1} stieg. Infolge des sehr hohen S-Eintrages sank der pH-Wert in der Zeit von 1920 bis 1985 von 4,3 auf 4,0 und die Basensättigung von 12% auf 10%. Der N-Eintrag verursachte keinen Anstieg des N-Vorrates im Modell. Die Abnahme des C-Vorrates bedingte jedoch eine Abnahme des C/N-Verhältnisses in der Zeit von 1920 bis 1985 von 40

auf 20. Damit lag der C/N-Wert 1985 bereits unterhalb der Referenz-Spanne der aktuellen Humusform Rohhumus (29-50).

Von 1985 bis 2009 sank die S-Deposition auf 0,5 keq S ha^{-1} a^{-1}, während der Stickstoffeintrag in dieser Zeit nur auf 0,59 keq N ha^{-1} a^{-1} sank. In dieser Periode stieg der pH-Wert wieder auf 4,5 (modelliert=gemessen). Die Basensättigung stieg jedoch nicht in gleichem Maße wieder an, sondern beträgt 2009 modelliert und gemessen nur noch 9,8%. Das C/N-Verhältnis sank weiter auf 16,2.

Von 2010 bis 2070 wird im RCP2.6-Szenarium die Temperatur von ca. 9,1°C auf ca. 10,4°C, im RCP8.5-Szenarium auf ca. 12,1°C ansteigen. Die Sickerwasserrate wird sich im RCP2.6-Szenarium etwas verringern, aber im RCP8.5-Szenarium zum Jahr 2070 ansteigen. Die S-Deposition wird auf dem Niveau von 2009 konstant gehalten. Das 5kgN-Depositionsszenarium führt ab 2010 zu einer Annäherung an das Depostionsniveau des Status´ um 1920, während das 15kgN-Depositionsszenarium zu einem Wiederanstieg auf 1,06 keq N ha^{-1} a^{-1} führen würde.

Ein Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien auf die Modellergebnisse ab 2010 ist für das C/N-Verhältnis deutlich erkennbar. Während nach dem 2.6-Klimaszenarium (2070: 10,4°C) das C/N-Verhältnis bei 10,8 liegt, wird es nach dem 8.5-Szenarium (2070: 12,1°C) auf 10,3 sinken. Der C-Gehalt wird auch nach 2010 etwas weiter sinken.

Beide Depositionsszenarien zeigen bis zum Jahr 2070 einen annähernd gleichbleibenden und gleich hohen N-Pool, einen deutlich sinkenden C-Pool und somit gleichzeitig einen starken Abfall des C/N-Verhältnisses. Nach allen 4 Szenarien liegt der C/N-Wert (10,3-10,8) deutlich unterhalb der Referenz-Spanne für Rohhumus. Alle Szenarien führen zu einer leichten Erholung der Basensättigung (10,1-11%) und zu einer deutlichen Wiederherstellung des pH-Wertes (4,3-4,6) auf das standorttypische Niveau von 1920.

Der aktuelle Ökosystemtyp wird sich nach allen Szenarien insbesondere aufgrund des sinkenden C/N-Verhältnisses auch weiterhin zunehmend disharmonisch verändern.

Aus den Zeitreihen der bodenchemischen und klimaökologischen Parameter ergeben sich die naturräumlichen Voraussetzungen für die primär natürliche Vegetation (PNOEST), für die aktuell naturnahe Vegetation (ANOEST) und für die modellierte Entwicklung bis 2070 wie folgt:

- PNOEST: Moder-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-C2)
- ANOEST: Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3n-b1)
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_5kg: Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-B2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP2.6_15kg: Moder-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-C2), Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3n-c1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_5kg: Rohhumus-Sand-Kiefernwald (Ed-2n-B1) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,
- Zukünftig mögliche Ökosystemtypen nach Szenario RCP8.5_15kg: Moder-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-C2) mit disharmonischem Verhältnis von C/N und Basensättigung,

6.4 Diskussion der Ergebnisse

6.4.1 Unsicherheiten

Die Unsicherheiten der Eingangsdaten sind besonders hoch bei der Verwitterungsrate basischer Kationen, da Messungen hierzu kaum vorliegen. Auch der Kohlenstoffvorrat zum Simulationsbeginn ist nur mit großer Unsicherheit abschätzbar. Die Auswirkungen der Unsicherheiten auf die resultierenden Zeitreihen konnten weitgehend durch Kalibrierung anhand von Messdaten gemindert

werden. Dabei konnten die Unsicherheiten an den Level II- und dem IM-Standort naturgemäß besser reduziert werden als bei den BÜK-Referenzflächen. Dabei war das Ziel bei der Modellierung der BÜK-Referenzflächen aber nicht die standortspezifische Abbildung der tatsächlichen Standortparameter, sondern die Ableitung der für die BÜK-Einheit typischen Zeitreihen der sich verändernden Bodenparameter bei sich ändernden N-Einträgen und Klimaparametern. Insofern sind die Unsicherheiten an den BÜK-Referenzflächen eher hinnehmbar als bei den Level II- und dem IM-Standort.

Die modellinternen Unsicherheiten lassen sich vom reinen Anwender nicht abschätzen. Es kann nur abgeschätzt werden, ob die Ergebnisse plausibel sind und den Erfahrungen entsprechen.

Dabei fällt insbesondere auf, dass an keinem Untersuchungsstandort das C/N-Verhältnis wieder steigt, wenn der N-Eintrag im 5kg-Depositionsszenarium deutlich unter das Niveau von 1920 sinkt. Dies wäre jedoch dann zu erwarten, wenn die Aufnahme von N durch die Vegetation zuzüglich Immobilisierungs- und Denitrifizierungsrate größer als die N-Deposition wird. Dies ist jedoch im Modell nicht vorgesehen und wird als Fehler angezeigt, wenn der Eingangswert für die N-Aufnahmerate in Biomasse höher als der Eintrag eingegeben wird. Aber in Zukunft sind derartige Szenarien nicht ausgeschlossen. So ist zu erwarten, dass die Mineralisierungsrate bei stiegenden Temperaturen und ausreichender Bodenfeuchte steigt und damit der N-Vorrat durch Aufnahme in die Biomasse und Auswaschung wieder verringert wird. Allerdings verringert sich durch die Klimaänderung auch der C-Vorrat im Boden, während der C-Vorrat in der Biomasse steigt, da die Netto-Primärproduktion mit zunehmender Vegetationszeitlänge ansteigt. Wie sich unter diesen Prognosen das C/N-Verhältnis entwickeln wird, zeigt der Vergleich der Ergebnisse der 1. zur 2. Bodenzustandserhebung. Grüneberg et al. (2014) haben diese Ergebnisse analysiert und im Zeitraum von 1996-2008 steigende C/N-Verhältnisse im deutschlandweiten Durchschnitt festgestellt. Die Zusammenhänge müssten untersucht und entsprechend in den nächsten Modellversionen des VSD+ implementiert werden.

Fragen nach der Plausibilität wirft auch die Tatsache auf, dass bei jedem Untersuchungsstandort der Kohlenstoffgehalt stetig sinkt. Das erscheint insbesondere bei den Standorten wenig wahrscheinlich, die aufgrund sehr hoher versauernder Einträge inzwischen in den Aluminiumpuffer eingetreten sind, wo sowohl der Basenmangel als auch die toxische Wirkung von Aluminium zu einer Hemmung der Humusdestruenten geführt haben muss. Desweiteren führen pH-Werte unter 4,2 zu einem Absterben der Regenwurmpopulationen, die im Wesentlichen für die Bioturbation, d. h. für die Durchmischung der oberen Mineralbodenschichten mit Nährstoffen aus der Humusschicht verantwortlich sind. Aber selbst an basenreichen Standorten, die nicht zur Versauerung neigen, bleibt von der Streu auch immer ein Teil schwer zersetzbarer organischer Komponenten (z.B. Wachse, Tannine usw.) übrig, die im Laufe der Zeit zu einer Akkumulation von Kohlenstoff führen (u. a. Templer et al. 2012, Horvath et al. 2011, Meiwes et al. 2002, Brinkmann u. Nieder 2002).

Die Verläufe der Parameter, die den Säure-/Basen-Status chrakterisieren, erscheinen plausibel und nachvollziehbar. Der Modellteil, der den Stickstoffhaushalt simuliert, scheint noch größere modellinterne Unsicherheiten aufzuweisen.

6.4.2 Sensitivitätsanalyse

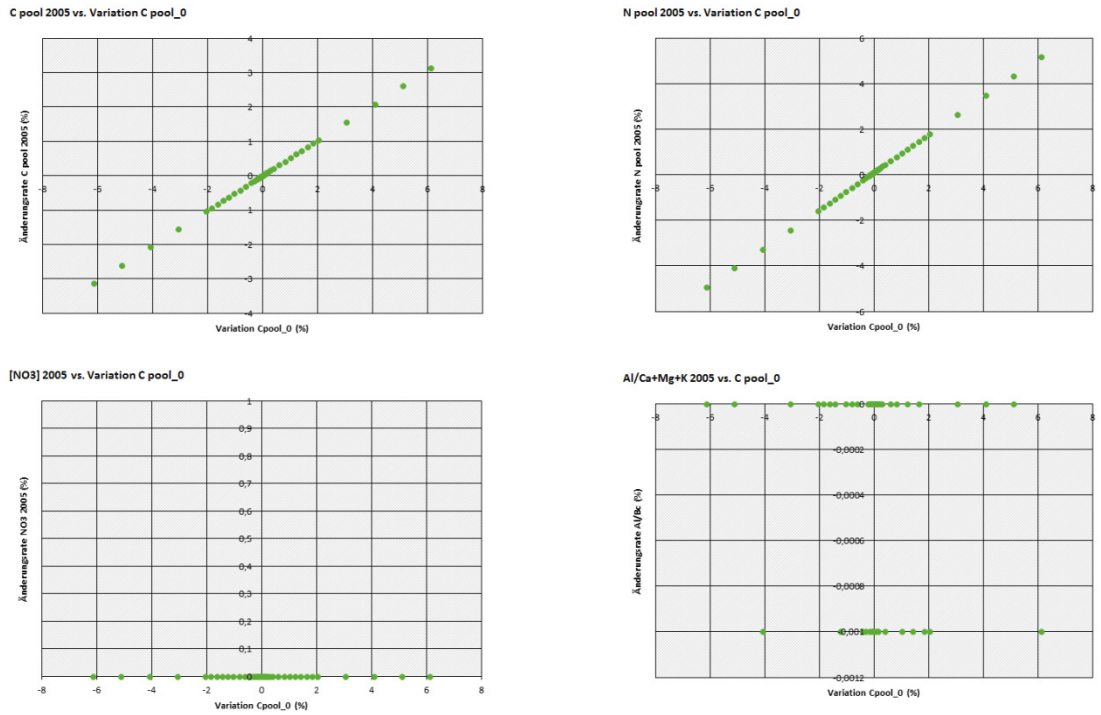
Die Sensitivitätsanalyse dient dazu, verschiedene Parameter des Modellierungsgebnisses durch Änderung der Eingangswerte auf Sensibilität zu überprüfen. Die Sensibilität wird hierbei bestimmt durch die Änderung der Ergebniswerte bezogen auf die Änderung der Eingangswerte. Die Empfindlichkeitsanalyse wurde für die Modell-Ergebnisse des Jahres 2005 an 3 Untersuchungsstandorten durchgeführt. Diese drei Standorte decken in etwa die Bandbreite aller Untersuchungsstandorte hinsichtlich der Eingangsdaten ab.

Die Eingangsparameter Basensättigung und C/N-Verhältnis im Referenzzustand (bsat_0, CNrat_0) sowie der Kohlenstoffgehalt im Referenzzustand (Cpool_0) wurden schrittweise erhöht bzw. gesenkt, wobei die Werte zunächst nur um wenige und dann steigend um höhere Prozentwerte verändert wurden. So konnte nicht nur die Reaktion der Ergebnisse im engeren Bereich beobachtet werden, sondern auch die Entwicklung der Werte über einen größeren Bereich hinweg. Auf Basis der prozentualen Änderungen der einzelnen Parameter über einen ganzen Variationsbereich können die Ergebnisse in den folgenden Sensitivitätsdiagrammen dargestellt werden.

Kohlenstoffgehalt im Referenzzustand

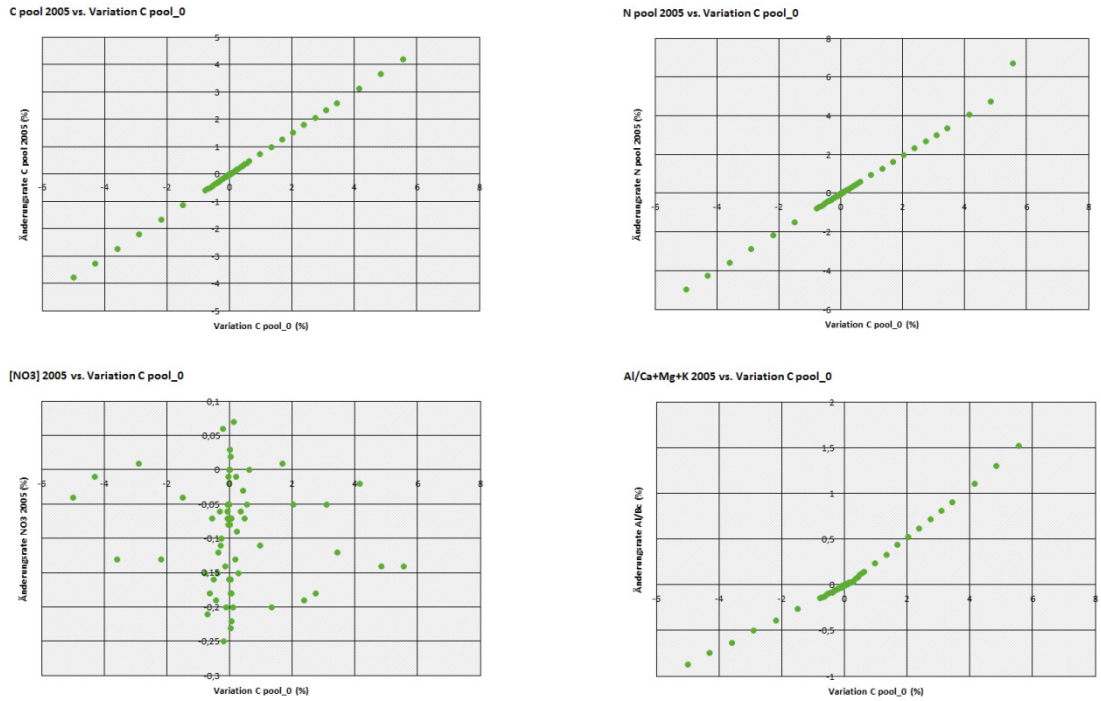
Die Sensitivität der modellierten Ergebnisparameter auf die Variation des Parameters Cpool_0 geben die Abbildungen 22 bis 24 wider. Die 3 ausgewählten Standorte umfassen das Spektrum des Kohlenstoffgehaltes aller Standorte. 606: 7091 g m^{-2}; 608: 14212 g m^{-2}; 911: 27258 g m^{-2}.

Abbildung 22: Standort 606 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters Cpool_0



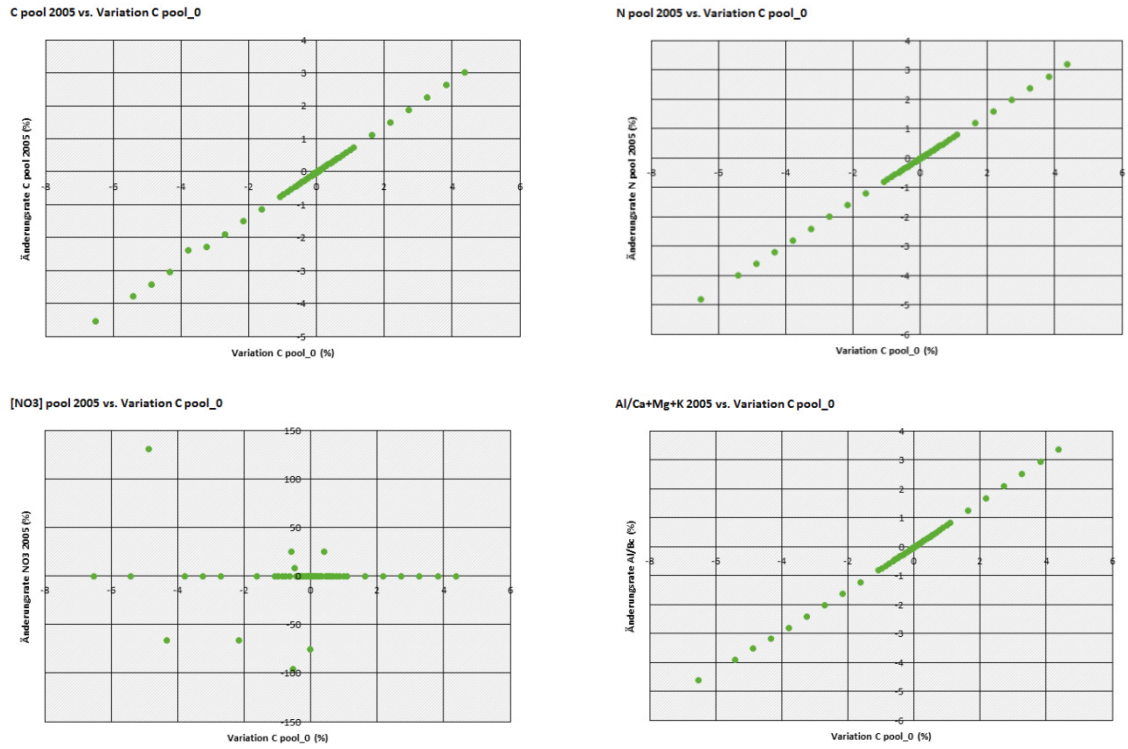
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Abbildung 23: Standort 608 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters Cpool_0



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Abbildung 24: Standort 911 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters Cpool_0



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Der modellierte Kohlenstoffgehalt im Jahr 2005 ist an allen 3 Standorten positiv linear proportional abhängig vom C-Gehalt zum Beginn der Simulation 1920 (=Referenzzustand). Die Varianz beträgt

2005 maximal 4% bei maximaler Variation des Cpool_0 bis 6%. Dabei gibt es keine erkennbaren Unterschiede in Abhängigkeit von der Höhe des Cpool_0. Das gleiche Bild zeigt sich beim modellierten Npool 2005.

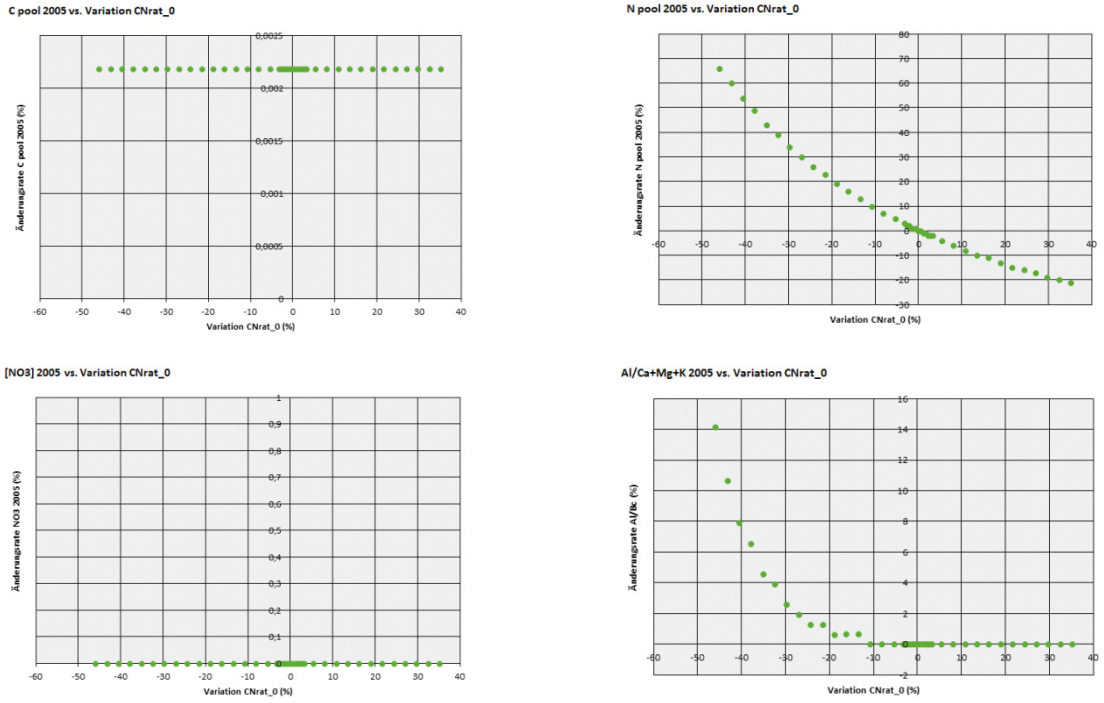
Die Änderungsrate der Nitratkonzentration im Sickerwasser [NO_3] bei Variation des Cpool_0 um bis zu ± 6% ist beim Standort 911 am höchsten und reicht von -100% bis +130%. Am Standort 608 ändert sich bei gleicher Cpool-Variation die Nitratkonzentration von -0,25% bis +0,07% nur unwesentlich und am Standort 606 gar nicht.

Die Änderungsrate des Al/Bc-Verhältnisses (Bc=Ca+Mg+K) ist ebenfalls am Standort 911 am höchsten, wo auch der Cpool_0 am höchsten ist. So reicht die Änderungsrate hier bei Variation des Cpool_0 um -7 bis +5% von -5% bis +4%. Am Standort 608 ändert sich bei gleicher Cpool-Variation das Al/Bc-Verhältnis von -1% bis +1,5% nur unwesentlich und am Standort 606 gibt es keine erkennbaren Veränderungen. Zusammenfassend kann abgeschätzt werden, dass die Sensitivität der Ergebnisparameter auf die Änderung des Cpool_0 umso höher ausfällt, je höher Cpool_0 ist.

C/N-Verhältnis im Referenzzustand

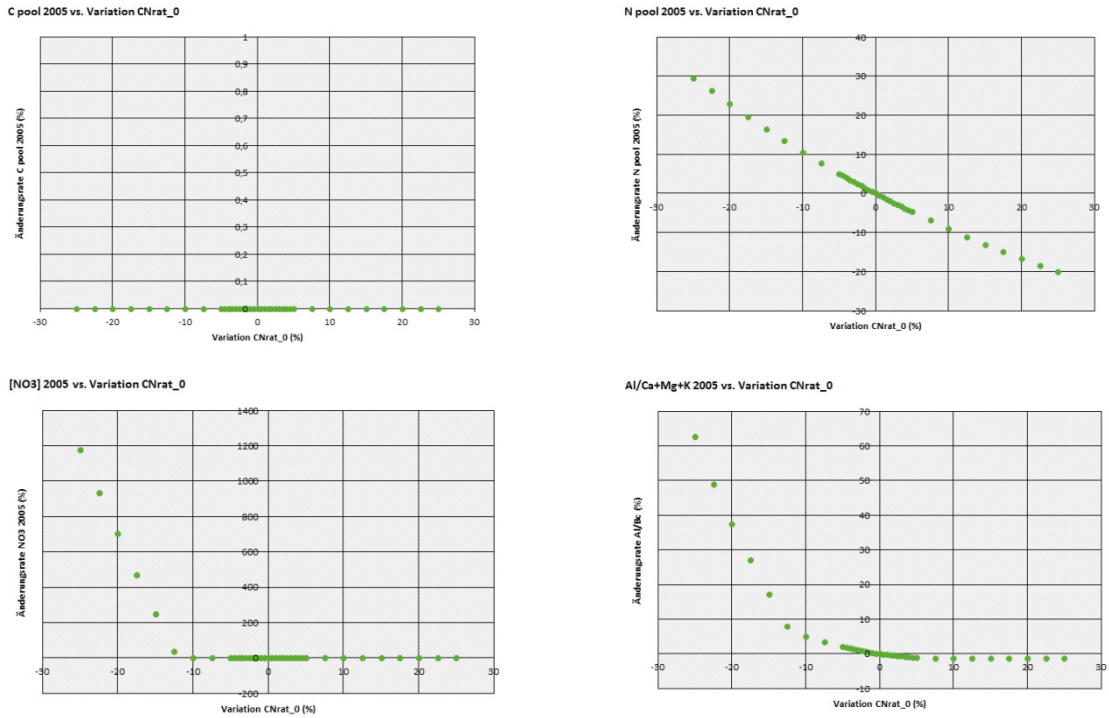
Die Sensitivität der modellierten Ergebnisparameter auf die Variation des Parameters CNrat_0 zeigen die Abbildungen 25 bis 27. Die drei Beispielstandorte umfassen die Bandbreite von CNrat_0 mit 606: CNrat_0=18,5, 608: CNrat_0=20 und 911: CNrat_0=26.

Abbildung 25: Standort 606 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters CNrat_0



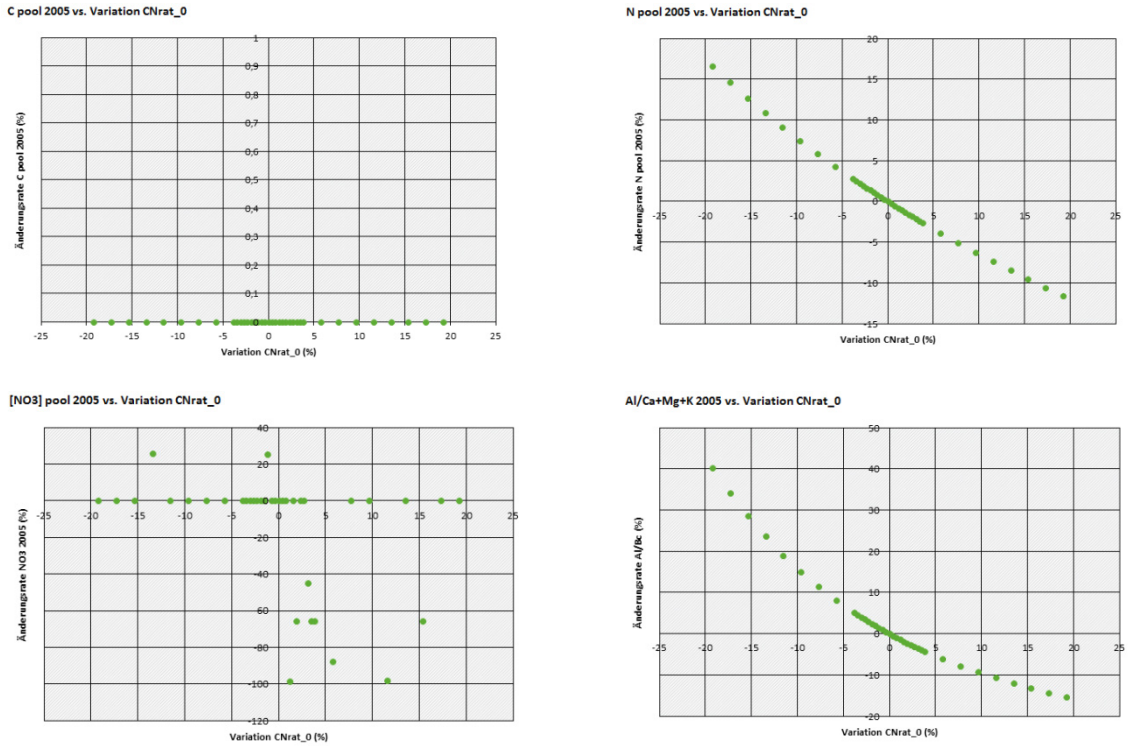
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Abbildung 26: Standort 608 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters CNrat_0



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Abbildung 27: Standort 911 – Sensitivität der Parameter Cpool (oben links), Npool (oben rechts), NO3-Konzentration (unten links) und Al/(Ca+Mg+K) (unten rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters CNrat_0



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Die Variation des C/N-Verhältnisses (CNrat_0) zu Beginn der Simulation (= Referenzzustand) hat auf den modellierten Kohlenstoffgehalt im Jahr 2005 keinen merklichen Einfluss. Hinsichtlich der Änderungsrate des N-Pools bei Variation des CNrat_0 zeigt sich an allen 3 Standorten eine negative lineare Korrelation. Der Ausschlag ist am größten beim Standort 606 mit dem niedrigsten CNrat_0 (=18,5). Hier beträgt bei Variation des CNrat_0 von -46% bis +35% die Änderungsrate des Npools 2005 +66% bis -21%. Beim Standort 608 (CNrat_0=20) beträgt bei Variation des CNrat_0 von -25% bis +25% die Änderungsrate des Npools 2005 +29% bis -20%. Am Standort 911 (CNrat_0=26) erzeugt die maximale Variation von CNrat_0 um ±19% eine Abweichung des N-Pools von -12% bis +16%.

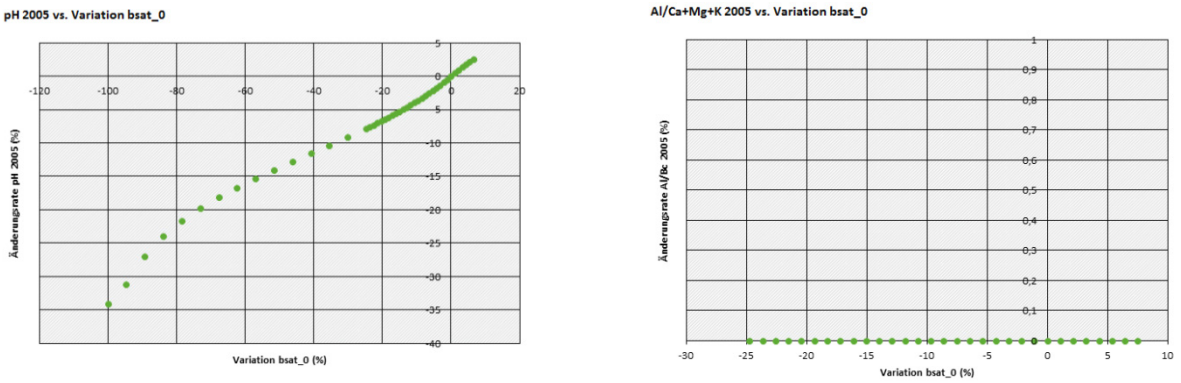
Die Änderungsrate der Nitratkonzentration im Sickerwasser [NO_3] bei Variation des CNrat_0 um bis zu ±19% ist beim Standort 911 am höchsten und reicht von -100% bis +25%. So erzeugt eine Zunahme von CNrat_0 eine Abnahme der Nitratkonzentration, was zu erwarten war. Eine Abnahme des CNrat_0 führt zur Erhöhung der Nitratkonzentration, was ebenfalls plausibel ist. Allerdings scheint es keine gerichtete Korrelation zu geben. Am Standort 608 ändert sich bei einer CNrat_0-Variation zwischen -10% und +25% an der Nitratkonzentration nichts, aber bei einer Änderung von CNrat_0 von -0,10% bis -25 % steigt die Nitratkonzentration steil auf 1200% an. Am Standort 606 ändert sich gar nichts. Die Variabilität von [NO_3] in Abhängigkeit vom CNrat_0 ist sehr hoch.

Auf die Varianz des Al/Bc-Verhältnisses hat der CNrat_0 einen negativ proportionalen Einfluss. Besonders hoch ist die Änderungsrate am Standort 911 mit dem höchsten CNrat_0, wo bei Variation des CNrat_0 um ±19% das Al/Bc-Verhältnis von 40% bis -15% schwankt. An den Standorten 608 und 606 mit deutlich niedrigeren CNrat_0 verändert sich bei Variation des CNrat_0 von -10% bis +40% zunächst nichts, aber bei Abnahme des CNrat_0 von -10% bis -45% steigt Al/Bc steil auf bis zu 62% (Standort 608) bzw. auf 14% (Standort 606) an.

Basensättigung im Referenzzustand

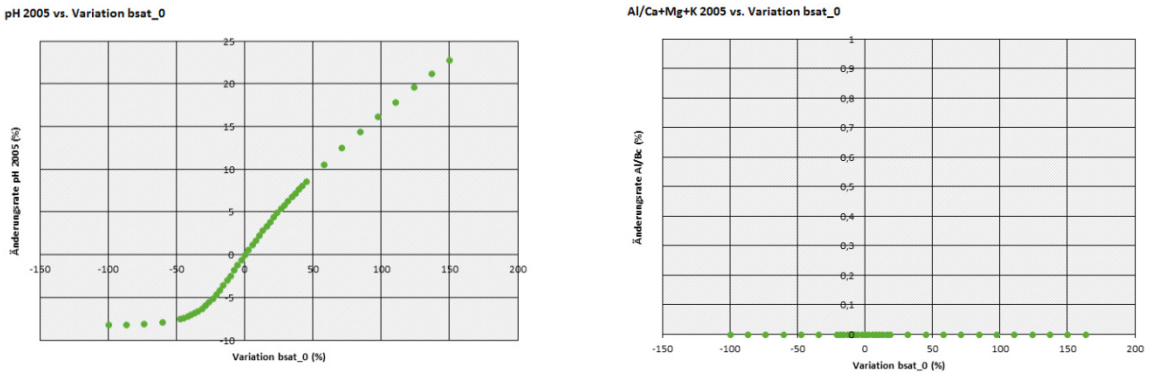
Die Sensitivität der modellierten Ergebnisparameter auf die Variation des Parameters bsat_0 zeigen die Abbildungen 28 bis 30.

Abbildung 28: Standort 606 – Sensitivität des pH-Wertes (links) und des Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnisses (rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters bsat_0



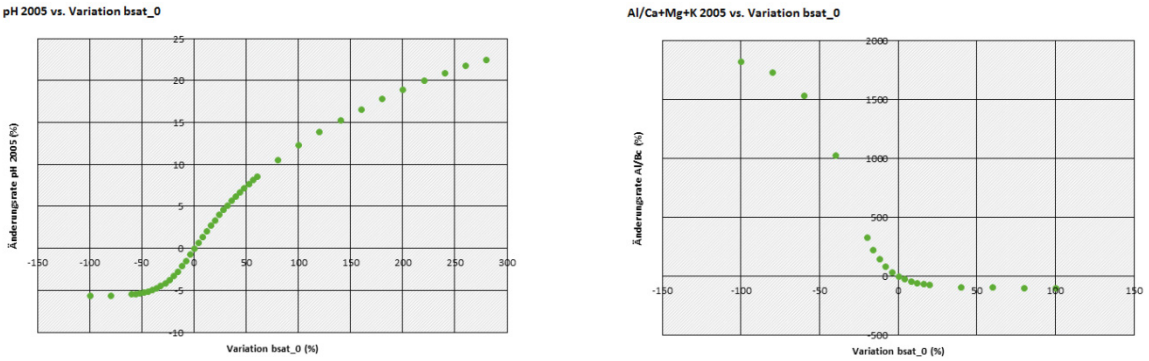
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Abbildung 29: Standort 608 – Sensitivität des pH-Wertes (links) und des Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnisses (rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters bsat_0



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Abbildung 30: Standort 911 – Sensitivität des pH-Wertes (links) und des Al/(Ca+Mg+K)-Verhältnisses (rechts) im Jahr 2005 auf Änderungen des Parameters bsat_0



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Die Änderungsrate des pH-Wertes weist eine starke positiv proportionale Korrelation zur Variation der Basensättigung zu Beginn der Simulation (=Referenzzustand) an allen Standorten in Form einer typischen Fehlerfunktion auf. Am Standort 606, der mit einer sehr hohen Basensättigung im Referenzzustand und im aktuellen Zustand dem Karbonatpuffer zugerechnet wird, verändert sich bei Änderung der bsat_0 um bis zu 100% der pH-Wert um -34%. Der Standort 608 war und ist im Mittelbereich des Austauscherpuffers sehr pH-stabil. Selbst bei Variation der bsat_0 um -100% bis +150% ändert sich der pH-Wert nur von maximal von -8% bis +23%. Auch beim Standort 911, der ebenfalls im Austauscherpuffer war und bleibt, zeigt sich eine positiv proportionale Fehlerfunktion bei Variation der bsat_0 von -100% bis +300%, wobei der pH-Wert nur maximal bis -5% nach unten, aber bis maximal +22,5% nach oben abweicht.

Die Änderung des Al/Bc-Verhältnisses (Bc=Ca+Mg+K) in Abhängigkeit von der Variation der bsat_0 verläuft in Stufen. Solange ein Grenzwert der bsat_0 nicht unterschritten wird (offensichtlich am Übergang vom Austauscher- in den Aluminiumpuffer), ändert sich der nahe 0 liegende Wert des Al/Bc nicht bei Variation der bsat_0 (Standorte 606 und 608). Wird dieser Grenzwert der bsat_0 unterschritten, steigt Al/Bc negativ proportional steil an. Das demonstriert der Standort 911 bei Variation von bsat_0 von -10 bis -100% mit einem Ansteigen von Al/Bc von 0 auf bis zu 1820%.

Temperatur und Sickerwasserrate

Um der Frage nachzugehen, wie sensitiv das VSD+-Modell auf Veränderungen der Klimaparameter reagiert, wurden die aus der Modellierung resultierenden Zeitreihen der Bodenparameter

Basensättigung (BS), pH-Wert (pH) und C/N-Verhältnis (CN) hinsichtlich ihrer Korrelation zu den Zeitreihen der Klimaparameter Temperatur (T) und Sickerwasserrate (PS) untersucht. Es zeigt sich nur für die Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses von der Temperatur eine eindeutige (negative) Korrelation ($p<0,001$) (Tabelle 13). Die anderen beiden bodenchemischen Parameter BS und pH werden im Modell nicht in Abhängigkeit von Klimaparametern berechnet. Dieses Ergebnis war zu erwarten und ist plausibel.

Tabelle 13: Pearson-Korrelationskoeffizienten für die Abhängigkeit von Basensättigung (BS), pH-Wert (pH) und C/N-Verhältnis (CN) von Temperatur (T) und Sickerwasserrate (PS)

	BS/T	pH/T	CN/T	BS/PS	pH/PS	CN/PS
LII-606	-0,50	-0,16	-0,56	0,09	0,44	-0,03
LII-608	-0,58	0,44	-0,69	0,77	-0,55	0,86
LII-911	-0,63	-0,50	-0,70	0,92	0,79	0,96
LII-1202	-0,69	-0,55	-0,73	0,71	0,57	0,72
IM Neuglobsow	-0,66	0,10	-0,66	0,66	-0,16	0,67
BÜK346131	-0,69	-0,71	-0,68	0,89	0,93	0,88
BÜK344231	-0,73	0,86	-0,69	0,42	-0,49	0,40
BÜK351931	0,88	0,96	-0,71	-0,48	-0,53	0,39
LII-1405	-0,69	0,15	-0,74	0,40	-0,21	0,38
LII-1602	-0,44	0,57	-0,85	0,59	-0,56	0,97
LII-1605	-0,48	-0,56	-0,80	0,25	0,54	0,20
LII-1609	-0,39	0,48	-0,85	-0,44	-0,65	-0,23
W.I.E. Biesenthal	-0,55	0,04	-0,78	-0,56	-0,14	-0,70
W.I.E. Kahlenberg	0,17	0,47	-0,80	-0,42	-0,12	-0,12
W.I.E. Peitz	-0,17	0,66	-0,74	-0,79	0,22	-0,51

Die Gegenüberstellung der Zeitreihen der bodenchemischen Parameter von 2010 bis 2070 zeigt dennoch nur bei wenigen Standorten offensichtliche Unterschiede in Abhängigkeit vom Klimaszenarium. Die absoluten Unterschiede des C/N-Verhältnisses in Abhängigkeit von den Temperaturprognosen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 sind auch nur gering. Der Standort W.I.E. Peitz weist die größte Varianz der Temperatur zwischen RCP2.6 und RCP8.5 auf (1,7 K). Das C/N-Verhältnis unterscheidet sich aber nur um 0,6 %C/%N.

6.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus der Analyse von 15 Standorten kann man noch keine verallgemeinerungswürdigen Schlussfolgerungen ziehen.

Dennoch deuten sich bereits einige Trends wie folgt an:

1. Es gibt keine gerichteten Korrelationen zwischen der Höhe der versauernden bzw. eutrophierenden Einträge und dem Verlauf der Bodenparameter-Werte. Dies ist schon deshalb plausibel, weil Ökosysteme grundsätzlich eine typspezifische Resilienz aufweisen, die sie im Rahmen einer verträglichen Spanne in die Lage versetzt, Beeinträchtigungen auszugleichen. Erst wenn diese Spanne durch die Einwirkungen über- bzw. unterschritten wird, kommt es zu einer relativ raschen und drastischen Veränderung von Parameterwerten. Besonders deutlich wird dies auch anhand der Modellierungsergebnisse an Standorten, bei denen durch hohe Säureeinträge und geringe Säureneutralisationskapazität im Referenzzustand der Austauscherpuffer aufgezehrt worden ist und nunmehr der Aluminiumpuffer wirksam wird. Sinkt der pH-Wert (H_2O) unter 4,2, fällt die Basensättigung sprunghaft ab auf Werte bis zu 3%.
2. Einen entscheidenden Einfluss auf den Verlauf von Basensättigung und pH-Wert hat der Referenzzustand der Basensättigung. Liegt er bei ca. 60% oder höher, ist der Abfall infolge von Säureeinträgen, unabhängig von deren Höhe, nur relativ gering oder entfällt.

3. Die fortschreitende Versauerung bei allen Untersuchungsstandorten auch nach 2010 selbst bei stark sinkenden S- und N-Einträgen ist insbesondere der Tatsache geschuldet, dass die Depositionenen basischer Kationen ab 2010 weit unter das Niveau von 1920 sinken werden. Die basischen Flugaschen aus der Kohle- und Holzverbrennung fallen weitgehend weg. Die Ausrüstung industrieller Anlagen mit Staubfiltern hat beriets bis 2010 zu einer deutlichen Verringerung des Baseneintrags geführt.
4. Der Basenverlust durch Austausch an den Bodenkolloiden und ihre Auswaschung mit dem Sickerwasser geht einher mit dem Verlust der Adsorptionskapazität von Kohlenstoff an den Bodenkolloiden, so dass wahrscheinlich deshalb der C-Vorrat durch Freisetzung und Bodenrespiration an allen Untersuchungsstandorten bis 2010 ständig abnahm. Die prognostizierte Temperaturzunahme der Klimaszenarien bis 2070 wird auch in Zukunft eine Abnahme des Kohlenstoffgehaltes verursachen, verursacht durch die zunehmende Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen.
5. Die hohen N-Einträge haben an allen Standorten zu einer N-Sättigung geführt (mit Ausnahme des IM Neuglobsow). Im aktuellen Zustand gibt es keine erkennbare Beziehung zwischen C/N-Verhältnis und Humusform mehr. Zwischen N-Eintragshöhe und C/N-Verhältnis gibt es keine lineare (negative) Korrelation. Auch bei diesem Parameter scheint es einen stufenweisen Abfall zu geben, der von der Akkumulationskapazität des Bodens und der Vegetation abhängt.
6. Ein Anstieg des N-Gehaltes im Boden fällt entsprechend den Modellierungsergebnissen, wenn überhaupt, nur geringfügig aus. Dafür steigt die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser korrelierend zum N-Eintrag an bzw. nimmt ab 1985 bis 2009 und auch bis 2070 entsprechend den Depositionsszenarien wieder ab. Somit ist der drastische Abfall des C/N-Verhältnisses an allen Untersuchungsstandorten auch fortschreitend bis 2070 in der deutlichen Abnahme des C-Gehaltes begründet.

Die Frage, ob und wie weit sich Ökosystemtypen unter dem Einfluss von N-Eintragsszenarien und Klimawandel in Zukunft verändern werden bzw. bereits heute im Vergleich zum Referenzzustand verändert sind, kann auf Grundlage der wenigen analysierten Standorte nicht allgemeingültig geschlussfolgert werden. Dies wäre aber eine entscheidende Voraussetzung für die Erarbeitung regional differenzierter Vorschläge für Anpassungmaßnahmen z.B. in der Forstwirtschaft an den Klimawandel und an bodenchemische Veränderungen.

Um dieser Frage nachzugehen, könnte man in einem nächsten Schritt die Ergebnisse der VSD+-Modellierung, d. h. die Zeitreihen der pflanzenphysiologisch relevanten Parameter in ein dynamisches Vegetationsmodell einspeisen und so die Entwicklung der Vegetation vom Referenzzustand zum aktuellen Zustand sowie nach Klima- und Depositionsszenarien in die Zukunft simulieren.

7 Quantifizierung von Oberbodenparametern und Bestimmung des Ökosystemtyps aus den Vegetationsstrukturen

Ziel der dargestellten Untersuchungen ist die Anwendung der im Projektteil 1 erarbeiteten Module zur Quantifizierung der physikalischen und chemischen Oberbodenparameter mithilfe der Zeigerwerte der Vegetation sowie die Bestimmung des Ökosystemtyps und damit die Zuordnung der für die Einschätzung der Ökosystemintegrität erforderlichen Referenzzustände mithilfe vegetationsstruktureller Abstandsmaße. Hierzu sollen Vegetationsaufnahmen genutzt werden, die bisher keinerlei Verwendung bei der Ableitung der Referenzzustände und der Modellmodule gefunden haben.

Der Ökosystemtyp wird im Rahmen der naturnahen Wald- und Forstvegetation durch die Angabe seiner ökologischen Koordinaten eindeutig bestimmt: die erste Koordinate in der Kodierung beschreibt die großklimatische Gebietsskalierung (etageal-horizontale Stufung), die zweite Koordinate die Wasserhaushalts- bzw. Feuchtestufe (Humidität des Oberbodens und der bodennahen Luftschicht) und die dritte Koordinate den Stoffkreislauftyp, der seinerseits zu definierten Intervallen bodenchemischer Parameter (pH-Wert in n/10 KCl, Basensättigung, C/N-Verhältnis) des von den Pflanzen überwiegend zur Ernährung genutzten Bodenwurzelraums und damit auch zu bestimmten Humusformen korrespondiert. Der Ökosystemtyp kann einerseits bestimmt werden durch Anwendung vegetationsstruktureller Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße, die eine quantitative Zuordnung zu den Referenzzuständen dieser Typen über eine einzige Maßzahl ermöglichen. Andererseits kann die Zuordnung des Ökosystemtyps durch separate Bestimmung seiner ökologischen Koordinaten erfolgen. Für die Bestimmung von Wasserhaushalts- und Stoffkreislauftyp können die in Vorgängerprojekten entwickelten Zeigerwertmodelle der Vegetation genutzt werden. Die großklimatische Koordinate kann durch Verortung der Untersuchungsfläche auf der bundesweiten Karte der aktuellen naturnahen Vegetation (ANOEST) ermittelt werden.

Die Bestimmung des Ökosystemtyps durch Anwendung vegetationsstruktureller Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße impliziert eine Reduktion der Vegetationsstrukturen auf eine einzige Maßzahl und ist zwangsläufig mit einem Informationsverlust verbunden. Es erfolgte zunächst eine Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps aus der Übereinstimmung unterschiedlicher Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße sowie der Zeigerwerte der Vegetation. Im Ergebnis wurde im Hinblick auf künftige Anwendungen untersucht, mit welchem einzelnen vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaß die höchste Treffsicherheit bei der Bestimmung des aktuellen Ökosystemtyps erreicht werden kann. Weiterhin wurden Übereinstimmung bzw. Abweichung der durch den Zeigerwert der Vegetation berechneten von den durch Zuordnung des Ökosystemtyps ermittelten ökologischen Koordinaten untersucht. Schließlich wurden mithilfe der Zeigerwertmodelle mögliche Disharmonien im Stoffhaushalt, namentlich die Nichtübereinstimmung zwischen dem durch den pH-Wert beschriebenen Säure-Basen-Status und dem C/N-Verhältnis untersucht.

7.1 Material und Methoden

Als Untersuchungsmaterial standen insgesamt 105 Vegetationsaufnahmen aus dem Nationalpark Kellerwald zur Verfügung, die am LLÖK der Universität Vechta digitalisiert wurden, so dass sie einer numerischen Auswertung mithilfe der entwickelten Modellbausteine zugänglich waren. Physikalische oder chemische Messwerte standen zur weiteren Verifizierung der Ergebnisse nicht zur Verfügung, so dass sich die Untersuchungen ausschließlich auf eine Auswertung der erhobenen vegetationsstrukturellen Parameter mit unterschiedlichen Methoden beschränken.

Für jede Untersuchungsfläche wurden mithilfe der entwickelten Modelle (Jenssen et al. 2013) Zeigerwerte für die oberbodenchemischen Parameter C/N-Verhältnis, pH-Wert (1/n KCl) und

Basensättigung (V-Wert) berechnet, bezogen jeweils auf die obersten 5 cm des Oberbodens. Weiterhin wurden die zwischen 1 (dürr) und 9 (sehr nass) skalierten Wasserhaushalts- bzw. Feuchtestufen modelliert.

Die vegetationsstrukturellen Abstandsmaße wurden mit dem am W.I.E. entwickelten Computerprogramm kullback02cb.pro berechnet (Jenssen et al. 2013), das in der wissenschaftlichen Programmiersprache IDL 8 (Fa. EXELIS) entwickelt wurde. Mit Hilfe dieses Programms wurden Ähnlichkeit bzw. Abstand der Vegetationszusammensetzung der Untersuchungsflächen mit der mittleren Mengenentfaltung sämtlicher bisher im Rahmen der OESI-Projekte[3] bearbeiteten 63 Ökosystemtypen (Referenzzustände aus dem Zeitraum bis 1991) berechnet. Berechnet wurde als erstes vegetationsstrukturelles Abstandsmaß die Kullback-Information (Kullback 1951, Jenssen 2010):

$$K\left(p_1,..,p_S,\ p_1^{\ O},..,p_S^{\ O}\right) = \sum_{i=1}^{S} p_i \ln\left(\frac{p_i}{p_i^{O}}\right)$$

Die pi bezeichnen die prozentuale Mengenentfaltung der auf der Fläche vorkommenden (mit i indizierten) Arten, die piO bezeichnen den Referenzzustand der Vegetation. Die über sämtliche Arten summierten Deckungswerte werden dabei auf 1 normiert, d.h.

$$\sum_{i=1}^{S} p_i = 1$$

Neben diesem im Weiteren als absoluter Kullbackabstand bezeichneten Maß wurde ein relativer Kullbackabstand ermittelt, der als Quotient zwischen dem absoluten Kullbackabstand der Untersuchungsfläche zur mittleren Artenmengenverteilung des Referenzzustands und dem maximalen Kullbackabstand des jeweiligen Ökosystemtyps definiert wurde. Der maximale Kullbackabstand des Ökosystemtyps ergibt sich aus dem Mittelwert aller dem Referenzzustand zugeordneten Einzelaufnahmen zuzüglich der Standardabweichung der Einzelwerte (Jenssen et al. 2013). Die relative Kullbackdistanz einer Aufnahme ist kleiner oder gleich 1, wenn sie in dem durch die Standardabweichung definierten Intervall des jeweiligen Ökosystemtyps liegt. Mithilfe dieser Normierung soll der unterschiedlichen Varianz verschiedener Ökosystemtypen, die sich vor allem aus ihrer Definition ergibt, Rechnung getragen werden.

Als drittes vegetationsstrukturelles Maß wurde der modifizierte Sörensen-Index berechnet, der die prozentuale Übereinstimmung der aktuellen Mengentfaltung der Vegetation mit der mittleren Mengenentfaltung des Typs darstellt (Jenssen 2010, Jenssen et a. 2013):

$$S\left(p_1,..,p_S,\ p_1^{O},..,p_S^{O}\right) \ = \ \sum_{i=1}^{S} \min(p_i, p_i^{O}) \cdot 100\%$$

Jeder Untersuchungsfläche wurde jeweils der Ökosystemtyp mit dem kleinsten absoluten Kullbackabstand dem kleinsten relativen Kullbackabstand sowie der größten prozentualen Übereinstimmung zugeordnet. Aus den Zeigerwerten des Oberbodenzustands wurde ferner ein Stoffkreislauftyp (Jenssen et a. 2013, Anhänge A3.3, A3.4, A3.5) abgeleitet und mit den Stoffkreislaufkoordinaten der ermittelten Ökosystemtypen verglichen. Schließlich wurde der aus dem Zeigerwertmodell ermittelte Wasserhaushaltstyp mit der Wasserhaushaltskoordinate der ermittelten

[3] Projekt OESI 1: Abkürzung für das Vorgängerprojekt „Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen“ (FKZ 3710 83 214)

Projekt OESI 2: Abkürzung für das vorliegende Projekt „Anwendung des Bewertungssystems für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen“ (FKZ 3713 83 254)

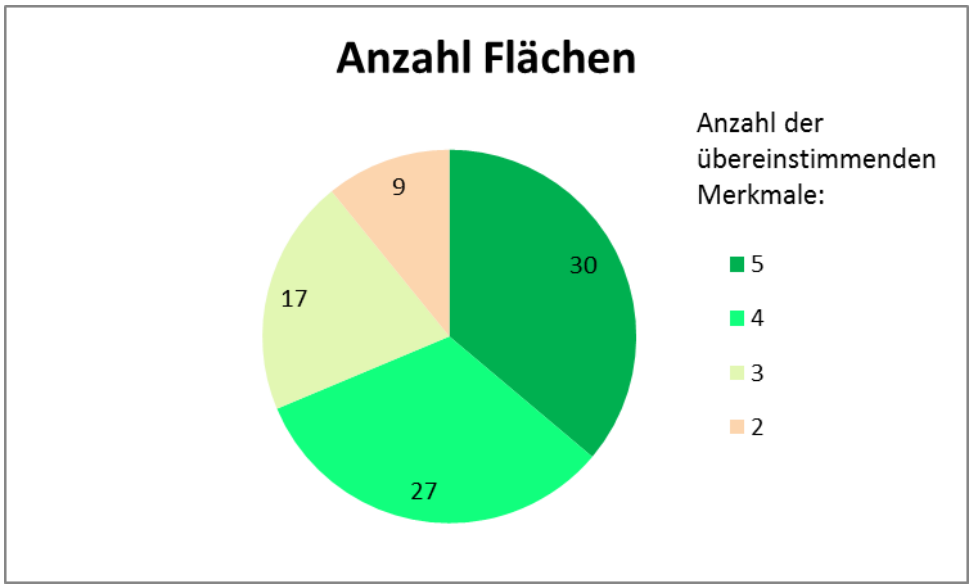
Ökosystemtypen verglichen. Als wahrscheinlichster Ökosystemtyp wurde derjenige mit der höchsten Übereinstimmung in den genannten fünf Merkmalen festgelegt.

7.2 Ergebnisse

Für 83 der insgesamt 105 Untersuchungsflächen, für die digitalisierte Vegetationsaufnahmen vorlagen, konnte der aktuelle Ökosystemtyp durch Vergleich mit den bisher parametrisierten 63 Referenzzuständen ermittelt werden. Die restlichen 22 Untersuchungsflächen beziehen sich entweder auf Nichtwaldflächen (Gehölze oder Offenlandflächen, keine Baumschicht in den Vegetationsaufnahmen erfasst) oder auf Wald- und Forsttypen, für welche der Referenzzustand im Rahmen der bisherigen Projektbearbeitung noch nicht quantifiziert werden konnte. Innerhalb der 83 Untersuchungsflächen, die einem Ökosystemtyp zugeordnet werden konnten, sind etliche Flächen, die sich in Sukzession zwischen Forstökosystemtypen und Waldökosystemtypen befinden. Sie wurden ebenfalls dem Typ zugeordnet, zu dem sich die höchste Übereinstimmung bezüglich der drei vegetationsstrukturellen Maße und den beiden Zeigerwerten ergab.

Zeigerwerte des Stoffkreislauf- bzw. Haushaltstyps wurden jeweils für 105 (C/N-Verhältnis und pH-Wert) bzw. 102 (V-Wert) und 101 (Feuchtekennzahl) Flächen ermittelt. Für über zwei Drittel aller untersuchten Flächen ergab sich eine Übereinstimmung in vier oder fünf der untersuchten Merkmale (Abbildung 31) und damit eine hohe Sicherheit bei der Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps. Lediglich für 11 % aller Untersuchungsflächen wurde der wahrscheinlichste Ökosystemtyp aus nur zwei übereinstimmenden Merkmalen ermittelt.

Abbildung 31: Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps aus vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaßen sowie aus Zeigerwerten der Vegetation

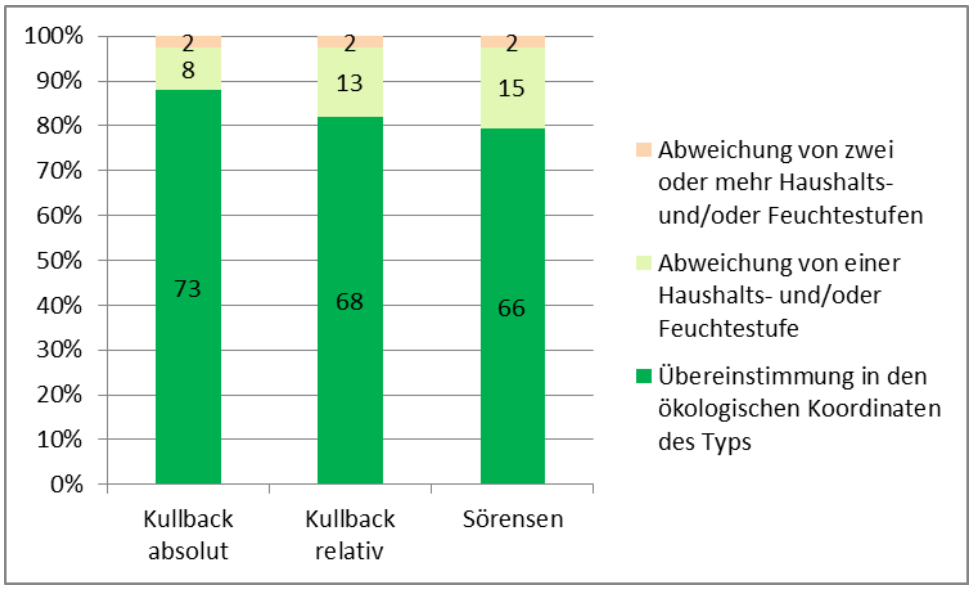


Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Aus Abbildung 32 ist zu erkennen, dass alle angewandten vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße zur Identifizierung des Ökosystemtyps und damit zur Zuordnung des Referenzzustands grundsätzlich geeignet sind. Es wird jeweils in zwei Drittel bis drei Viertel aller Fälle vollständige Übereinstimmung zwischen dem ermittelten und dem wahrscheinlichsten Ökosystemtyp erreicht. Bei Verwendung nur einer vegetationsstrukturellen Maßzahl ergibt sich in fast allen Fällen, in denen keine vollständige Übereinstimmung vorliegt, eine Abweichung von maximal einer Haushalts-

und/oder Feuchtestufe, d.h. es wird ein im Ökogramm unmittelbar benachbarter Ökosystemtyp zugeordnet. Die höchste Treffsicherheit erreicht man mit dem absoluten Kullbackabstand.

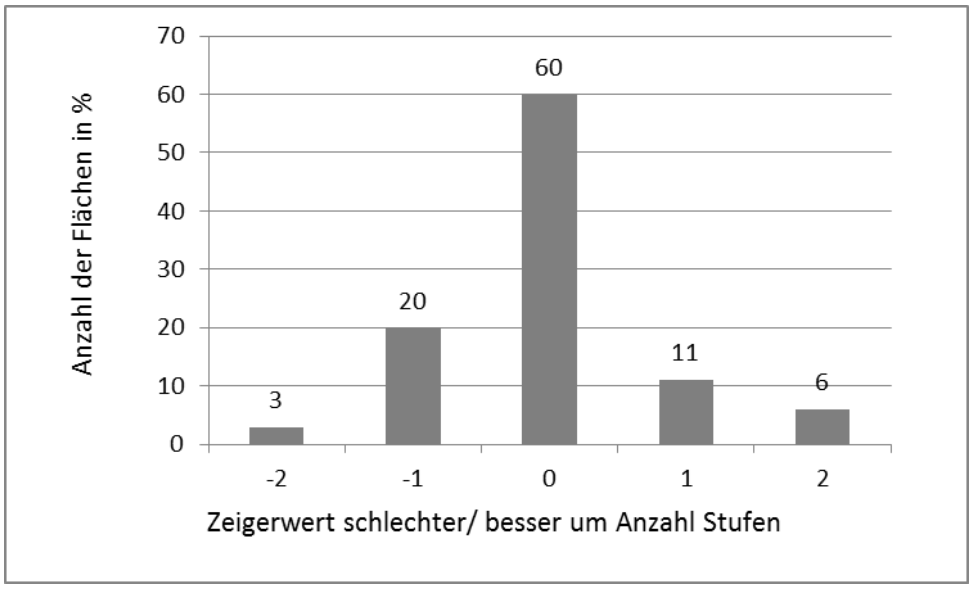
Abbildung 32: Übereinstimmung bzw. Abweichung des mithilfe verschiedener vegetationsstruktureller Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße ermittelten Ökosystemtyps mit dem wahrscheinlichsten Ökosystemtyp



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

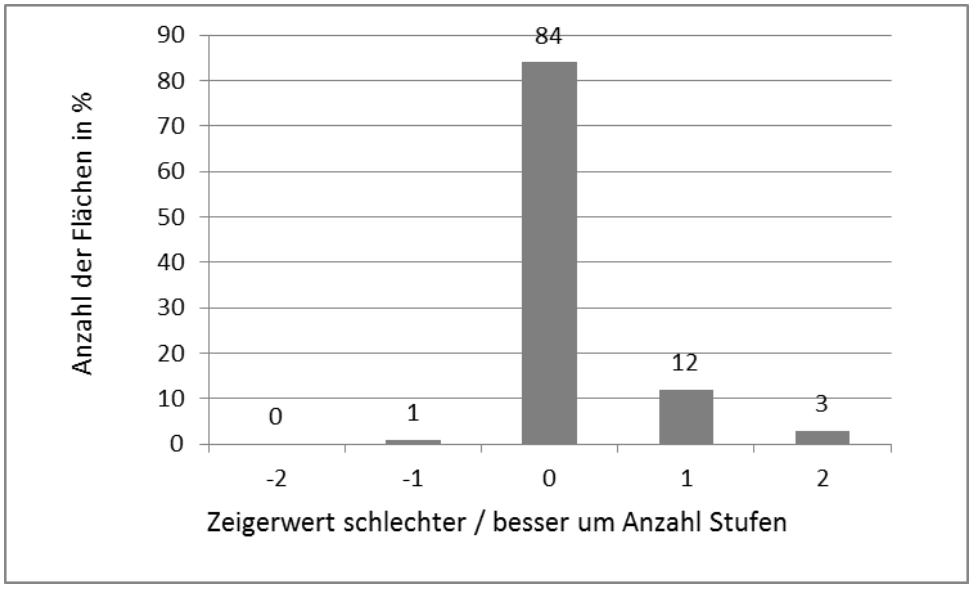
Vergleicht man die über den Zeigerwert der Vegetation ermittelten Feuchtehaushaltsstufen mit dem Wasserhaushaltstyp des Ökosystemtyps, so ergibt sich in 60 % aller untersuchten Fälle eine vollständige Übereinstimmung, in 31 % ergibt sich eine Abweichung um eine Stufe (Skalierung der Wasserhaushaltsstufen zwischen 1 und 9). Dabei streuen die Abweichungen gleichmäßig in Richtung trockener bzw. nasser, eine systematische Abweichung ist nicht erkennbar (Abbildung 33).

Abbildung 33: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten Wasserhaushaltsstufen von der Wasserhaushaltsstufe des Ökosystemtyps



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Abbildung 34: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten Stoffhaushaltsstufen von der Stoffhaushaltsstufe des Ökosystemtyps



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

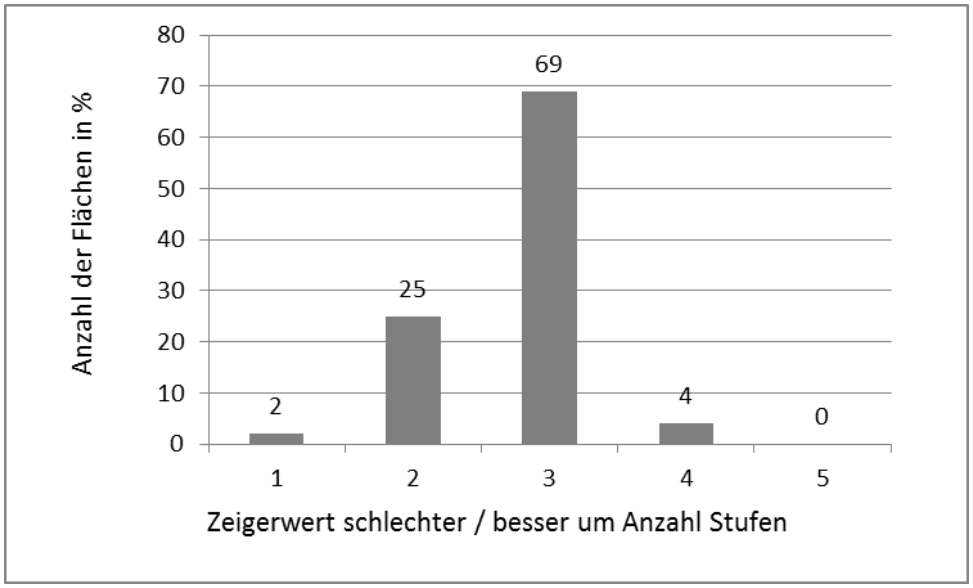
Vergleicht man die über den Zeigerwert der Vegetation ermittelten Stoffkreislauftypen mit dem Stoffkreislauftyp des Ökosystemtyps, so ergibt sich in 84 % aller untersuchten Fälle eine vollständige Übereinstimmung (Abbildung 34). In den Abweichungen zeigt die Verteilung eine leichte Rechtsschiefe, d.h. in fast allen Fällen, in denen eine Abweichung auftritt, ist der über Zeigerwerte ermittelte Ernährungszustand besser als der Referenzzustand des Ökosystemtyps. Der Stoffhaushaltstyp wurde in diesen Fällen aus allen drei Zeigerwerten des chemischen Oberbodenzustands (C/N, pH, V-Wert, Parameterbereiche nach A3.4 und A3.5 in Jenssen et al. 2013) bestimmt, wobei in Fällen der Nichtübereinstimmung der pH-Wert aufgrund seiner höheren Variabilität nicht berücksichtigt wurde. Betrachtet man nun jedoch lediglich die Abweichung der pH-Zeigerwerte von den jeweiligen für die Haushaltsstufen definierten Parameterbereichen, so ergibt sich eine deutliche Linksschiefe der Verteilung (Abbildung 35). In 69 % aller Fälle ist Übereinstimmung zu verzeichnen, in 27 % aller Fälle ist der durch Zeigerwert ermittelte pH-Wert niedriger als der Referenzzustand des Ökosystemtyps, nur in 4 % der Fälle ist er höher.

Schließlich wurden die Abweichungen der pH-Zeigerwerte des Oberbodens von der dem Zeigerwert des C/N-Verhältnisses entsprechenden Haushaltsstufe dargestellt (Abbildung 36). In diesem Falle ergibt sich eine sehr stark ausgeprägte Linksschiefe der Verteilung, d.h. über die Hälfte aller untersuchten Oberbodenzustände zeigt eine ausgeprägte Disharmonie zwischen pH-Wert und C/N-Verhältnis in Bezug auf die als Referenz dienenden Stoffkreislauftypen.

Schließlich wurde die Klimakoordinate des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps mit derjenigen klimatischen Zuordnung verglichen, die aus der Verortung der Untersuchungsflächen auf der ANOEST-Karte folgt. Die Untersuchungsflächen verteilen sich dabei sowohl auf die Kategorie „Bergwaldlagen“ (Ökosystemkodierung Dg, D1) als auch auf die Kategorie „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ (Ökosystemkodierung Eg, Eb). In 39 % aller Fälle wurde die durch die Kartierung getroffene Zuordnung durch die Bestimmung des Ökosystemtyps bestätigt. Für 55 % aller untersuchten Flächen wurde die kartierte Höhenlage „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ durch einen Ökosystemtyp der Kategorie „Bergwaldlagen“ ersetzt. Umgekehrt wurden in 6 % aller Fälle als „Bergwaldlagen“ kartierte Zuordnungen durch einen Ökosystemtyp der Kategorie „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ ersetzt.

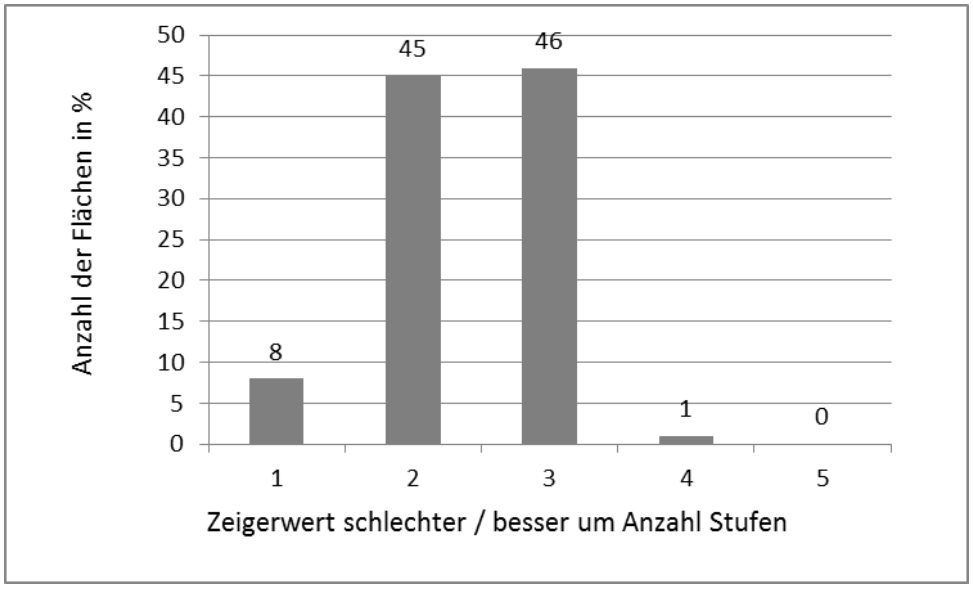
Insgesamt ergab sich bei der ANOEST-Kartierung mit 73 % aller Flächen ein Schwerpunkt in der Kategorie „Tief- bis untere Bergwaldlagen“, während im Ergebnis der Ökosystembestimmung mithilfe vegetationsstruktureller Abstandsmaße 75 % aller Flächen den „Bergwaldlagen“ zugeordnet wurden.

Abbildung 35: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten pH-Werte (1/n KCl) des Oberbodens von der Haushaltsstufe des Ökosystemtyps.



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Abbildung 36: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten pH-Werte (1/n KCl) des Oberbodens von der dem Zeigerwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden entsprechenden Haushaltsstufe.



Quelle: eigene Darstellung, *Waldkunde-Institut Eberswalde*

7.3 Diskussion der Ergebnisse

Mit den vorliegenden Untersuchungen wurden erstmals das Verfahren zur numerischen Identifizierung des aktuellen Ökosystemtyps, das zur Festlegung eines Referenzzustands für die Bewertung der Ökosystemintegrität dient, als auch die Modelle zur Berechnung der Zeigerwerte der

Vegetation für den Oberbodenzustand auf größerer zusammenhängender Fläche angewandt. Ein umfassender Nachweis der praktischen Anwendbarkeit könnte erbracht werden, wenn für die untersuchen Flächen zusätzlich zu den Vegetationsaufnahmen auch Messwerte zum Oberbodenzustand und zu den klimatischen Verhältnissen auf den Versuchsflächen in die Auswertung einbezogen würden. Da solche Daten nicht vorlagen, war dies in dieser Auswertung noch nicht möglich, sollte aber unbedingt zu einem späteren Zeitpunkt ergänzt werden.

Vorliegende Untersuchungen beziehen sich ausschließlich auf eine Auswertung der Vegetationsaufnahmen. Dennoch sind sie geeignet, um einen Nachweis der praktischen Anwendbarkeit und der Validität des Ansatzes zu erbringen. Die Bestimmung des Ökosystemtyps, der durch seine ökologischen Koordinaten in der Wald- und Forstvegetation eindeutig festgelegt ist, erfolgte mithilfe unterschiedlicher methodischer Zugänge. Einerseits wurde der Ökosystemtyp mithilfe von Strukturmaßen der Vegetation bestimmt. Diese Maße sind unspezifisch im Hinblick auf die klimatischen und edaphischen Merkmale und die Prozesseigenschaften der Ökosysteme. Die Verortung im Ökogramm, dem mehrdimensionalen ökologischen Zustandsraum, erfolgt ausschließlich auf der Grundlage des bei der Ökosystemtypisierung angewandten Klassifizierungssystems, das aus einer Kombination von Tabellenarbeit und Expertenwissen beruht und auf die Homogenität vegetationsstruktureller Merkmale zielt (Jenssen et al. 2013). Die Abgrenzung der in den Anhängen A3.3 bis A3.5 (Jenssen et al. 2013) ausgewiesenen Intervalle der chemischen Oberbodenparameter erfolgte nicht spezifisch für einzelne Ökosystemtypen, sondern mithilfe von Messwerten und Expertenwissen zur Gesamtvegetation der Wälder und Forsten. Andererseits wurden die ökologischen Koordinaten des Ökosystemtyps aufgrund von Zeigerwertmodellen der Vegetation bestimmt. Diese Zeigerwertmodelle beruhen auf einem Datensatz von ca. 1600 Messwerten des Oberbodenzustands bzw. im Falle der Wasserhaushaltsstufen auf gutachterlich ermittelten Feuchtekennzahlen, die einzelnen Pflanzenarten, nicht aber Vegetationseinheiten oder Ökosystemtypen zugeordnet wurden. Die Synthese der den Untersuchungsflächen zugeordneten physikalischen und chemischen Zustandsparameter erfolgt über eine multiplikative Verknüpfung der den einzelnen Pflanzenarten zugeordneten Intervalle von Zeigerwerten (Jenssen 2010). Die hohe Übereinstimmung der mit diesen unabhängigen Verfahren erzielten Ergebnisse, die aus den Abbildungen 31 bis 34 deutlich wird, beweist die Konsistenz der angewandten Verfahren, zudem werden Validität und praktische Anwendbarkeit sowohl der Ökosystemtypisierung als auch der Zeigerwertmodelle bestätigt. Die erzielten Aussagen sind von der Qualität der Vegetationsaufnahmen, die im Rahmen unserer Studie nicht überprüft werden kann, abhängig. Wie eingangs erwähnt, ist eine zusätzliche Validierung anhand physikalischer und chemischer Messdaten wünschenswert.

Für die Identifizierung des aktuellen Ökosystemtyps wurden unterschiedliche Strukturmaße verwandt. Der absolute Kullbackabstand ist eine informationstheoretische Maßzahl, deren Verwendung keinerlei algebraische, topologische oder Ordnungsstruktur des Zustandsraumes voraussetzt (Ebeling et al. 1998). Mit diesem Abstandsmaß werden vor allem Unterschiede im Bereich mittlerer Mengenentfaltung betont, während sowohl Arten mit geringer Abundanz und geringer Stetigkeit als auch dominante Massenbildner geringeren Einfluss besitzen. Daraus folgt, dass in diese Maßzahl vor allem charakteristische Kombinationen von Arten mit mittlerer Mengenentfaltung eingehen. Bei dem relativen Kullbackabstand erfolgt eine Kombination mit einer statistischen Maßzahl, der Standardabweichung der dem Referenzzustand zugrunde liegenden Einzelaufnahmen. Es erfolgt also eine Normierung der absoluten Abstände im hochdimensionalen Zustandsraum der Vegetation in Bezug auf den jeweiligen Typ, dessen Varianz von der Homogenität des jeweiligen Typs und damit auch von der Anzahl der dem Referenzzustand zugrunde liegenden Einzelaufnahmen abhängig ist. Dieses Maß bevorzugt im Vergleich zur absoluten Kullbackdistanz weit gefasste und damit auch eher inhomogene Ökosystemtypen. Das dritte Maß beschreibt die prozentuale Übereinstimmung in der Flächendeckung der verschiedenen Pflanzenarten. Hier gehen vor allem die Arten mit hoher Mengenentfaltung ein, so dass diese Maßzahl z.B. besonders geeignet ist für die

Unterscheidung zwischen Wäldern und Forsten oder von Hauptgruppen der Wälder, die sich in der Zusammensetzung der Baumschicht unterscheiden, während edaphisch oder klimatisch bedingte Unterschiede, die sich vor allem in der charakteristischen Artenkombination der Bodenvegetation widerspiegeln, gegenüber dem Kullbackabstand geringer bewertet werden.

Die in Abbildung 32 zum Ausdruck kommende hohe Übereinstimmung in allen drei Strukturmaßen weist vor allem darauf hin, dass die Homogenität von im Ökogramm benachbarten Ökosystemtypen relativ hoch ist. Sie bestätigt damit erneut, dass die erfolgte Ökosystemtypisierung für eine bundesweite Bewertung der Ökosystemintegrität als geeignet angesehen werden kann. Da mithilfe der absoluten Kullbackdistanz die höchste Treffsicherheit erzielt wird, kann die Identifizierung des Ökosystemtyps in der praktischen Anwendung ausschließlich mit dieser Maßzahl erfolgen. Mit der Betonung charakteristischer Kombinationen von Arten mittlerer Mengenentfaltung werden die klimatischen und edaphischen Unterschiede, welche für die Differenzierung der Vegetation auf der gewählten Klassifizierungsebene ursächlich sind, offenbar am besten erfasst.

Die Übereinstimmung der aus den Zeigerwerten der Vegetation abgeleiteten Haushaltsstufen ist im Falle des Stoffhaushaltes (Abbildung 34) stärker ausgeprägt als für den Wasserhaushalt (Abbildung 33). Dies hängt zum einen damit zusammen, dass für die Ableitung des Stoffhaushaltstyps insgesamt drei Parameter genutzt werden, für die Ableitung des Wasserhaushaltstyps nur eine Größe. Zum anderen wurden die Amplituden der oberbodenchemischen Parameter mit statistischen Methoden als Wahrscheinlichkeitsverteilungen von Messwerten berechnet, während die Amplituden der Feuchtekennzahlen als Intervalle von Schätzziffern abgeleitet wurden.

Die in den Abbildungen 34 bis 36 dargestellten Befunde deuten auf ausgeprägte Disharmonien im Oberbodenzustand auf einem Großteil der untersuchten Flächen hin. Diese Disharmonien manifestieren sich darin, dass C/N-Verhältnis und pH-Wert mit unterschiedlichen Stoffhaushaltsstufen korrespondieren (Abbildung 36). Mögliche Ursachen können atmogene Stoffeinträge in der Vergangenheit sein. Dabei könnten sowohl saure Einträge wie z.B. Schwefelverbindungen als auch Stickstoffeinträge (die sowohl eutrophierend als auch versauernd wirken) die Ursache sein. Da eine Verengung des C/N-Verhältnisses stärker vegetationswirksam als eine reine Versauerung ist, könnten eutrophierende Einträge in der Vergangenheit vielfach auch zu einem Wandel der Ökosystemtypen geführt haben, so dass aktuell eine höhere Übereinstimmung von C/N-Verhältnis und Ökosystemtyp (Abbildung 34) als von pH-Wert und Ökosystemtyp (Abbildung 35) vorliegt. Nähere Hinweise für die Ursachen der Disharmonien könnten mit den vorgestellten Methoden aus Zeitreihen der Vegetationsentwicklung einzelner Flächen gewonnen werden.

Bei der im Vorgängerprojekt durchgeführten Ökosystemklassifizierung wurde großklimatisch das Tiefland mit dem Unteren Bergland zusammengefasst und vom Bergland abgegrenzt. In der Vegetationszusammensetzung zeigte sich bei der Mehrzahl der Flächen eine stärkere Affinität zu den Bergwäldern als zu den Tieflandwäldern, wobei häufig ähnliche vegetationsstrukturelle Abstände zu Tiefland- und Bergwäldern nachzuweisen waren. Dabei zeigte sich, dass der relative Kullbackabstand im Vergleich zu dem absoluten Kullbackabstand deutlich häufiger geringer als derjenige zu den Bergwäldern war. Dies weist auf eine geringere Homogenität der Gruppe der Tiefland- und Unteren Berglandwälder (Stufe E) gegenüber den Bergwäldern (Stufe D) hin, da der relative Kullbackabstand inhomogene Ökosystemtypen in der Auswahl bevorzugt. Dieser Befund erklärt sich aus der Zusammenfassung von Tieflandwäldern und Wäldern des Unteren Berglands in der Stufe E. Wenn die in die Definition des Referenzzustands eingehenden Vegetationsaufnahmen einen deutlichen Schwerpunkt bei den Tieflandwäldern zeigen, so wird ein geringerer Abstand insbesondere des absoluten Kullbackabstands zu den Bergwäldern (Stufe D) sehr wahrscheinlich. Es wäre daher zu überdenken, ob eine Differenzierung der jetzigen Stufe E in Tieflandwälder und Wälder des Unteren Berglandes sinnvoll ist.

7.4 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Untersuchung von Vegetationsanalysen im Nationalpark Kellerwald haben die großflächige Anwendbarkeit der Zeigerwertmodelle der Vegetation sowie der Verfahren zur Bestimmung des Ökosystemtyps mithilfe vegetationsstruktureller Abstandsmaße bestätigt. Die absolute Kullbackdistanz erweist sich dabei als geeignete Maßzahl zur Identifizierung des aktuellen Ökosystemtyps, der eine Zuordnung der Referenzzustände für eine Bewertung der Ökosystemintegrität erlaubt. Die Ergebnisse weisen darüber hinaus Bedeutung und Potenziale der vorgestellten Verfahren für ein kostengünstiges flächendeckendes Waldzustandsmonitoring mit Frühwarnfunktion auf der Grundlage von periodischen Vegetationsanalysen aus.

8 Regionalisierung der Ökosystemtypen

8.1 Qualitätsprüfung der Karte der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen Deutschlands

Ziel der Untersuchung war es, die im Vorgängerprojekt (Jenssen et al. 2013) für die Fläche Deutschlands erstellte Karte der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen Deutschlands (ANOEST), Maßstab 1:500.000 mit empirischen Kartierdaten zu vergleichen, um so eine Kontrolle der Datenqualität im Hinblick auf die Nachnutzung durch Dritte zu ermöglichen. Hierzu wurde eine Auswahl qualitätsbezogener Metadaten getroffen, welche quellenspezifische Merkmale von Daten bezüglich ihrer Qualität beschreiben. Diese lehnt sich an gebräuchliche Normen für die Beschreibung der Qualität von Geoinformationen: DIN EN ISO 19113 (ISO 2005) bzw. das hierauf aufbauende Qualitätsmodell des Deutschen Dachverbandes für Geoinformation e.V. (DDGI 2007) an. Unter einem Qualitätsmodell wird hiernach ein allgemeines und personenunabhängiges Bewertungs- und Beschreibungssystem für raumbezogene Daten und deren Folgeprodukte verstanden. Das Qualitätsmodell des DDGI unterscheidet zwischen quantitativen und nicht-quantitativen Qualitätsinformationen. Nicht-quantitative Metadaten beziehen sich insbesondere auf die Inhalte des Datensatzes, den Hersteller und die ursprüngliche Verwendung, auf Herkunft und Datenquellen sowie Produktmerkmale (Maßstab, Produktaktualität, Datentyp u.ä.). Quantitative Qualitätsmerkmale und die ihnen zugeordneten Subelemente können einen Geodatensatz nach messbaren Einheiten kennzeichnen. Diese Qualitätsmerkmale können sich auf verschiedene Ebenen eines Datenbestandes beziehen, also auf den Datenbestand als Ganzes (Klasse), auf eine Untermenge oder auf einzelne Teile des Datenbestandes, wie Subtypen, Objekte oder Attribute (DDGI 2007).

Die Qualitätskontrolle des ANOEST-Datensatzes fußt auf folgenden Qualitätsmerkmalen (DDGI 2007):

- Thematische Genauigkeit (Subelement: Richtigkeit der Klassifikation, d.h. Richtigkeit der Klassifizierung der Objekte und ihrer Beziehungen),
- Positionsgenauigkeit (Subelement: absolute Positionsgenauigkeit als Maß der Übereinstimmung zwischen dem Ergebnis der Positionsbestimmung und dem wahren oder als wahr akzeptierten Wert der Position eines Objekts),

Eine Übersicht der verwendeten Methoden zur Ermittlung dieser Qualitätsmerkmale zeigt Tabelle 14.

Tabelle 14: Quantitative Qualitätsmerkmale (nach DIN EN ISO 19113, DDGI 2007) und verwendete Methoden

Qualitäts-merkmale	Teilkriterien (Subelemente)	Methode	Einheit
Positions-genauigkeit	Absolute Positionsgenauigkeit	- Messung der Distanzen zu ATKIS-Grenzen (Hessen) unter Einbeziehung der Fehlerfortpflanzung	+/- m
Thematische Genauigkeit	Richtigkeit der Klassifikation	- Vergleich mit empirischen flächenbezogenen Kartierdaten - Vergleich mit aus Vegetationsaufnahmen (W.I.E.) abgeleiteten Ökosystemtypen	0 – 100 % 0 – 100 %

Nachfolgend werden die Methoden und Ergebnisse einschließlich möglicher Ursachen für festgestellte Mängel (Geometrie, Thematik) erläutert. Die Ergebnisse der Qualitätskontrolle sind zusammenfassend in Anhang A3.3 in Anlehnung an die Standards des DDGI-Qualitätsmodells (DDGI 2007) dokumentiert.

8.1.1 Positionsgenauigkeit

Methode. Die Schätzung der absoluten Positionsgenauigkeit der ANOEST-Flächengeometrien, d.h. ihrer Nähe zum wahren Positionswert erfolgte durch Vergleich mit Daten bekannter Lagegenauigkeit. Als Referenzdatensatz wurde das Digitale Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM) des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems Hessen (ATKIS Hessen) mit einer geometrischen Genauigkeit von ± 3 m (HVBG 2014) herangezogen. Alle Laub-, Misch- und Nadelwälder des ATKIS-DLM wurden zu einer Landnutzungsklasse „Wald“ zusammengefasst und mit den Flächenobjekten der ANOEST (Wald- und Forstökosystemtypen) räumlich überlagert. Zwischen insgesamt 400 augenscheinlich identischen Entitäten wurden die Distanzen zwischen den jeweiligen Repräsentanten an ausgewählten Stützpunkten der Objektgrenzen gemessen. Hierzu wurden 200 Fälle ausgewählt, bei denen die Punktobjekte des Referenzdatensatzes (ATKIS) innerhalb der ANOEST-Flächen liegen bzw. 200 Fälle, wo diese außerhalb liegen. Fälle größer der 3-fachen Standardabweichung wurden als Ausreißer eliminiert. Die Verteilungseigenschaften wurden grafisch als Histogramm und Quantile-Quantile-Plots (QQ-Plots) dargestellt sowie mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung überprüft. Darauf basierend wurde zunächst die relative Positionsgenauigkeit als Standardabweichung der Messwerte ermittelt (Gl. 8.1).

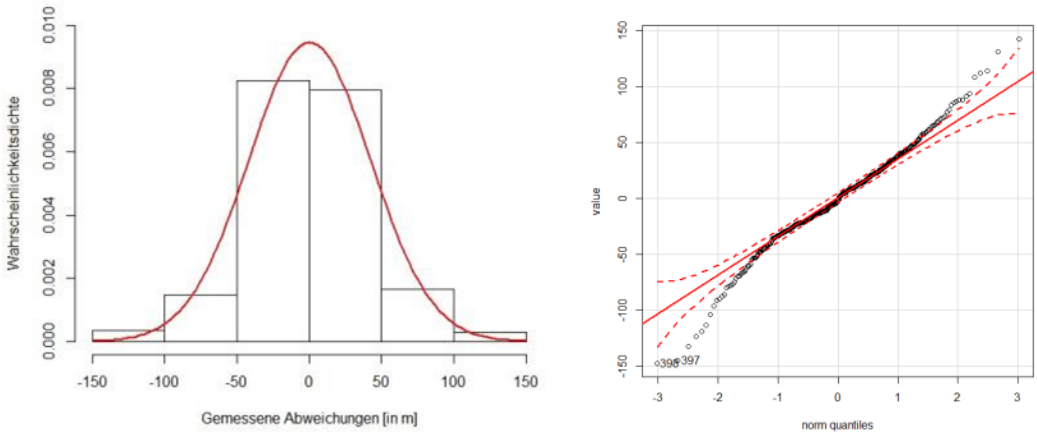
$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} a^2 + b^2 + c^2 + x_n^2} \qquad \text{(Gl. 8.1)}$$

In einem zweiten Schritt wurde unter Einbeziehung der bekannten Lagegenauigkeit des Referenzdatensatzes die absolute Positionsgenauigkeit in Anlehnung an das allgemeine Fehlerfortpflanzungsgesetz (Gl. 8.2) bestimmt.

$$S = \sqrt{\sigma_1^2 + \sigma^2} \qquad \text{(Gl. 8.2)}$$

Ergebnis. Die Stichprobengröße beträgt nach Eliminierung der Ausreißer N = 395. Der Shapiro-Wilk-Test zeigt auf einem Signifikanzniveau von α = 0,05 keine Anzeichen für eine Normalverteilung. Abbildung 37 zeigt zumindest aber eine gute Annäherung an die Normalverteilung.

Abbildung 37: Histogramm und QQ-Plot zu den gemessenen Abweichungen zwischen ATKIS-DLM- und ANOEST-Geometrien (n = 395)



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Die Standardabweichung der Distanzmessungen berechnet sich zu ± 42,19 m (= relative Positionsgenauigkeit der ANOEST-Geometrien in Relation zu ATKIS). Addiert man die bekannte Lageungenauigkeit der ATKIS-Geometrien nach Gl. 8.2 hinzu, ergibt sich eine absolute Positionsgenauigkeit der ANOEST von ± 42,29 m (≈ ± 42 m).

Diskussion. Die Ursachen der Positionsungenauigkeiten liegen insbesondere in den maßstabsbedingten Ungenauigkeiten der Eingangsdaten, namentlich der Karte der Potenziellen Natürlichen Vegetation PNV (BfN 2010a) sowie den aus der Corine Landcover 2006 (CLC 2006)[4] abgeleiteten Nutzungseinheiten. Einschränkend ist zu sagen, dass die Angaben zur Positionsgenauigkeit nur etwas zur Genauigkeit der Wald- / Nicht-Wald-Grenze aussagen.

8.1.2 Thematische Genauigkeit

Methode. Die Ermittlung des Kennwertes *Richtigkeit der Klassifikation* für die Karte der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen Deutschlands (ANOEST, Maßstab 1:500.000) erfolgte (1) durch Vergleich mit empirischen flächenbezogenen Kartierdaten und (2) durch Vergleich mit auf der Basis von Vegetationsaufnahmen aus der Datenbank des W.I.E. abgeleiteten Ökosystemtypen.

(1) Die Verifizierung mit empirischen Kartierdaten stützte sich auf im Land Hessen durchgeführte Grunddatenerhebungen in den FFH-Gebieten Nr. 5517-301 Wehrholz (Stand 2012), Nr. 5419-303 Wälder und Flachwasserteiche östlich Lich (Stand 2006), Nr. 4926-350 Boyneburg und Schickeberg bei Breitau (Stand 2004), Nr. 5917-305 Schwanheimer Wald (Stand 2004) sowie Daten aus dem Naturschutzgroßprojekt Vogelsberg (Stand 2012). Die Einstufung der Richtigkeit der Klassifikation erfolgte anhand der in Anhang A3.1 dokumentierten Zuordnungen der ANOEST (hier: Waldökosystemtypen) zu den Typen der Potentiellen natürlichen Vegetation (PNV), den Biotoptypen nach Hessischer Biotopkartierung (HB) sowie den Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie

4 http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-2/g100_06.zip

(LRT). Bezüglich der Forstökosystemtypen wurden zudem Daten der Forsteinrichtung (Hessen-Forst, FENA) und hier insbesondere die Angaben zur Hauptbaumart hinzugezogen. Da die Ökosystemtypisierung thematisch i.d.R. höher aufgelöst ist als die empirischen Kartierdaten, wurde zudem auf vorhandene Geländekenntnisse in den o.g. Gebieten zurückgegriffen. Die Überprüfung beruht auf einer Stichprobe von 20 ANOEST-Flächenobjekten. Dieser Stichprobenumfang entspricht der erforderlichen Mindestprobenanzahl (MPZ), welche anhand der Gl. 8.3, die auch bei qualitativen Daten Anwendung finden kann (Friedrichs 1990), ermittelt wurde:

$$MPZ = 10 * K^{v} \qquad \text{(Gl. 8.3)}$$

mit: K = Anzahl der Merkmalsausprägungen
V = Anzahl der betrachteten Merkmale

Da im Falle der ANOEST-Kartierung nur ein einziges Merkmal „Wahrheitswert“ (V = 1), bei dem die Anzahl der Merkmalsausprägungen K = 2 („richtig“, „falsch“) beträgt, betrachtet wird, ergibt sich nach Gl. 8.3 eine MPZ von 20 ANOEST-Flächenobjekten.

Geprüft wurde jeweils, ob der für das jeweilige ANOEST-Flächenobjekt angegebene Ökosystemtyp als Leit- oder Begleitökosystemtyp vorkommt oder überhaupt nicht vorhanden ist. Dies ist insofern von Bedeutung, da aufgrund der Kleinmaßstäbigkeit und der damit verbundenen Generalisierung der ANOEST-Karte (1:500.000) starke Inhomogenitäten innerhalb der ANOEST-Raumeinheiten auftreten können. Als Leitökosystemtyp soll hier die vorherrschende Einheit und als Begleitökosystemtyp eine aufgrund ihrer kleinflächigen Verbreitung nicht darstellbare, aber vorhandene Einheit verstanden werden.

(2) Die Überprüfung der Richtigkeit der Klassifikation stützte sich als Zweites auf Vegetationsaufnahmen aus der W.I.E.-Datenbank mit folgende Angaben (Willmanns 1998):

- Anzahl der Vegetationsschichten im Wald und deren jeweiliger Deckungsgrad bezogen auf die Probefläche [in %].
- Liste aller in der jeweiligen Probefläche vorkommenden höheren Pflanzen und Moose,
- Deckungsgrad der Arten bezogen auf die Probefläche [in %].

Es konnten insgesamt 364 Vegetationsaufnahmen nach 1990 mit bekannter Zuordnung des aktuellen Ökosystemtyps mit den ANOEST-Objekten räumlich verknüpft und auf Übereinstimmung bzw. Nicht-Übereinstimmung untersucht werden.

Ergebnis. (1) In der Stichprobe der 20 ANOEST-Flächenobjekte sind insgesamt 7 unterschiedliche Waldökosystemtypen (subatlantische Tiefland-Buchenwald-, nadelbaumfreie Buchen-Bergwald- und Schwarzerlenwald-Ökosysteme) und 3 Forstökosystemtypen repräsentiert. Die Stichprobe umfasst damit verbreitete Waldökosystemtypen, wobei insbesondere die Buchenwälder aufgrund ihrer weiten klimatischen Amplitude und hohen Toleranz gegenüber den Standortbedingungen eine besondere Stellung in Mitteleuropa einnehmen.

Die Auswertung auf der Basis der flächenbezogenen Kartierdaten unter Hinzuziehung von Expertenwissen über das Gebiet (Anhang A3.2) ergab hinsichtlich der Richtigkeit der Klassifikation eine Genauigkeit von 65 %, d.h. bei etwa 2/3 der Flächenobjekte erschien der angegebene ANOEST als Leitökosystemtyp plausibel. In 30 % der Fälle tauchte der ANOEST immerhin noch als Begleitökosystemtyp auf und in einem Fall war der angegebene ANOEST auf der untersuchten Fläche nicht vorhanden. Bei den Waldökosystemtypen betrug nach dieser Methode der Qualitätsprüfung der Anteil der richtig klassifizierten Objekte 77 %, dagegen bei den Forstökosystemtypen 43 %.

(2) An den 364 Vegetationsaufnahmeflächen mit gut bekannten ANOEST ergibt sich eine Übereinstimmung mit der Karte der ANOEST Deutschlands (1:500.000) in 104 Fällen (= 29 % Richtigkeit der Klassifikation). Werden die drei Ziffern des Ökoschlüssels separiert, ergeben sich 60 %

Übereinstimmung bei der ökoklimatischen Klassifikation, 44 % bei der Feuchtekennzahl und 38 % beim Stoffhaushaltstyp. Betrachtet man nur die Waldökosytemtypen, beträgt die Richtigkeit der ANOEST-Karte 39 %. Für die ökoklimatische Klassifikation ergibt sich eine Übereinstimmung bei 67 %, für die Feuchteklassifikation bei 55 % und für den Stoffhaushaltstyp bei 44 % der untersuchten 255 Fälle. Bei den Forstökosystemtypen wurden nur 5 % der ANOEST richtig kartiert. Allerdings ergeben sich wesentlich höhere Übereinstimmungen bei den Klimakennwerten (45%), bei der Feuchtekennzahl (18 %) und auch beim Stoffhaushaltstyp (23 %).

Diskussion. Methodische Unsicherheiten bei der Kennwertermittlung selbst ergeben sich aufgrund der geringen Stichprobenumfänge(n = 20 ANOEST-Flächenobjekte) sowie bezüglich der Einstufung als Leit- oder Begleitökosystemtyp. Letzteres begründet sich insbesondere durch Datenmangel, d.h. nicht hinreichender Überdeckung der ANOEST-Objekte mit entsprechenden empirischen Kartierdaten (7 von 20 der untersuchten ANOEST-Flächenobjekte). Beim Vergleich mit empirischen Kartierdaten ergibt sich die größte Unsicherheit aus der hohen Differenzierung der Ökosystemtypisierung, da die Kartierdaten thematisch geringer aufgelöst sind. Auch die Hinzuziehung von Geländekenntnissen konnte diese Lücke nicht schließen, da zum Zeitpunkt der Geländearbeiten der Kartierschlüssel für die Ökosystemtypen noch nicht vorlag. Die Validierung auf der Basis der Vegetationsaufnahmen ist als verlässlicher anzusehen und führt zu stärker abweichenden Ergebnissen (Kapitel 5). Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass auf der Basis der vorliegenden Daten ökologisch nahestehende Ökosystemtypen ohne weitere Information nur schwerlich unterschieden werden konnten. Allerdings lässt die standortbezogene Betrachtung keine Validierung im Hinblick auf das Vorkommen als Hauptökosystemtyp zu. Des Weiteren wurde am Beispiel der fließgewässerbegleitenden Bruchweiden-Schwarzerlen-Auwälder deutlich, dass die absolute Positions(un)genauigkeit der ANOEST, die bei ± 42 m liegt, eine Validierung insbesondere der linienhaften Objekte i.d.R. erschwert. Die vergleichsweise geringe Trefferquote bei den Forst- gegenüber den Waldökosystemtypen lässt sich insbesondere auf Ungenauigkeiten der für die ANOEST-Kartierung verwendeten Datengrundlagen (Corine Landcover, Baumartenverteilung) zurückführen. Probleme bei der Interpretation der Karte der ANOEST ergeben sich insbesondere auch aus der Angabe nur eines ANOEST für jede Raumeinheit, wodurch eine i.d.R. nicht vorhandene räumliche Homogenität vermittelt wird. Abhilfe könnten hier eher umschreibende Angaben leisten, welche die Schwankungsbreite wichtiger Merkmale oder typische Vergesellschaftungen verschiedener Ökosystemtypen widerspiegeln, wie es beispielsweise auch in der bodenkundlichen Kartierung (AG Boden 2005) üblich ist.

Insgesamt ergibt sich bei Berücksichtigung der Ergebnisse beider Methodenanwendungen folgende Einschätzungen: In der Karte der ANOEST Deutschlands ist der angegebene Hauptökosystemtyp in 65 % der Fälle richtig bis ähnlich, d.h. ökologisch nahestehend (30 % richtig; 35 % ähnlich). Bei 30 % der Flächenobjekte ist der angegebene ANOEST als richtiger oder ökologisch nahestehender Begleitökosystemtyp einzustufen (etwa 15% richtig und 15% ähnlich). 5 % der Flächenobjekte sind gänzlich falsch kartiert.

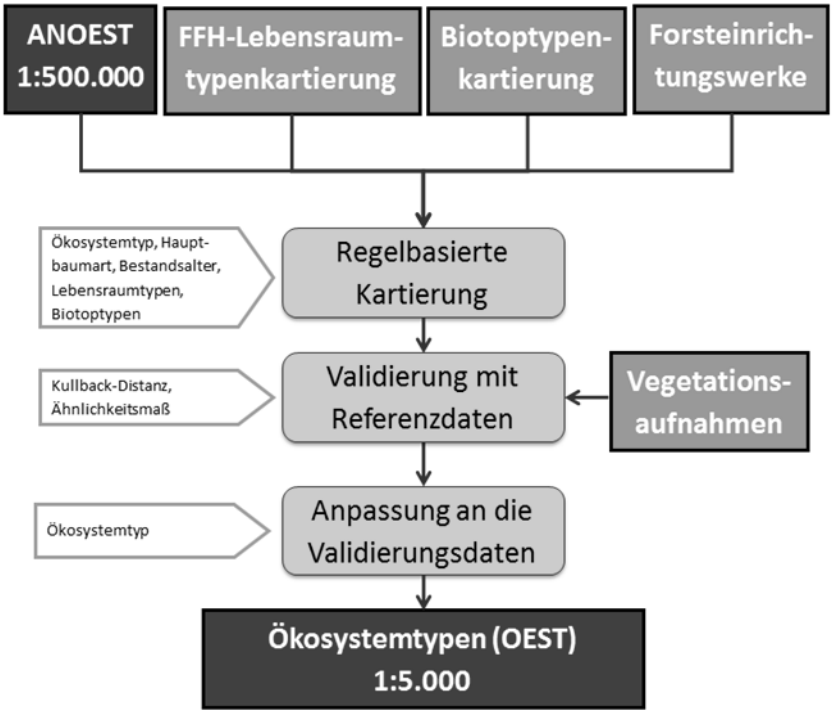
8.2 Kartierung der Ökosystemtypen im regionalen Maßstab

Für Betrachtungen der Ökosystemintegrität auf regionaler Ebene (z.B. für Naturschutz und Forstwirtschaft) ist die bundesweite Karte der ANOEST im Maßstab 1:500.000 aufgrund der damit verbundenen geringen räumlichen Auflösung bzw. Genauigkeit kaum zweckdienlich. Kleinräumige standortbezogene Bestimmungen der Ökosystemtypen mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen genügen zwar den Genauigkeitsanforderungen für o.g. Zwecke, sind aber für Kartierungen auf der regionalen Ebene vergleichsweise zeitaufwändig und damit wenig praktikabel. Diese methodische Lücke soll daher im Folgenden durch ein Verfahren zur mittelmaßstäbigen Kartierung der Ökosystemtypen (1:5.000 bis 1:25.000) geschlossen werden.

Die Methodik wurde am Beispiel des *Nationalparks Kellerwald-Edersee (Hessen)* im Zusammenwirken mit der Nationalparkverwaltung als Kooperationspartner entwickelt und erprobt. Hierfür wurde folgendes Datenmaterial verwendet:

- Karte der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) Deutschlands (1:500.000),
- Grunddatenerfassung für das FFH-Gebiet Nr. 4920-401 Kellerwald mit flächenbezogenen Daten zur Verbreitung von FFH-Lebensraumtypen (LRT) sowie Biotoptypen nach dem Hess. Biotopkartierschlüssel (HB)[5],
- Flächenbezogene Daten der Forsteinrichtung (FE)[2] mit Angaben zum Baumartenanteil und zum Bestandsalter,
- Standortbezogene Daten zu Ökosytemtypen, bestimmt anhand von 105 Vegetationsaufnahmen an 99 Standorten der permanenten Stichprobeninventur (PSI) der Waldstruktur der Jahre 2007 – 2009[6] sowie 6 eigenen Aufnahmen des Jahres 2015 (Kapitel 8).

Abbildung 38: Ablaufschema zur mittelmaßstäbigen Kartierung der OEST im Nationalpark „Kellerwald-Edersee“



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Das Prinzip des methodischen Vorgehens gibt Abbildung 38 wieder. In einem ersten Schritt wurde eine regelbasierte Kartierung mit verfügbaren flächenbezogenen Daten aus dem Nationalpark durchgeführt (Variante A, vereinfachter Ansatz). Die resultierende Karte (Maßstab 1:5.000) wurde anschließend unter Verwendung von standortbezogenen Daten zu Wald- und Forstökosystemtypen, die aus Vegetationsaufnahmen abgeleitet wurden, validiert. In einem dritten Schritt wurden die Resultate der Validierung für die Qualitätsverbesserung der Karte genutzt (Variante B). Abschließend erfolgte ein Vergleich beider Kartierungsvarianten. Parallel wurde erprobt, ob eine stichprobenhafte

[5] Quelle: Nationalparkverwaltung Kellerwald-Edersee

[6] Quelle: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Göttingen (NW-FVA)

Überprüfung im Gelände die vergleichsweise aufwändige Validierung mittels Vegetationsaufnahmen ersetzen kann. Dies erfolgte unter Einbeziehung von Experten der Nationalparkverwaltung.

Regelbasierte Kartierung. Am Beispiel des *Nationalparks Kellerwald-Edersee* erfolgte die Erstellung einer Konzeptkarte aus vorhandenen Daten mittels gebietsspezifischer Zuordnungsregeln (Anhang A3.4). Beispiel: Die im Kellerwald im Maßstab 1:5.000 kartierten LRT 9110 Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo fagetum) wurden durch Hinzuziehung weiterer Informationen aus der bundesweite ANOEST-Karte zur ökoklimatische Gebietsklassifizierung (D1 = Bergwaldlage, Eb = Tief- bis untere Bergwaldlage) weiter ausdifferenziert in *Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)* und *Moder-Buntsand-Buchenwald (Eb-5n-C2)*. Für die regelbasierte Kartierung der Forstökosystemtypen wurde die Biotopkartierung i.V.m. Angaben zur Hauptbaumart aus den Forsteinrichtungswerken verwendet. Die Konzeptkarte im Maßstab 1: 5.000 zeigt Anhang 7 (Karte 1a).

Validierung mit Referenzdaten. Die regelbasierte Kartierung ist aufgrund der Einfachheit des methodischen Ansatzes mit mehr oder minder großen Ungenauigkeiten behaftet, welche aber quantifiziert werden können. Entsprechend wurde die thematische Genauigkeit auf Basis einer Zufallsstichprobe - wie in Kapitel 8.1 beschrieben - als Qualitätsmerkmal gem. DDGI (2007) ermittelt. Hierzu standen 82 aus Vegetationsaufnahmen mit bekannten Zuordnungen der Wald- und Forstökosytemtypen zur Verfügung (Kapitel 5).

Aufgrund angenommener geometrischer Unsicherheiten wurden Übereinstimmungen in einem 50 m – Puffer um die Vegetationsaufnahmepunkte geprüft. Im Ergebnis waren an 18 von 82 Vegetationsstandorten (= 22 %) die Ökosystemtypen durch die regelbasierte Kartierung richtig im Sinne aller drei Standortmerkmalgruppen des ANOEST-Schlüssels klassifiziert. Häufige Fehlklassifikationen betrafen – wie auch bei der bundesweiten Karte der ANOEST – die Zuordnung zur Höhenstufe (z.B. Eb-5n-C2 statt D1-5n-C2, Eb-5n-D1 statt-D1-6d-D1, Eg-5n-c2 statt Dg-5n-c2), aber auch teilweise Zuordnungen zum Stoffhaushaltstyp (z.B. Eb-5n-D1 statt Eb-5n-D1a, Eg-7g-C1 statt Eg-7g-D1). Bei den Fehlklassifikationen handelt es sich somit häufig um im Vergleich zur regelbasierten Kartierung ähnliche, sich ökologisch nahestehende Ökosystemtypen.

Darüber hinaus wurden durch Geländebegehung im Juni 2015 sechs ANOEST-Flächenobjekte unter Hinzuziehung von Experten der Nationalparkverwaltung überprüft. Für diese Flächenobjekte erfolgten vereinfachte Aufnahmen folgender Parameter (Anhang A3.5).

- Anzahl der Vegetationsschichten im Wald und deren jeweiliger Deckungsgrad bezogen auf die Probefläche [in %].
- Liste aller in der jeweiligen Probefläche vorkommenden höheren Pflanzen und Moose,
- Deckungsgrad der Arten bezogen auf die Probefläche z.B. nach Londo (1974) [in %].

Dieser Vergleich ergab eine geschätzte thematische Genauigkeit der regelbasierten Kartierung von 80-90 %.

Anpassung an die Validierungsdaten. Die in der Qualitätsprüfung festgestellten Fehlklassifikationen wurden genutzt, um die regelbasierte Kartierung an die Validierungsdaten anzupassen. Dies betraf insbesondere Erweiterungen zugunsten des *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2), Sandbraunmull-Buchenwaldes (Eb-5n-D1a), Braunmull-Buchen-Bergwaldes (D1-6d-D1)* und *Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwaldes (Eg-7g-D1),* zulasten des *Moder-Buntsand-Buchenwaldes (Eb-5n-C2), Braunmull-Buchenwaldes (Eb-5n-D1)* sowie des *Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwaldes (Eg-7g-C1)* (Tabelle 15). Ökosystemtypen, die nur mit einer Vegetationsaufnahme belegt waren, wurden bei der Qualitätsverbesserung der OEST-Karte nicht berücksichtigt.

Tabelle 15: Im Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee“ kartierte Ökosystemtypen (Zeitraum 1991-2010)

Öko-Code	Bezeichnung	Variante A		Variante B	
		Flächengröße [ha]	Flächenanteil [%]	Flächengröße [ha]	Flächenanteil [%]
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	852,74	16,81	3165.70	62,39
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	15,31	0,30	15.31	0,30
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	---	---	42.61	0.84
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	0,76	0,01	0,76	0,01
Dg-5n-c2	Moder-Douglasien-Bergforst	61,82	1,22	61,82	1,22
Eb-4n-c2	Moder-Kiefernforst	163,15	3,22	163,15	3,22
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	2732,36	53,85	410,55	8,09
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	118,44	2,33	5,55	0,11
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	---	---	79,13	1,56
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	12,07	0,24	12,07	0,24
Eg-4n-b1	Rohhumus-Lärchenforst	29,68	0,59	29,68	0,59
Eg-5n-c1	Moder-Eichenforst	175,26	3,45	175,26	3,45
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	682,87	13,46	682,87	13,46
Eg-5r-E1	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	17,30	0,34	17,30	0,34
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	33,20	0,65	21,76	0,43
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	---	---	11.44	0,23
Dg-8z-D1	Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	21,67	0,43	21,67	0,43
Sonstige	Offenland, Gewässer, Wege	157,30	3,10	157,30	3,10
Summe		**5073,94**	**100**	**5073,94**	**100**

Erläuterung: Variante A = regelbasierte Kartierung; Variante B = regelbasierte Kartierung nach Anpassung an die Validierungsdaten

Diskussion. Die regelbasierte Kartierung liefert ein approximatives Resultat (Konzeptkarte), dessen thematische Richtigkeit durch Hinzuziehung von Vegetationsaufnahmen unter Einhaltung einer erforderlichen Mindestprobenzahl (MPZ) quantifiziert werden kann. Die Überprüfung durch Experten im Gelände war - ohne den zu diesem Zeitpunkt noch nicht vorliegenden Kartierschlüssel - kaum geeignet, da allein mit den Informationen aus den Steckbriefen zu den Ökosystentypen, d.h. ohne Vegetationsaufnahmen mit anschließender Auswertung anhand der Referenzzustände eine Unterscheidung ökologisch nahestehender Ökosystemtypen auch erfahrenen Experten oftmals schwer viel. Beispielsweise konnte zwischen Buchenwäldern des unteren Berglandes (Stufe E) und Buchenwäldern des Berglandes (Stufe D) im Gelände nicht sicher differenziert werden. Potenziale der regelbasierten Methodik liegen aber in einer im Vergleich zur Geländekartierung effizienten Kartierung in einem für die Praxis (z.B. Naturschutz, Forstwirtschaft) gebräuchlichen Maßstabsbereich (1:5.000 bis 1:25.000). Die auf vorhandenen Daten aufbauende Kartierung muss aber durch ein ausreichend dichtes Netz von Vegetationsaufnahmen ergänzt werden oder auf den Kartierschlüssel aufbauen, um eine realitätsnähere Ansprache der Ökosystemtypen zu gewährleisten. Aber auch bei der Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps aus den Vegetationsaufnahmen (Kapitel 5) ist

zu beachten, dass die Ermittlung der *Kullback-Distanz* eine entsprechende Referenzbeschreibung voraussetzt. Die geringste Distanz führt also nicht in jedem Fall zum richtigen Ökosystemtyp, wie am Beispiel eines *Sandbraunmull-Buchenwaldes (Eb-5n-D1a,* Standort PW1), der pflanzensoziologisch zum *Winkelseggen-Erlen-Eschen-Wald* (Carici remotae-Fraxinetum) und damit zum *Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald (Dg-8z-D1*, ohne Referenzzustand) zu stellen wäre, deutlich wurde. Ähnliches trat bei einem *Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald (Eg-5r-E1*, Standort PW5) auf, welcher aus demselben Grund zum *Braunmull-Buchen-Bergwald (D1-6d-E1)* gestellt wurde.

9 Methodische Erweiterungen zum Indikator Bodenfeuchte

Für Regionalisierungen des Indikators „Bodenfeuchte", i.e.S. „Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)" ist die dynamische Modellierung mit dem hydrologischen Modell MetHyd aus der VSD-Modellkaskade vergleichsweise aufwändig. Zudem fehlt es für die Parametrisierung des Modells oftmals an einer hinreichend verfügbaren Datengrundlage, und in MetHyd werden keine Einflüsse der Vegetation auf die hydrologischen Eigenschaften berücksichtigt. Im Folgenden soll daher untersucht werden, ob für den Indikator „Bodenfeuchte" weitere Daten und/oder andere bodenhydrologische Modelle als Ergänzung zur dynamischen Modellierung hinzugezogen werden können. Bodenhydrologische Modelle folgen oft empirisch-statistischen Ansätzen wie etwa Pedotransferfunktionen (Scheinost 1995, Einecke 2005) oder regelbasierten Ansätzen (Marks 1979, Benzler et al. 1987, Zepp & Müller 1999). Im Folgenden wird als Ergänzung zur VSD-Modellierung auf die Methode des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (Benzler et al. 1987, in: Müller 2004) zurückgegriffen, da zum einen der Einfluss des Klimas besondere Berücksichtigung findet, zum anderen eine relativ differenzierte Kennzeichnung der Bodenfeuchte über 12 Stufen erfolgt und sich der Ansatz nicht zuletzt an einem in der Praxis erfüllbaren Datenbedarf orientiert. Es soll untersucht werden, ob auf der Grundlage vorhandener Klimaszenarien eine Abschätzung von Bodenfeuchteänderungen nach Benzler et al. (1987) und eine Parallelisierung mit der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) möglich ist. Da für regelbasierte Modelle unerwünschte Sprünge an den Klassengrenzen charakteristisch sind, soll weiter geprüft werden, inwieweit das Schätzmodell mit Hilfe von Fuzzy-Sets und Fuzzy-Logik (Zadeh 1965, Bardossy & Duckstein 1995) erweiterbar ist, um angesichts der vorliegenden kontinuierlichen Daten (z.B. Klima) unnötige Informationsverluste zu vermeiden. Des Weiteren wird untersucht, ob die Modellierungsergebnisse einer Beurteilung von Veränderungen der Ökosystemintegrität vor dem Hintergrund des Klimawandels dienen können.

9.1 Bodenwasserhaushalt

Der Wasserhaushalt von Böden ist im hohen Maße ausschlaggebend für ihre Funktionsfähigkeit. Wichtige Quellen für das Bodenwasser sind das Niederschlagswasser, das nach Inflitration als Haftwasser durch Adsorptions- und Kapillarkräfte gegen die Schwerkraft festgehalten wird, und das Grundwasser, das im Boden kapillar aufsteigen kann (Ehlers 1996). Wesentliche Verlustgrößen bilden die Grundwasserneubildung sowie die Evapotranspiration. Zudem werden Änderungen im Bodenspeicher von lateralen Zu- und Abflüssen auf der Bodenoberfläche oder im Boden bestimmt. Die allgemeine Bodenwasserhaushaltsgleichung für die ungesättigte Zone lautet:

$$\Delta R = N - E - T + A_K - A_S \pm A_O \pm A_I \; [mm] \qquad \text{(Gl. 9.1)}$$

mit: ΔR = Bodenspeicheränderung; N = Niederschlag; E = Evaporation einschl. Interzeptionsverdunstung; T = Transpiration; A_K = kapillarer Aufstieg von der Grundwasseroberfläche; A_S = Grundwasserneubildung; A_O = Oberflächenabfluss; A_I = Zwischenabfluss)

Hinsichtlich der Funktion des Bodens als Pflanzenstandort ist allein der Anteil des pflanzenverfügbaren Bodenwassers von Bedeutung. Dieser ergibt sich aus der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) und dem kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser (Ad-Hoc-AG Boden 2005). Als nutzbare Feldkapazität bezeichnet man den Bodenwassergehalt zwischen Feldkapazität[7] und permanentem Welkepunkt[8]. Bei gleichen absoluten Wassergehalten stellen sich in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren, wie der Bodenart, Torfart, Lagerungsdichte etc. unterschiedliche Bodenfeuchtezustände ein.

Die Komponenten des Bodenwasserhaushalts (v.a. Niederschlag, Evapotranspiration, kapillarer Aufstieg, Grundwasserneubildung) schwanken im Jahresverlauf mehr oder weniger stark. Zeitliche Differenzierungen der Standortfeuchte erfolgen mit Blick auf die Jahresrhythmik (Klima, Vegetationsdynamik) sinnvollerweise durch Angabe der Frühjahrsvernässung und Sommerfeuchte. Tiefenspezifische Charakteristika der Bodenwasserdynamik werden häufig durch vertikale Differenzierungen der Bodenfeuchte (z.B. interannuelle Schwankungen im Ober- und Unterboden) charakterisiert (Zepp 1995).

Zur Kennzeichnung und Systematisierung der Feuchtezustände von Böden können quantitative und qualitative Klassifikationsansätze unterschieden werden. Quantitative Klassifikationsansätze stützen sich insbesondere auf den Wassergehalt oder die Wasserspannung als physikalisch messbare Größen. Qualitative, i.d.R. praktikablere Ansätze zielen v.a. auf eine ordinalskalierte, standortkundliche bzw. ökologische Feuchtegliederung:

- bodenkundliche Feuchtestufen: kennzeichnen die durch standortkundliche Größen (Flurabstand, Bodenart, Bodentyp, klimatische Wasserbilanz u.ä.) bestimmten Feuchtezustände von Böden (AG Boden 1982, Benzler et al. 1987),
- ökologische Feuchtestufen: kennzeichnen die durch Pflanzengesellschaften/-gruppen charakterisierte längjährige, mittlere Bodenfeuchte (Hofmann 2002, Dahmen & Dahmen 1976, Ellenberg et al. 1992).

9.2 Regelbasierte Kartierung der bodenkundlichen Feuchtestufe

Das im Folgenden verwendete Verfahren in Anlehnung an Benzler et al. (1987, in: Müller 2004) ermöglicht eine näherungsweise Ableitung der bodenkundlichen Feuchtestufe aus wenigen bodenkundlichen, bodenhydrologischen und klimatischen Größen: Bodentyp, Bodenart gemäß der KA 5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005), welche zu 7 Bodenartengruppen entsprechend ihrer nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) zusammengefasst werden, mittlerer jährlicher Grundwasserstand (MGW), die Staunässestufe (S), die klimatische Wasserbilanz des Sommerhalbjahrs (01.05. bis 31.10.) sowie ergänzend Exposition und Hangneigung. Das regelbasierte Verfahren zur Kartierung der bodenkundlichen Feuchtestufe (BKF) ist als Ergänzung zur dynamischen Modellierung des Bodenwassergehaltes unter Klimawandel für die Zeitfenster 1961-90, 1991-2010, 2011-40 und 2041-70 mit MetHyd (als Bestandteil der VSD+Suite) gedacht.

Das Verfahren wurde auf zwei räumlichen Ebenen angewendet: Bundesweit sowie im Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee“. Die Parametrierung des Schätzmodells erfolgte anhand der in Tabelle 16 aufgeführten Daten.

[7] Feldkapazität (FK): Bodenwassergehalt in % Vol., den ein Boden nach 2-3 Tagen noch gegen die Schwerkraft hält (Schulze et al. 2002); je nach Bodeneigenschaften im Bereich von pF 1,8–2,5.

[8] Permanenter Welkepunkt (PWP): Bodenwassergehalt in % Vol. bei dem die meisten Nutzpflanzen das durch Transpiration verlorene Wasser nicht mehr aus dem Bodenwasser ersetzen können (Schulze et al. 2002); konventionell bei pF 4,2 festgelegt.

Tabelle 16: Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen für die Ermittlung der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987)

Parameter	Einheit	Herkunft der Parameterwerte
Klima		
Klimabereich	7 Klimabereiche nach VKE 3.9 (Müller 2004)	Abgeleitet aus der klimatischen Wasserbilanz des Sommerhalbjahres [mm], diese abgeleitet aus der mittleren jährlichen Niederschlagshöhe bzw. ETP im Sommerhalbjahr, übernommen aus Daten des DWD und Berechnungen mit STAR II
Relief		
Hangneigungsstufe	In 7 Stufen nach KA5, Tabelle 6	Abgeleitet aus der Hangneigung [%], diese abgeleitet aus der orographische Höhe, übernommen aus SRTM-DEM
Expositionsklasse	8 Klassen nach KA5, S. 59	Abgeleitet aus der Exposition [Grad], diese abgeleitet aus der orographische Höhe, übernommen aus SRTM-DEM
Boden		
Bodensystematische Einheit	In 4 Bodentypengruppen	Übernahme aus BUEK1000 bzw. BFD50, gruppiert in (1) grundwasserbeinflusste Böden, (2) stauwasserbeeinflusste Böden, (3) Hoch- und Niedermoore sowie (4) sonstige Böden
Bodenart	Nach KA5, Tabelle 30	Übernahme aus BUEK1000 bzw. BFD50 Hessen
Nutzbare Feldkapazität im den oberen 1m	In 6 Stufen nach VKE 4.14, Tabelle 11 (AG Boden 2006)	Abgeleitet aus der nutzbaren Feldkapazität [mm], diese horizontgewichtet abgeleitet aus der Bodenart der BUEK1000 bzw. übernommen aus BFD50 Hessen
Grundnässestufe	In 7 Stufen nach KA3, Tabelle 55	Übernahme aus BUEK1000 bzw. BFD50 Hessen
Staunässestufe	In 7 Stufen nach KA3, Tabelle 56	Abgeleitet nach KA3, Tabelle 56 bzw. KA5, Tabelle 61 aus dem Humusgehalt im Oberboden, übernommen aus BUEK1000 bzw. BFD50 Hessen
Grundwasserstufe	In 6 Stufen nach KA5, Tabelle 59	Übernahme aus BUEK1000 bzw. abgeleitet nach KA3, Tabelle 55 und KA5, Tabelle 60 aus Grundnässestufe und Bodenart, übernommen aus BFD50 Hessen

Erläuterung: KA3 (AG Boden 1982), KA5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005)

Als Eingangsgröße für das Klima in den Zeitfenstern 1961-90, 1991-2010, 2011-40 sowie 2041-70 wurde die Klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr aus Daten zur mittleren jährlichen Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr und der mittleren jährlichen potentiellen Evapotranspiration als FAO-Gras-Referenzverdunstung des Deutschen Wetterdienstes (DWD) bzw. dem STAtistical Regional model STAR II (RCP8.5)[9] abgeleitet. Für das Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee" erfolgte zusätzlich eine Korrektur der klimatischen Wasserbilanz nach Verknüpfungsregel VKR 3.30, Tabelle 1 (Ad-Hoc-AG Boden 2006) in Abhängigkeit von der Neigungsstufe und Exposition des

[9] Statistisches Regionalisierungsmodell (STAR II). http://www.climate-service-center.de/011667/index_0011667.html.de (16.07.2015).

Standortes, abgeleitet aus dem allgemein verfügbaren Digital Elevation Model (DEM) der Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)[10] mit einer Auflösung von 90 m.

Die Gruppierung der Bodentypen nach Benzler et al. (1987) in grundwasserbeinflusste Böden, stauwasserbeeinflusste Böden, Hoch- und Niedermoore sowie sonstige Böden erfolgte anhand der nutzungsspezifischen Bodenübersichtskarte BÜK 1000 (BGR 2007)[11] bzw. für den Nationalpark „Kellerwald-Edersee“ mit der BFD 50[12]. Aus den entsprechenden Angaben zur Bodenart wurde im Körnungsdreieck der KA5, Abbildung 17 ein im effektiven Wurzelraum horizontgewichteter mittlerer Ton- und Schluffgehalt (in Gew.-%) ermittelt und hieraus die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) abgeleitet. Des Weiteren wurde aus der Grundwasserstufe der mittlere Grundwasserstand (MGW) in dm unter Geländeoberfläche (GOF) nach KA5, Tabelle 59 geschätzt. Für die Einstufung des Staunässegrades wurde anhand des Humusgehaltes ferner der Vernässungsgrad nach KA5, Tabelle 61 bzw. KA3, Tabelle 56 ermittelt. Die Abschätzung der Grundnässestufe erfolgte gemäß KA3, Tabelle 55.

9.3 Parallelisierung der bodenkundlichen und ökologischen Feuchtestufen

Standortklassifikationen können bei gleich lautenden Bezeichnungen (z.B. frisch, feucht, nass) auf äußerst unterschiedlichen Semantiken beruhen (Zepp 1995). Dies gilt auch für die bodenkundliche Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) und die ökologische Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002).

Tabelle 17: Parallelisierung der Feuchtestufen nach Benzler et al. (1987) und Hofmann (2002)

Bodenkundliche Feuchtestufe (Benzler et al. 1987)	11 – überflutet	10 – nass	9 – stark feucht	8 – mittel feucht	7 – schwach feucht	6 – stark frisch	5 – mittel frisch	4 – schwach frisch	3 – schwach trocken	2 – mittel trocken	1 – stark trocken	0 – dürr
Ökologische Feuchte-kennzahl (Hofmann 2002)	10-11 – überflutet	9-10 – sehr nass	8-9 – nass	7-8 – feucht	6-7 – mäßig feucht		5-6 – frisch	4-5 – mäßig frisch	3-4 – mäßig trocken	2-3 – trocken	1-2 – sehr trocken	0-1 – extrem trocken

Da letztere für die Definition der Ökosystemtypen und Charakterisierung der Referenzzustände diente und um die ökologische Feuchtestufe aus der bodenkundlichen schließlich ableiten zu können, wurden beide Feuchteklassifikationen parallelisiert. Dies erfolgte zunächst durch Zuordnung aufgrund ihrer Semantik. Diese Zuordnung wurde anschließend auf der Grundlage empirischer Daten überprüft,

[10] Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/cbanddataproducts.html (01.09.2015).

[11] BGR 2007: Nutzungsspezifische Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000), Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover.

[12] http://bodenviewer.hessen.de/viewer.htm

wofür die bundeweite Karte der ANOEST mit der BUEK1000 räumlich verknüpft und die Informationen zur mittleren Feuchtekennzahl der Ökosystemtypen nach Hofmann (2002) mit der für den Referenzzeitraum 1961-90 ermittelten Bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) verglichen wurden.

Das Ergebnis der Parallelisierung zeigt Tabelle 17. Der empirische Vergleich ergab keinen weiteren Anpassungsbedarf. Allerdings ist zu beachten, dass die verfügbare Datengrundlage angesichts des Generalisierungsgrades der ANOEST-Karte, starker Inhomogenitäten der BUEK1000 sowie der geringen Repräsentanz von Extremstandorten in den beschriebenen historischen Referenzzuständen (nass, feucht, sehr trocken) für die Zwecke der Modellkalibrierung nur eine sehr eingeschränkte Qualität aufweist.

9.4 Fuzzy-regelbasierte Modellierung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann

Das Schätzmodell nach Benzler et al. (1987) kennzeichnet Verknüpfungen der o.g. Einflussgrößen in Form diskret-kombinatorischer Regelwerke. Bei kontinuierlichen Größen, wie der Klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr oder dem Ton- und Schluffgehalt jedoch, kann die Zuweisung von kardinalen zu ordinalskalierten Werten mit unerwünschten Informationsverlusten verbunden sein. Vor allem an den Klassengrenzen treten teilweise Sprünge auf, die den kontinuierlichen Charakter dieser physikalisch basierten Größen nicht realistisch abbilden. Als Problemlösung werden daher im Folgenden Erweiterungsmöglichkeiten für dieses Schätzmodell mit Hilfe der Fuzzy-Logik untersucht.

9.4.1 Fuzzy-Theorie

Fuzzy-Sets. In der klassischen Mengentheorie ist eine Menge M eine Zusammenfassung bestimmter Elemente über einer Grundmenge G. Jedes Element der Grundmenge G gehört dabei der Menge M stets eindeutig an ($a \in M$) oder nicht ($a \notin M$). Klassische Mengen werden daher auch als scharfe Mengen (crisp sets) bezeichnet (Lippe 2006). Eine Menge M kann vollständig durch eine charakteristische Zugehörigkeitsfunktion μ (membership function) beschrieben werden. Die Funktionswerte bezeichnet man als Zugehörigkeitsgrade μ(x) (membership degrees). Einer klassischen Menge entspricht eine zweiwertige Zugehörigkeitsfunktion, bei der der Zugehörigkeitsgrad jeweils nur die Werte 1 oder 0 annehmen kann. Die Fuzzy-Set-Theorie erweitert nun die klassische Mengenlehre, indem anstelle der zweiwertigen Zugehörigkeitsfunktion eine Funktion tritt, die auch kontinuierliche Übergänge zwischen diesen beiden Zuständen abbildet (Lippe 2006). Ein Element kann somit auch zu einem bestimmten Grad einer unscharfen (= fuzzy) Menge (oder auch mehreren) angehören. Hierzu bildet die Zugehörigkeitsfunktion die Grundmenge G stets in das Einheitsintervall [0, 1] ab. Die gebräuchlichsten Formen für die Darstellung von Fuzzy-Mengen sind Singletons, Dreiecksfunktionen, Trapezfunktionen und Gauß-Funktionen (Beierle u. Kern-Isberner 2006).

Fuzzy-Logik. Die klassische Aussagenlogik befasst sich mit der Verknüpfung von Aussagen, denen Wahrheitswerte im Bereich 0 (= falsch) oder 1 (= wahr) zugeordnet werden können (Zweiwertigkeitsprinzip). In Erweiterung der klassischen, zweiwertigen Aussagenlogik beschäftigt sich die Fuzzy-Logik mit der Verknüpfung unscharfer Aussagen, deren Wahrheitswerte auch zwischen den boolschen Werten wahr oder falsch liegen können. Hierfür werden in der Fuzzy-Logik den logischen Verknüpfungen (= Junktoren) verschiedene Wahrheitswertfunktionen zugeordnet, welche nicht auf der zweielementigen Menge {0, 1}, sondern dem Einheitsintervall [0, 1] definiert werden. Fuzzy-Junktoren werden üblicherweise durch folgende Wahrheitswertfunktionen ausgedrückt (Zadeh 1965, Lippe 2006):

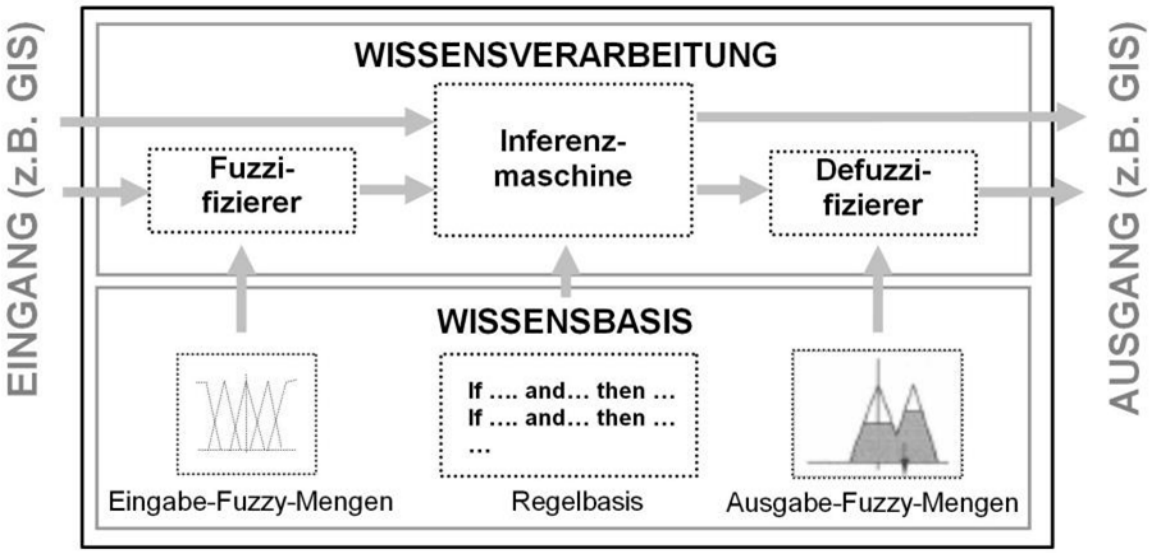
- Fuzzy-Negation $\delta(\neg a) = 1 - \delta(a)$
- Fuzzy-Konjunktion $\delta(a \wedge b) = \min(\delta(a), \delta(b))$

- Fuzzy-Disjunktion $\delta (a \wedge b) = \max (\delta (a), \delta (b))$

Die Fuzzy-Logik eröffnet so den Zugang zum approximativen Schließen (fuzzy reasoning) und der Propagierung von Fuzzy-Mengen innerhalb eines Inferenzprozesses (v.a. in fuzzy-regelbasierten Systemen).

Fuzzy-regelbasierte Systeme. Für die im Bodenfeuchtemodell nach Benzler et al. (1987) auftretenden Phänomene der Unschärfe bzw. fließender Übergänge an scharf definierten Klassengrenzen bieten sich insbesondere Fuzzy-Regeln als geeignete Repräsentationsformen an (Bardossy & Duckstein 1995, Borgelt et al. 2003). Bei Fuzzy-Regeln stellen die Prämissen und Konklusionen – im Gegensatz zu normalen Regeln – unscharfe Aussagen dar, die mit Hilfe von Fuzzy-Mengen in einer fuzzy-logischen Umgebung beschrieben werden. Die Kombination des regelbasierten Bodenfeuchtemodells mit der Fuzzy-Logik führt schließlich zu einem fuzzy-regelbasierten System (FRBS).

Abbildung 39: Prinzipskizze eines fuzzy-regelbasierten Systems (nach Lippe 2006 , verändert) [13]



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

FRBS bestehen üblicherweise aus folgenden Komponenten (Kruse et al. 1993, Kiendl 1997, Lippe 2006) (Abbildung 39):

- Fuzzifizierer: ermittelt mit Hilfe der Zugehörigkeitsfunktionen für „scharfe" Eingangswerte die Zugehörigkeitsgrade zu den Eingabe-Fuzzy-Mengen (Fuzzifizierung).
- Wissensbasis (Knowledge Base): enthält deklaratives Wissen in Form von Fuzzy-Mengen, die mit Hilfe von Zugehörigkeitsfunktionen (z.B. Dreiecke, Trapeze) definiert werden (Datenbasis) und auf der anderen Seite die Regelbasis, welche prozedurales Wissen in Form einer endlichen Menge von Wenn-Dann-Regeln repräsentiert.
- Entscheidungslogik (Inference Machine): verarbeitet die Regeln zur Bestimmung von vagen Schlussfolgerungen auf fuzzifizierte Vorbedingungen und liefert Ausgabe-Fuzzy-Mengen durch Aggregation und Inferenz (= Aktivierung und Akkumulation).
- Defuzzifizierer: übersetzt den Fuzzy-Ausgang der Inferenzmaschine in scharfe, numerische Ausgabewerte (Defuzzifizierung).

[13] ähnliche Darstellungen in Kruse et al. 1993, Strietzel 1996, Kiendl 1997

9.4.2 Entwicklung des Fuzzy-Bodenfeuchtemodells

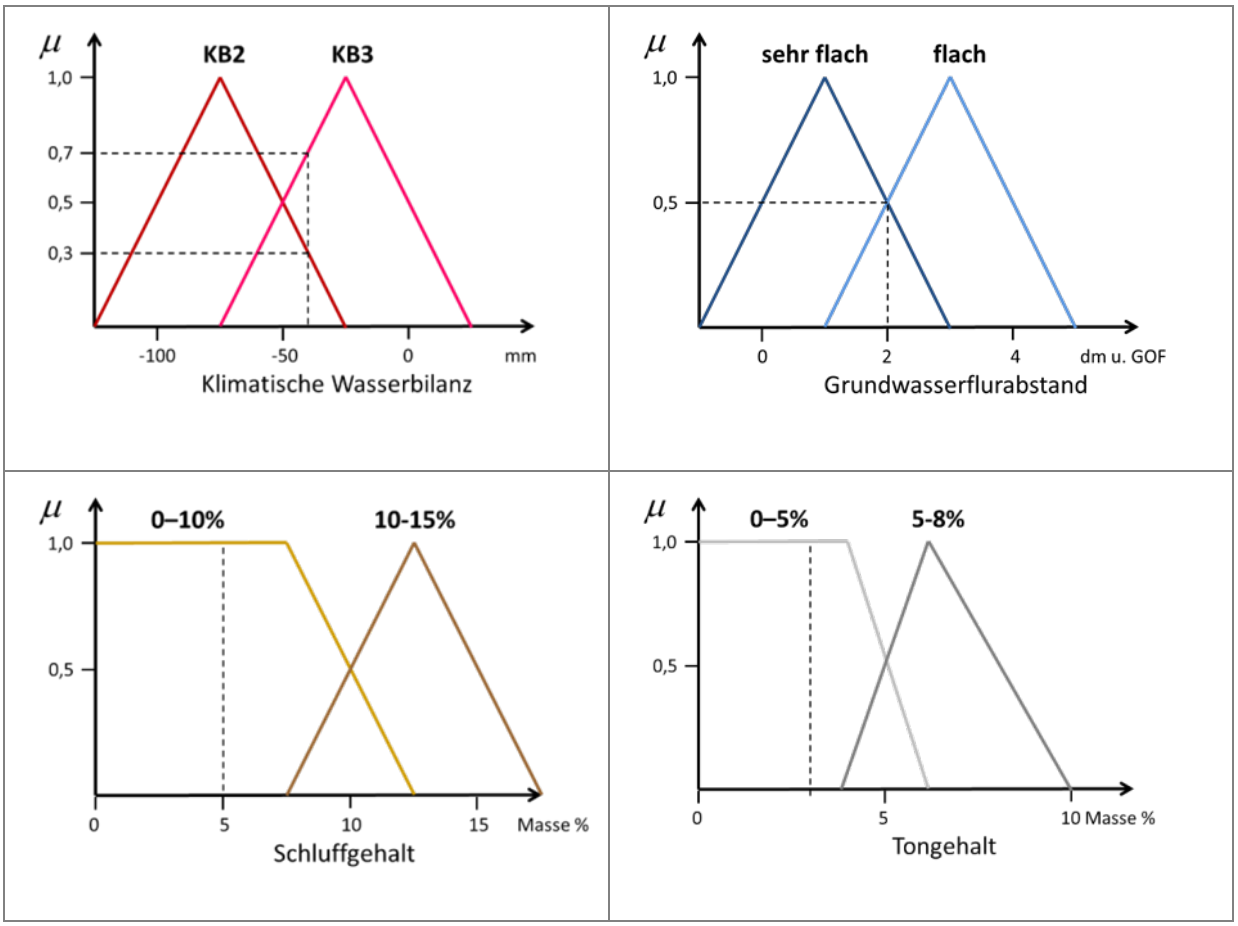
Für die näherungsweise Ermittlung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) wurde das nachfolgend beschriebene FRBS– BODENFEUCHTE entwickelt. Differenzierende Kriterien sind der Bodentyp, die Bodenart, die klimatische Wasserbilanz des Sommerhalbjahres, Grund- und Staunässestufe sowie der mittlere Grundwasserflurabstand. Als Korrekturfaktoren für die klimatische Wasserbilanz gehen zusätzlich Hangneigung und Exposition entsprechend der Verknüpfungsregel VKE 3.30, Tabelle 1 (Ad-Hoc-AG Boden 2006) ein.

Die Integration der unscharfen Mengen in das diskret-kombinatorische Regelwerk nach Benzler et al. (1987) ermöglicht die Modellierung von in Wirklichkeit fließenden Übergängen an Klassengrenzen kardinal-skalierter Größen. Hierzu repräsentiert die Wissensbasis des FRBS zunächst die Klimabereiche nach Verknüpfungsregel VKE 3.10 (Müller 2004) mit Hilfe von Zugehörigkeitsfunktionen über dem Definitionsbereich der klimatischen Wasserbilanz des Sommerhalbjahres [mm] als unscharfe Mengen in Form von Dreiecks- und Trapezfunktionen, da hiermit auf einfache Weise realisiert werden kann, dass die Summe der Zugehörigkeitsgrade über der klimatischen Wasserbilanz immer jeweils 1 ergibt und nur maximal 2 (= benachbarte) Klimabereiche angesprochen werden (Abbildung 40). Ob Dreiecks- oder Tapezfunktion ergibt sich aus den jeweiligen Spannweiten, die die Stufen der klimatischen Wasserbilanz nach VKE 3.10 (Müller 2004) charakterisieren.

Ähnlich erfolgte die Darstellung der Grundwasserstufen der KA 5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005, Tabelle 59) als Fuzzy-Mengen mittels Dreiecksfunktionen, die es auf einfache Weise erlaubten, die Zugrhörigkeitsfunktionen so anzuordnen, dass die Summe der Zugehörigkeitsgrade über dem mittleren Grundwasserflurabstand immer jeweils 1 ergibt. Die Kreuzungspunkte der Zugehörigkeitsfunktionen entsprechen somit immer den jeweiligen Klassengrenzen. Für die Abbildung der Kornfraktionen Schluff und Ton [Gew.-%] der Bodenarten nach KA 5, Tabelle 30 wurden Dreiecks- und Trapezfunktionen (letztere für sehr weite Intervalle) verwendet.

Im Hinblick auf die terrestrischen Böden gemäß Verknüpfungsregel VKE 4.14, Tabelle 11 (Ad-Hoc-AG Boden 2006) wurden die nFK_{1m}-Stufen als Dreiecksfunktionen über der Grundmenge der nutzbaren Feldkapazität bis in 1m Profiltiefe [mm] so dargestellt, dass die Summe der Zugehörigkeitsgrade jeweils 1 ergibt. Die Anwendung der Fuzzy-Logik ermöglicht weiter auch die Integration der Verknüpfungsregel VKR 4.4 zur Ermittlung der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al (1987) in das unscharfe Regelwerk des FRBS. Sämtliche darin enthaltenen Verknüpfungen der Eingabe-Fuzzy-Mengen (= Terme der Regeleingänge) gründen auf Fuzzy-Konjunktionen. Da alle Eingabegrößen entsprechend ihrer Ausprägung Einfluss auf die Bodenfeuchte haben, gehen die Zugehörigkeitsgrade aller Eingänge als algebraisches Produkt (= logisch UND) in die Aggregation ein. Die Komposition erfolgt mit Hilfe der begrenzten Summe (Bounded Sum), so dass im Falle mehrerer aktivierter Regeln der Ausgabewert ein größeres Gewicht erhält, als wenn nur eine Regel für denselben Wert aktiviert werden würde. Es erfolgt keine Regelgewichtung mittels Degree of Support (DoS), da sich bei der Herleitung der Bodenfeuchte die fachliche Gewichtung allein aus den Zugehörigkeitsgraden der Eingabewerte ergibt. Die unscharfen Repräsentationen der bodenkundlichen Feuchtestufen nach Benzler (12-Stufen) wurden so angeordnet, dass die Zugehörigkeitsfunktionen die 11-stufige Klassifikation nach Hofmann (2002) als Grundmenge direkt überdeckt. Im Zuge der Defuzzifizierung erfolgt somit eine Transformation des einen auf das andere Klassifikationssystem entsprechend der in Kapitel 9.3 vorgenommenen Parallelisierung.

Abbildung 40: Fuzzifizierung von Input-Variablen im FRBS-Bodenfeuchte am Beispiel von 8 Fuzzy-Sets



Erläuterung: KB = Klimabereich nach VKE 3.10 (Müller 2004); Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Eine zweite Regelbasis repräsentiert die Verknüpfungsregel VKR 3.30, Tabelle 1 zur Korrektur des Klimabereichs in Abhängigkeit von der Hangneigung [%] und Exposition [°] (Ad-Hoc-AG Boden 2006). Die Neigungsstufen und Expositionsklassen wurden aus den o.g. Eignungsgründen als Dreiecksfunktionen über den entsprechenden Grundmengen abgebildet. Die Aggregationen dieser Eingangs-Fuzzy-Mengen erfolgen durch das algebraische Produkt (= UND-Operationentsprechend der Regelbasis nach Benzler), die Kompositionen bei mehr als einer aktivierten Regel durch die begrenzte Summe (= Bounded Sum) und die Defuzzifizierungen durch das Mittel des minimalen und maximalen Zugehörigkeitsgrades (= Fuzzy-Mean). Die Defuzzifizierung ist damit stetig, d.h. kleine Veränderungen der Eingangssignale liefern entsprechend kleine Veränderungen der Ausgangssignale und nicht größere Sprünge, wie beispielsweise das Mean-of-Maximum, die den Ausgabewert anhand des Terms mit dem größten Zugehörigkeitsgrad berechnen würde.

Tabelle 18: Auszug aus der standortkundlichen Regelbasis (12 von 7407 Regeln) zur Schätzung der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987)

Regelbasis					
WENN				**DANN**	
KB	GWS	U	T	DoS	Feuchte
2	sehr flach	40-50	30-35	1.00	10
2	flach	50-55	25-30	1.00	9
2	sehr flach	35-40	0-5	1.00	9
2	flach	50-55	35-45	1.00	9
2	sehr flach	0-10	0-5	1.00	8
2	flach	0-10	0-5	1.00	7
3	sehr flach	0-10	0-5	1.00	9
3	flach	0-10	0-5	1.00	8
3	sehr flach	35-40	0-5	1.00	9
3	flach	50-55	25-30	1.00	9
3	sehr flach	40-50	30-35	1.00	10
3	flach	50-55	35-45	1.00	9

Erläuterung: KB = Klimabereich nach VKE 3.10 (Müller 2004); GWS = Grundwasserstufe; U = Schluffgehalt [Masse%]; T = Tongehalt [Masse%], DoS = Dregree of Support (Gewichtungsfaktor); Feuchte = Bodenkundliche Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987)

Das Prinzip des approximativen Schließens mit Fuzzy-Regeln soll nachfolgend an einem Beispiel mit 4 Regeln verdeutlicht werden: Die Fuzzifizierung ordnet Werte jeder kontinuierlichen Eingangsgröße einer oder mehreren Eingabe-Fuzzy-Mengen mit Hilfe der durch Abbildung 40 verdeutlichten Zugehörigkeitsfunktionen zu, die über den Definitionsbereichen der physikalischen Größen festgelegt sind. So werden einer Klimatischen Wasserbilanz des Sommerhalbjahres von -40 mm der Klimabereich KB2 mit einem Zugehörigkeitsgrad μ = 0,7 sowie der KB3 mit einem Zugehörigkeitsgrad μ = 0,3 zugeordnet. Einem GW-Flurabstand von 2 dm die Grundwasserstufen GWS ‚sehr flach' und ‚flach' jeweils mit einem Zugehörigkeitsgrad μ = 0.5, einem Schluffanteil U = 5 % die Klasse ‚0-10%' mit μ = 1,0 und einem Tonanteil T = 3% die Klasse ‚0-5%' mit μ = 1.0 zugeordnet. Damit bewirkt die Fuzzifizierung eine Dekomposition der Eingabegrößen, so dass am Beispiel des grundwasserbeeinflussten Standortes im Inferenz-Prozess 4 Regeln parallel verarbeitet werden (Tabelle 18):

R1: WENN KB = 2 UND GWS = ‚sehr flach' UND U = 0 – 10% UND T = 0 – 5%
DANN Feuchte = 8 (‚feucht')

R2: WENN KB = 2 UND GWS = ‚flach' UND U = 0 – 10% UND T = 0 – 5%
DANN Feuchte = 7 (‚schwach feucht')

R3: WENN KB = 3 UND GWS = , sehr flach' UND U = 0 – 10% UND T = 0 – 5%
DANN Feuchte = 9 (‚stark feucht')

R4: WENN KB = 3 UND GWS = ‚flach' UND U = 0 – 10% UND T = 0 – 5%
DANN Feuchte = 8 (‚feucht')

Im Zuge der Inferenz ergibt sich der Wahrheitsgehalt (Erfüllungsgrad) jeder Regel aus der fuzzy-logischen Verknüpfung der Zugehörigkeitsgrade der Eingabegrößen (Aggregation), d.h. im Falle des logischen UND dem algebraischen Produkt der Zugehörigkeitsgrade:

$$\mu(R) = \mu(KB) * \mu(GWS) * \mu(U) * \mu(T) \qquad \text{(Gl. 9.2)}$$

Die Anwendung von Gl. 9.2 auf die 4 Beispielregeln führt zu 4 entsprechenden Zugehörigkeitsgraden der Regeln:

R1: $\mu = 0{,}3 * 0{,}5 * 1{,}0 * 1{,}0 = 0{,}15$

R2: $\mu = 0{,}3 * 0{,}5 * 1{,}0 * 1{,}0 = 0{,}15$

R3: $\mu = 0{,}7 * 0{,}5 * 1{,}0 * 1{,}0 = 0{,}35$

R4: $\mu = 0{,}7 * 0{,}5 * 1{,}0 * 1{,}0 = 0{,}35$

Anschließend werden die Konklusionen aller Regeln vereinigt, d.h. die zu ein und demselben Ausgangsterm aktivierten Regeln werden in einer Ausgabe-Fuzzy-Menge zusammengefasst (Komposition). Durch die Bounded Sum (BSUM) werden diese zum Zugehörigkeitsgrad μ einer einzigen Ausgabe-Fuzzy-Menge vereinigt:

$$\mu(x, y) = \min(1{,}0, x + y) \qquad \text{(Gl. 9.3)}$$

Für den Term ‚feucht' werden beispielsweise 2 Regeln mit Erfüllungsgraden von je 0,15 bzw. 0,35 aktiviert:

7 (‚schwach feucht'): $\mu(R2) = 0{,}15$

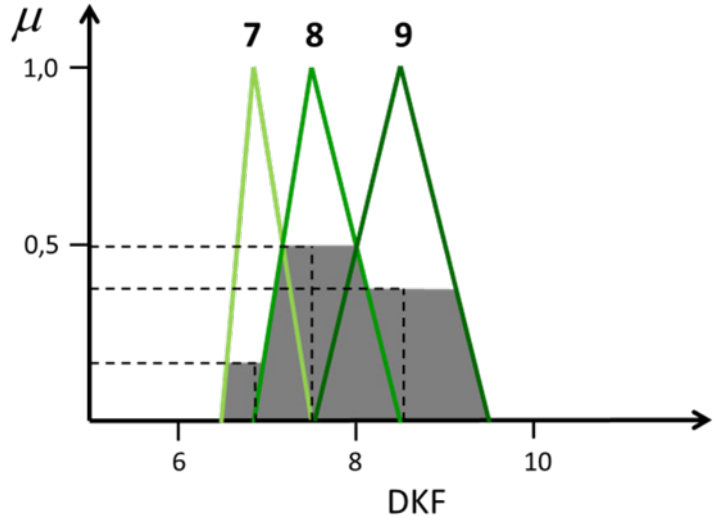
8 (‚feucht'): $\mu(R1, R4) = \min(1{,}0; 0{,}15 + 0{,}35) = 0{,}5$

9 (‚stark feucht'): $\mu(R3) = 0{,}35$

Die abschließende Defuzzifizierung überführt die Ausgabe-Fuzzy-Mengen in einen reellen („scharfen") Ausgabewert. Die verwendete Fuzzy-Mean-Methode berechnet den Ausgabewert über das Mittel des minimalen und maximalen Zugehörigkeitsgrades der Ausgabe-Fuzzy-Menge als „besten Kompromiss".

DKF = Mean(DKF(‚schwach feucht') * μ (R2) + Mean(DKF('feucht') * μ (R1, R4)
+ (Mean(DKF('stark feucht) * μ (R3) = (6,9 * 0,15) + (7,5 * 0,5) + (8,5 * 0,35) = 7,76

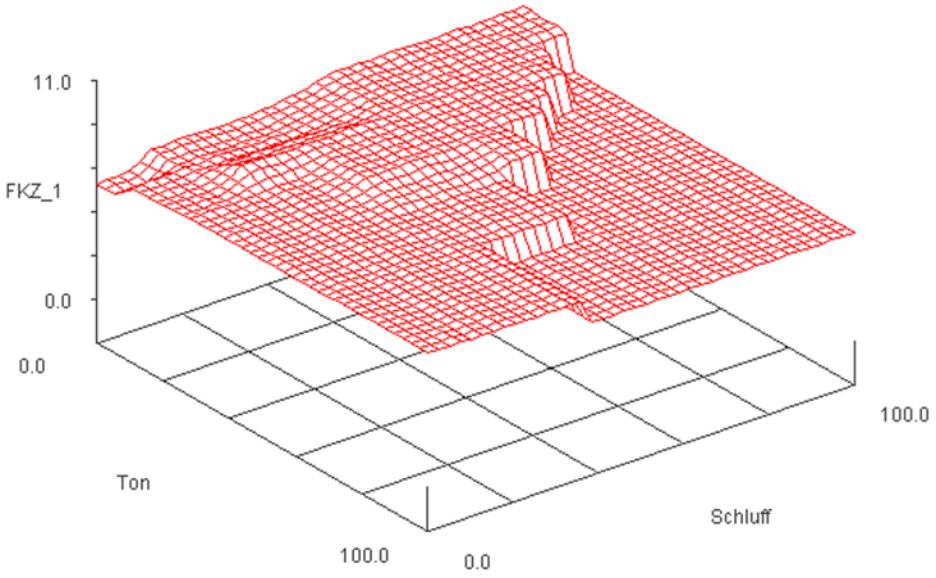
Abbildung 41: Defuzzifizierung von 3 Ausgabe-Fuzzy-Sets und Transformation der Feuchtestufen nach Benzler et al. (1987) in Feuchtekennzahlen nach Hofmann (2002)



Erläuterung: Ausgabe-Fuzzy-Sets: 7 = schwach feucht, 8 = feucht, 9 = stark feucht (nach Benzler et al. 1987); Ausgabegröße: DKF = Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002); Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

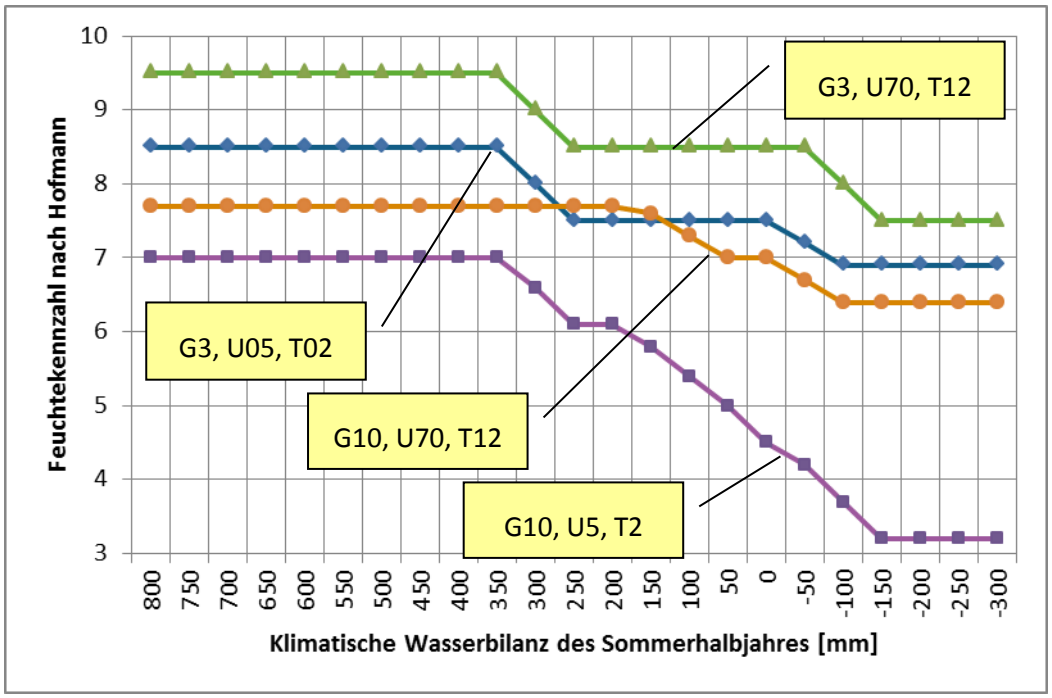
Aus Abbildung 41 wird ersichtlich, wie durch Anordnung der Fuzzy-Sets für die bodenkundliche Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) über der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) als Basisvariable die gewünschte Transformation zwischen beiden Feuchteklassifikationen entsprechend der Parallelisierung nach Tabelle 17 realisiert wurde. Abbildung 42 verdeutlicht die Ausgabe des FRBS-BODENFEUCHTE in Form des Körnungsdreiecks nach KA 5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005).

Abbildung 42: 3D-Kennfeld zur Darstellung des Inferenzprozesses im FRBS-Bodenfeuchte



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Abbildung 43: Analyse des simulierten Systemverhaltens im FRBS-Bodenfeuchte (4 Modellläufe)



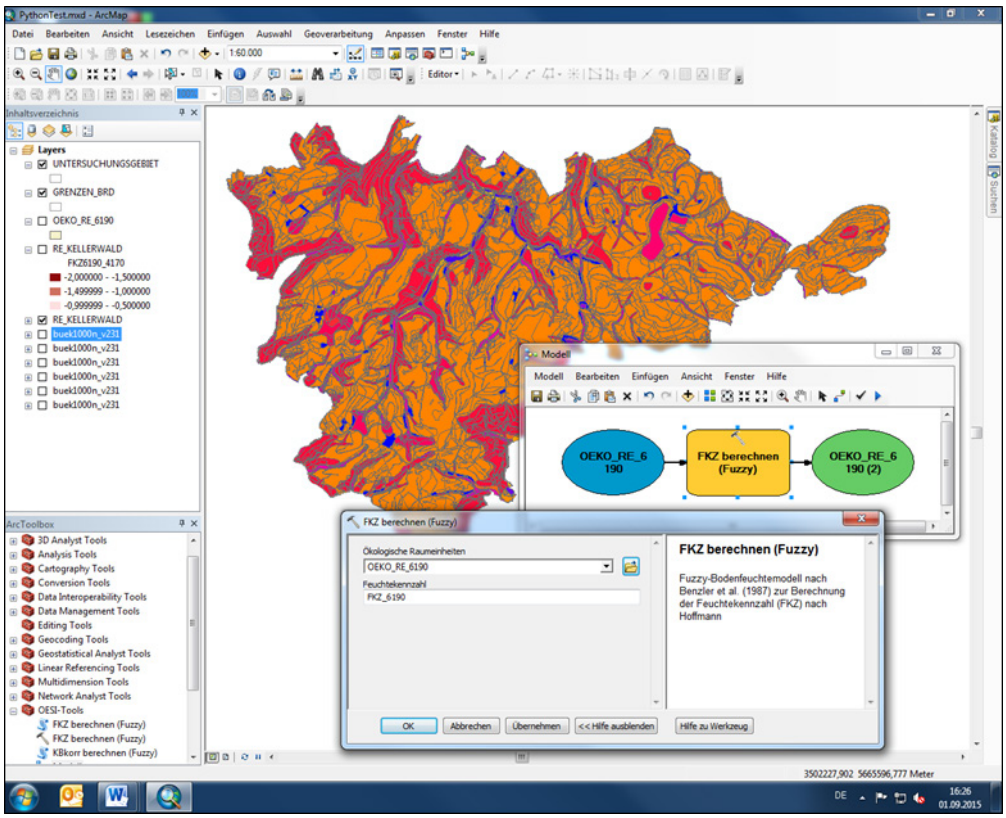
Erläuterung: G=Grundwasserflurabstand in dm u. GOF; U=Schluffgehalt in Gew.%; T=Tongehalt in Gew.-%;
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Abbildung 43 zeigt das simulierte Systemverhalten bei einer stetigen Absenkung der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr von 800 auf -300 mm bei unterschiedlichen Schluff- und Tongehalten bzw. Grundwasserflurabständen (Sensitivitätsanalyse). Dabei nimmt das Verhalten des FRBS – im Gegensatz zu einer „klassischen“ diskreten Wertzuweisung – den Charakter einer stückweise linearen Interpolation an, was auch als Fuzzy-Regression (Bardossy et al. 1990) bezeichnet wird. Die Eigenschaften der Funktionsverläufe können so für Optimierungen des FRBS herangezogen werden.

9.4.3 Integration des Bodenfeuchtemodells in ein Geoinformationssystem

Die komplexen Anforderungen an rechnergestützte raum-zeitliche Modellierungen der Feuchtesituation von Böden sind nicht vollständig innerhalb einer einzigen Systemklasse erfüllbar. Durch Kombination spezifischer Vorteile verschiedener Systemklassen (hier: Fuzzy-System, Geoinformationssystem) können Synergieeffekte genutzt und eine höhere oder neue Qualität des Gesamtsystems (= integriertes System) erreicht werden. Die entwickelte fuzzy-regelbasierte Komponente unterstützt die standortbezogene Ermittlung der Feuchtekennzahl nach Hofmann durch Wissensspeicherung und Wissensverarbeitung (= Wissensbasiertes System). Das Geoinformationssystem (GIS) übernimmt die Organisation der raumbezogenen Daten, die raumbezogenen Analysen zur Vor- und Nachprozessierung sowie die Visualisierung der Modellierungsergebnisse.

Abbildung 44: Funktionelle Erweiterung für ArcGIS 10.2 zur Berechnung der Feuchtekennzahl nach Hofmann



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Als Entwicklungsumgebung für das FRBS-BODENFEUCHTE wurde die freie Software *Xfuzzy 3.3* [14] verwendet, da diese sowohl Funktionen für die Modellierung des fuzzy-regelbasierten Systems als auch für seine Integration in die verwendete GIS-Software (ESRI ArcGIS 10.2) zur Verfügung stellt. *Xfuzzy* unterstützt eine offene, ASCII-basierte Beschreibungssprache (XFL3 – Xfuzzy 3 specification language) zum Speichern und Portieren der Fuzzy-Systeme (IMSE-CNM 2012). Der *Xfuzzy* - Codegenerator stellt Kompilierungsfunktionen für die Erzeugung von C++ Code als Voraussetzung für die Einbindung in das GIS bereit.

Die hier gewählte Implementierungsvariante nutzt Dynamic Link Libraries (DLL). Die DLLs wurden aus dem C++ Code (= Repräsentation des Fuzzy-Systems) mittels einer geeigneten C++ Entwicklungumgebung (hier: CodeBlocks 13.12) erzeugt. Das Laden der DLL (= Modellaufruf) und die Berechnung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) erfolgt durch ein spezielles GIS-Tool „FKZ berechnen“ (Abbildung 44). Dieses wurde als funktionelle Erweiterung des kommerziellen Geoinformationssystems ArcGIS® Desktop 10.2 der Firma ESRI unter Verwendung der Programmiersprache Python realisiert.

9.4.4 Modellanwendung und -validierung

Die modellgestützte Berechnung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) erfolgte für die Zeitfenster 1961-90, 1991-2010, 2011-40 und 2041-70 für die Gesamtfläche Deutschlands sowie exemplarisch für das Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee“. Die verwendeten Datengrundlagen sind in Tabelle 19 aufgeführt. Für das fuzzy-regelbasierte Modell sind anders als bei dem diskret-kombinatorischen Regelwerk nach Benzler et al. (1987) kardinalskalierte Eingangsgrößen charakteristisch. Diese wurden dort, wo keine metrischen Daten verfügbar waren, teilweise aus kategorialen Variablen abgeleitet (z.B. Schluff- und Tongehalte aus den geometrischen Schwerpunkten im Körnungsdreieck der KA5, Abbildung 17).

Tabelle 19: Übersicht über die verwendeten Eingangsdaten für das fuzzy-regelbasierte Modell zur Abschätzung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)

Parameter	Einheit	Herkunft der Parameterwerte
Klima		
Klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr	mm	Abgeleitet aus der mittleren jährlichen Niederschlagshöhe bzw. ETP im Sommerhalbjahr, übernommen aus Daten des DWD und Berechungen mit STAR II
Relief		
Hangneigung	%	Abgeleitet aus der orographische Höhe, übernommen aus SRTM-DEM
Exposition	Grad	Abgeleitet aus der orographische Höhe, übernommen aus SRTM-DEM
Boden		
Bodensystematische Einheit	4 Boden-typengruppen	Übernahme aus BUEK1000 bzw. BFD50, gruppiert in (1) grundwasserbeinflusste Böden, (2) stauwasserbeeinflusste Böden, (3) Hoch- und Niedermoore sowie (4) sonstige Böden
Schluffgehalt	Gew.-%	Abgeleitet nach KA5, Abb. 17 aus der Bodenart, übernommen aus BUEK1000 bzw. BFD50 Hessen
Tongehalt	Gew.-%	Abgeleitet nach KA5, Abb. 17 aus der Bodenart, übernommen aus BUEK1000 bzw. BFD50 Hessen

[14] Centro Nacional de Microelectrónica, Instituto de Microelectrónica de Sevilla (IMSE-CNM), http://www2.imse-cnm.csic.es/Xfuzzy/Xfuzzy_3.3/index.html (02.09.2015).

Parameter	Einheit	Herkunft der Parameterwerte
Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum	mm	Abgeleitet aus der Bodenart, übernommen aus BUEK1000 bzw. BFD50 Hessen
Nutzbare Feldkapazität im den oberen 1m	mm	Abgeleitet aus der Bodenart der BUEK1000 bzw. übernommen aus der BFD50 Hessen
Mittlerer Grundwasserflurabstand	dm u. GOF	Abgeleitet aus der Grundwasserstufe, übernommen aus BUEK1000 bzw. abgeleitet aus BFD50 Hessen

Eine statistische Auswertung der Modellierungsergebnisse erfolgte durch Vergleich von Kennzahlen für die 4 Zeitfenster, welche mit Verfahren der deskriptiven Statistik berechnet wurden, Trendanalysen nach Mann-Kendall sowie Berechnungen von Differenzenkarten zur Abschätzung von Richtung und Ausmaß der modellierten Veränderungen zwischen den Zeiträumen 1961-90 und 2041-70.

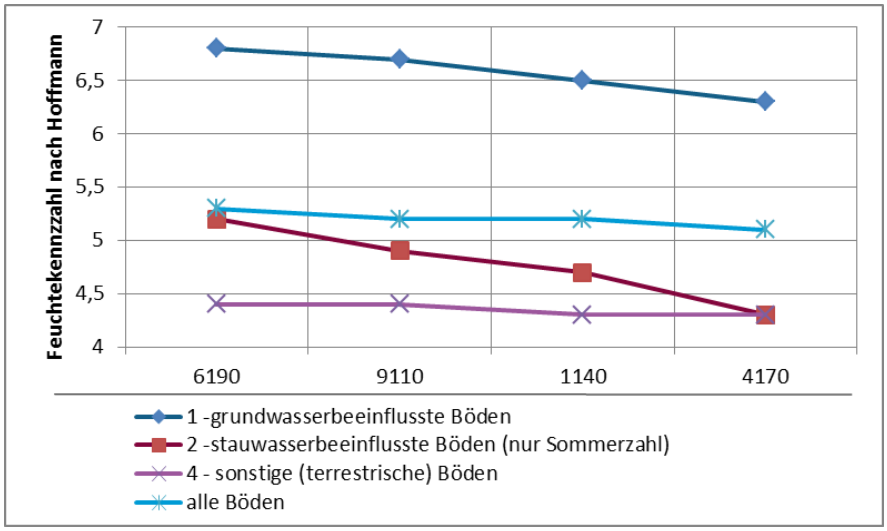
Das Ausmaß der standortbezogenen Veränderungen der Feuchtesituation (= Belastung für Vegetationsbestände) wurde wie folgt eingestuft:

-0,1	bis	-0,4	=	sehr gering
-0,5	bis	-0,9	=	gering
-1	bis	-1,4	=	mittel
-1,5	bis	-1,9	=	hoch
< -2			=	sehr hoch

Deutschland. Das Ergebnis der modellierten Feuchtekennzahlen nach Hofmann (2002) für die 4 Zeitfenster ist Karte 2 im Anhang 7 zu entnehmen. In Deutschland zeigt sich bis zum Jahr 2070 eine Abnahme der mittleren Feuchtekennzahl (Abbildung 45). Nach Mann-Kendall kann dieser Trend zumindest für die Gruppe der grund- und stauwasserbeeinflussten Böden als statistisch signifikant angesehen werden ($p < 0,1$), mit der Einschränkung, dass bei den stauwasserbeeinflussten Böden durch die berechnete Feuchtekennzahl lediglich die Sommerfeuchte, d.h. nicht die mittlere Feuchtesituation der Standorte widergespiegelt wird.

Abbildung 45: Trends der mittleren Feuchtekennzahlen nach Hofmann (Zeiträume 1961-90, 1991-2010, 2011-40 und 2041-70) in Deutschland

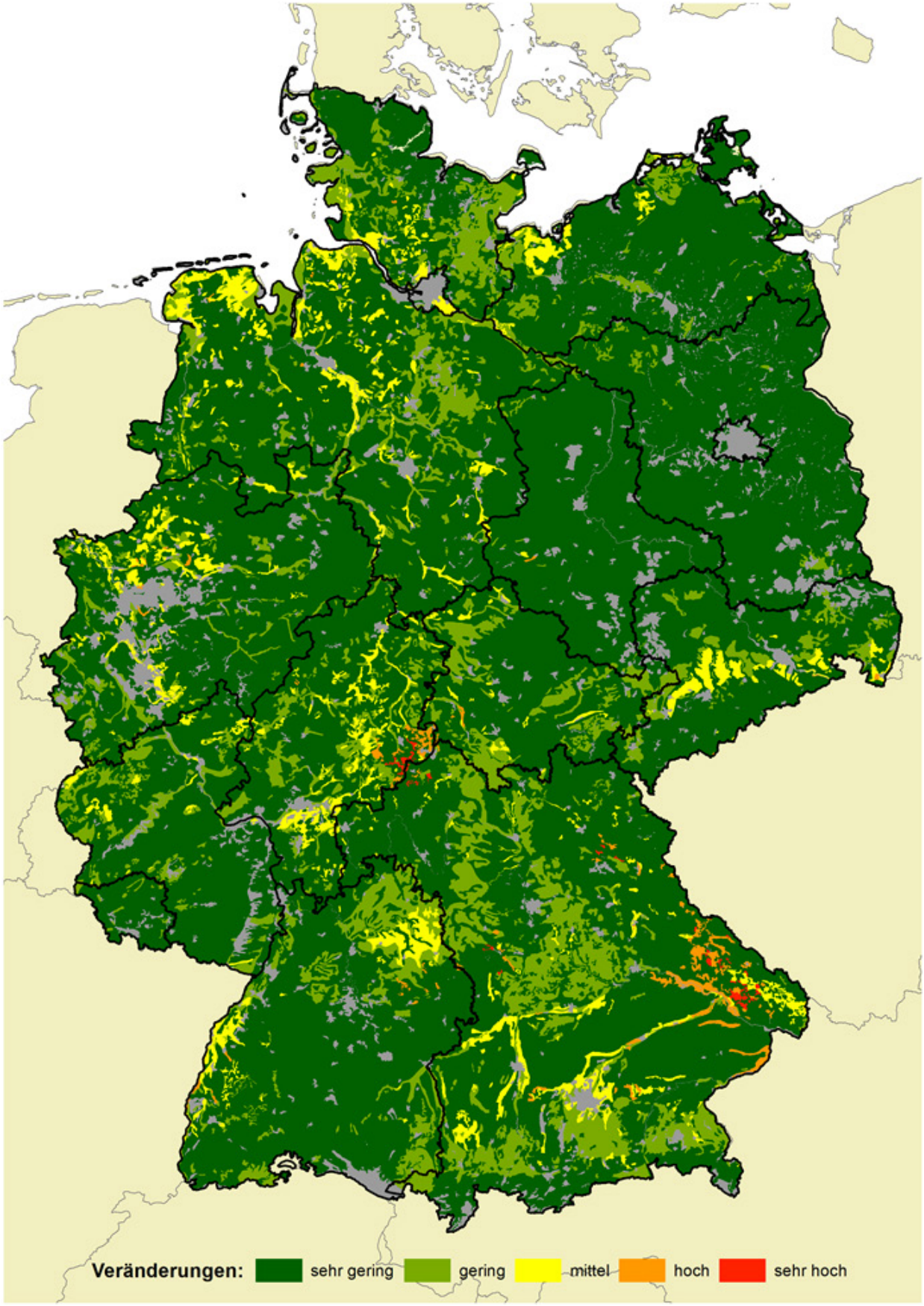
Zeitraum	1	2	3	4	alle
1961-1990	6,8	5,2	9,9	4,4	5,3
1991-2010	6,7	4,9	9,9	4,4	5,2
2011-2040	6,5	4,7	9,9	4,3	5,2
2041-2070	6,3	4,3	9,9	4,3	5,1
Trend	↘↘	↘↘	---	↘	↘



Erläuterung: ↘ = Abnahme; ↘↘ = Abnahme, statistisch signifikant nach Mann-Kendall ($p < 0,1$);
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Die räumliche Verteilung dieser Veränderungen zwischen den Zeiträumen 1961-90 und 2041-70 zeigt Abbildung 46. In der Gruppe der grundwasserbeeinflussten Böden werden bis 2070 stellenweise mittlere und hohe Abnahmen der Bodenfeuchte um ein bis zwei Stufen berechnet. Die stauwasserbeeinflussten Böden weisen stellenweise mittlere, hohe und sehr hohe Abnahmen der DKF um ein bis über zwei Stufen auf. Bei allen sonstigen (terrestrischen Böden) sind Veränderungen der DKF stellenweise um eine bis anderthalb Stufen festzustellen. Räumliche Schwerpunkte mit Abnahmen der DKF um ein bis zwei Stufen finden sich auf 5 % und mehr der Fläche Bayerns, Hamburgs, Hessens, Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens und Sachsens bzw. um zwei Stufen und mehr in Bayern und Hessen. Letztere beziehen sich ausschließlich auf die Gruppe der Pseudogleye und damit lediglich auf die Sommerfeuchte wechselfeuchter Standorte. Für die Frühjahrsvernässung werden in der Modellrechnung bis 2070 konstante Werte angenommen.

Abbildung 46: Räumliche Verteilung der Veränderungen der modellierten Feuchtekennzahlen nach Hofmann zwischen den Zeiträumen 1961-90 und 2041-70 in Deutschland



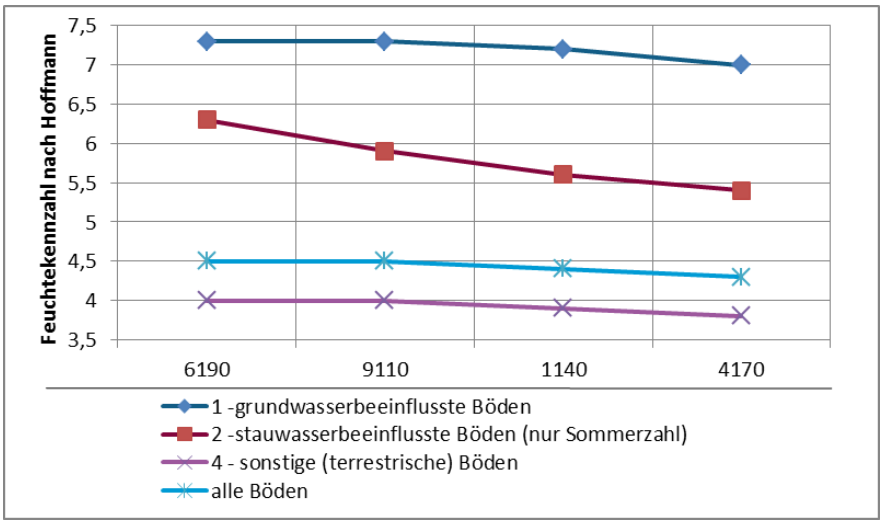
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee“. Die räumliche Verteilung der modellierten Feuchtekennzahl im Nationalpark „Kellerwald-Edersee“ für die 4 Zeiträume zeigt Karte 3 im Anhang 7. Die mittlere Feuchtekennzahl im Kellerwald nimmt bis zum Jahr 2070 tendenziell ab (Abbildung 47). Nach Mann-Kendall kann dieser Trend nur für die stauwasserbeeinflussten Böden als statistisch signifikant ($p < 0,1$) eingestuft werden. Das Modell berechnet in dieser Bodentypengruppe allerdings nur die Veränderung der Sommerfeuchte, während die Frühjahrsvernässung als unverändert modelliert wurde.

Dieses Ergebnis spiegelt sich auch in der räumlichen Verteilung der Veränderungen der Feuchtekennzahl vom Zeitraum 1961-90 bis 2041-70 im Modellgebiet wider (Abbildung 48). Bis zum Jahr 2070 sind demnach auf 19 % der Gesamtfläche des Kellerwaldes geringe Abnahmen der Feuchtekennzahlen (um -0,5 bis -0,9 Stufen) und auf 1 % des Gebietes mittlere Abnahmen (um -1 bis -1,4 Stufen) zu erwarten. Schwerpunkte dieser Veränderungen finden sich im Bereich von Braunerden und von Pseudogleyen, die Sommerfeuchte betreffend.

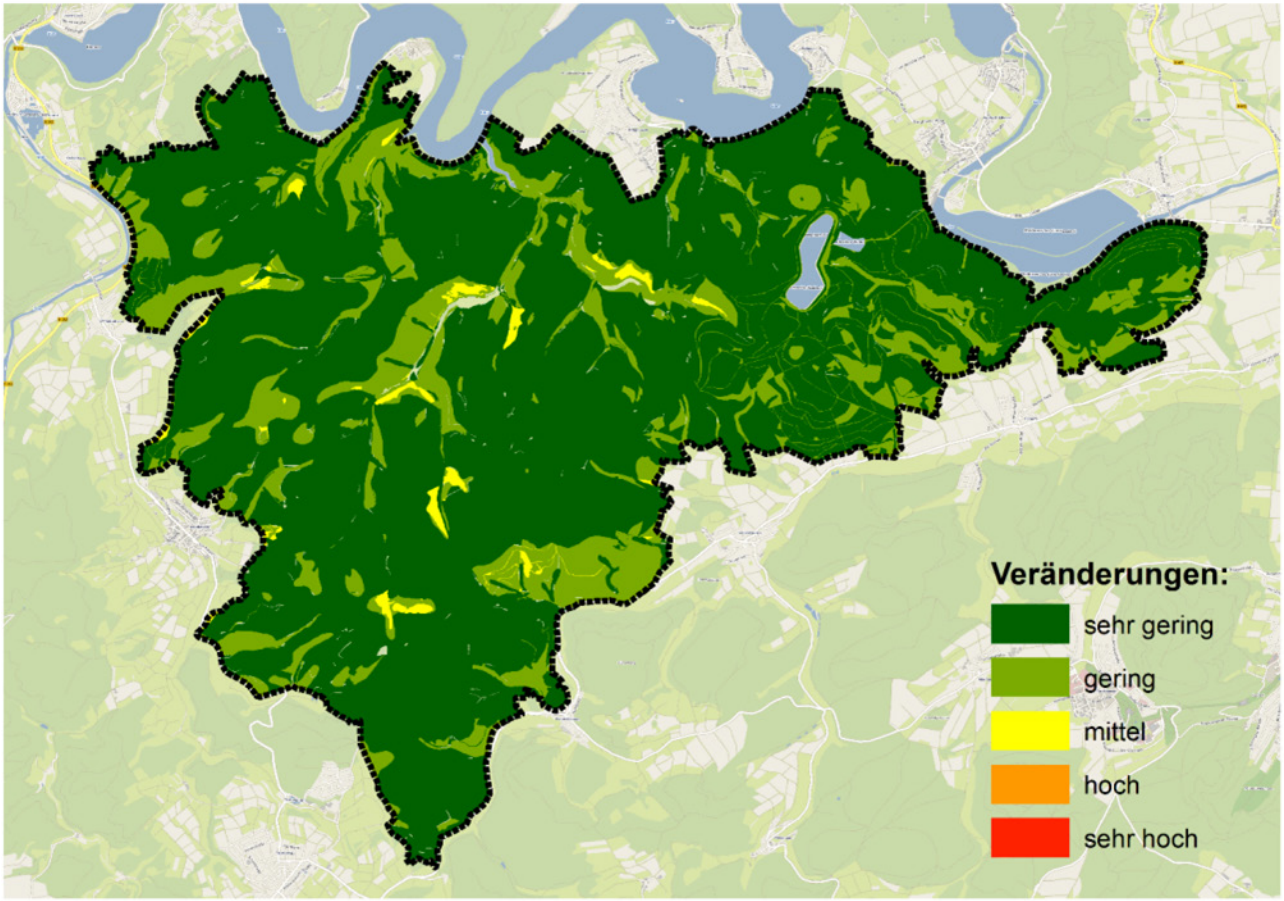
Abbildung 47: Trends der mittleren Feuchtekennzahlen nach Hofmann (Zeiträume 1961-90, 1991-2010, 2011-40 und 2041-70) im Nationalpark "Kellerwald-Edersee" (1990-2070)

Zeitraum	1	2	3	4	alle
1961-1990	7,3	6,3	---	4	4,5
1991-2010	7,3	5,9	---	4	4,5
2011-2040	7,2	5,6	---	3,9	4,4
2041-2070	7	5,4	---	3,8	4,3
Trend	↘	↘↘	---	↘	↘



Erläuterung: ↘ = Abnahme; ↘↘ = Abnahme, statistisch signifikant nach Mann-Kendall ($p<0,1$);
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Abbildung 48: Räumliche Verteilung der Veränderungen der modellierten Feuchtekennzahlen nach Hofmann zwischen den Zeiträumen 1961-90 und 2041-70 im Modellgebiet „Nationalpark Kellerwald-Edersee“



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Validierung. Die Modellvalidierung dient der Prüfung, inwieweit die Modellresultate auf die Realität übertragbar sind. Die Feststellung systematischer Fehler zielt auf Modellanpassungen (Kalibrierungen) bzw. Anpassungen der Modellergebnisse an das Realsystem. Die Analyse der verbleibenden Residuen dient der Interpretation der Modelleigenschaften und –resultate. Verglichen wurden die Bodenfeuchtemodellierungen für den *Nationalpark Kellerwald-Edersee* (Zeitraum 1991-2010) mit einem Satz von Feuchtekennzahlen, die aus 95 Vegetationsaufnahmen der Jahre 2007-2009 mittels der Zeigerwerte nach Hofmann (2002) abgeleitet wurden (Kapitel 5). Da die Lagegenauigkeiten der Probeflächen in Relation zu den Flächengeometrien des Fuzzy-Feuchtemodells nur ungefähr geschätzt werden können, wurden um jede Probefläche jeweils Puffer von 25, 50 und 100 m generiert und hierfür die mittlere Feuchtekennzahl auf Basis eines 10 x 10 m – Rasters der modellierten Bodenfeuchte berechnet. Anschließend wurden die statistischen Beziehungen zwischen der modellierten Feuchtekennzahl und den entsprechenden Zeigerwertberechnungen korrelations- und regressionsanalytisch untersucht. Aufgrund der Stichprobengröße (n = 95) und einer nicht vorliegenden Normalverteilung wurde als Zusammenhangsmaß der Rang-Korrelationskoeffizient nach Spearman r_s gewählt, der Korrelationskoeffizient nach Pearson r_p aber für Vergleichszwecke ergänzt. In Anlehnung an Brosius (2013) werden die Korrelationen im Folgenden interpretiert als: sehr schwach (< 0,2), schwach (0,2 bis 0,4), mittel (0,4 bis 0,6), stark (0,6 bis 0,8), sehr stark (> 0,8).

Als Gütemaße hinsichtlich der Übereinstimmung der Fuzzy-Modellresultate mit den vegetationskundlichen Schätzwerten wurden die Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung

(Root Mean Squared Error - RMSE) sowie die mittlere absolute Abweichung (Mean Absolute Error - MAE) nach den Gl. 9.4 und 9.5 ermittelt.

$$RMSE = \sqrt{Mean((x-y)^2)} \quad \text{(Gl. 9.4)}$$

$$MAE = \sum(|x-y|) \ / \ n) \quad \text{(Gl. 9.5)}$$

mit: x = Modellierte dekadische komplexe Weisergröße für die Bodenfeuchte (DKF)
y = Dekadische komplexe Weisergröße für die Bodenfeuchte (DKF)
Mean = arithm. Mittel
n = Fallzahl

Für die Interpretation der Korrelation- und Regressionsanalyse wurde zudem das Pseudo R^2 als Bestimmtheitsmaß (B) nach Gl. 9.6 (Schönwiese 2000) berechnet.

$$B = r^2 \quad \text{(Gl. 9.6)}$$

mit: r = Korrelationskoeffizient nach Spearman

Im Ergebnis zeigte entgegen den Radien 25 m und 100 m die über den 50 m - Puffer gemittelte DKF die stärksten statistischen Zusammenhänge mit den Zeigerwertberechnungen. Der Korrelationskoeffizient nach Spearman berechnet sich zu $r_s = 0{,}39$ ($p < 0{,}01$), der nach Pearson zu $r_p = 0{,}46$ ($p < 0{,}01$). Der statistische Zusammenhang war damit signifikant und kann als gering bis mittel eingestuft werden. Für die statistische Modellbildung standen 95 insgesamt Wertepaare zur Verfügung. Das lineare Regressionsmodell zeigt Abbildung 49. Die zugehörige Regressionsgleichung lautet:

$$y = 0{,}6507x + 2{,}8182 \quad \text{(Gl. 9.7)}$$

mit: x = Modellierte dekadische komplexe Weisergröße für die Bodenfeuchte (DKF)
y = Dekadische komplexe Weisergröße für die Bodenfeuchte (DKF)

Die erklärte Varianz durch das Modell beträgt 21 % (Pseudo $R^2 = 0{,}21$), der Gültigkeitsbereich des Modells liegt etwa zwischen 2,5 (= trocken) und 7,5 (=feucht).

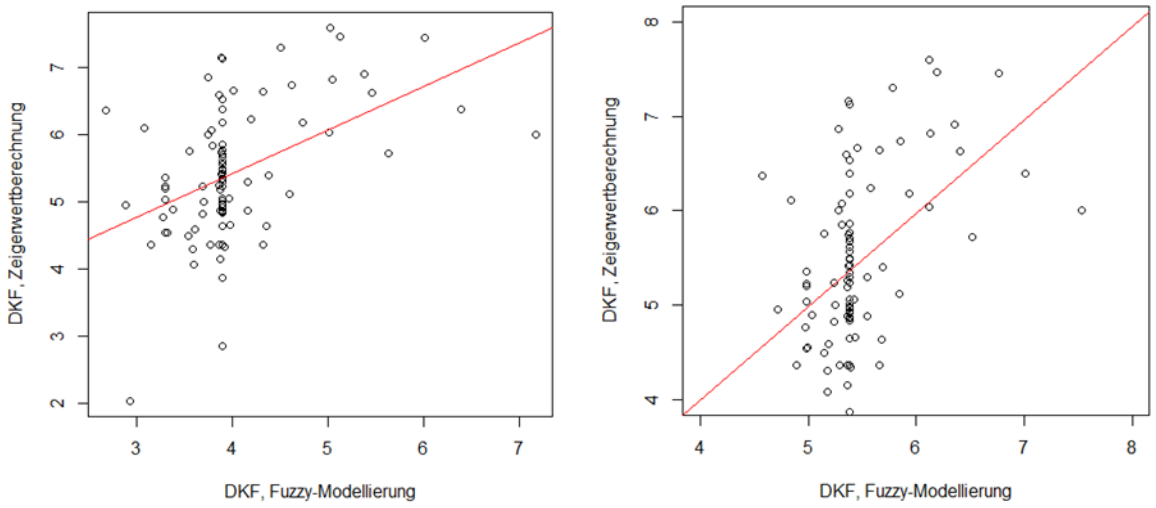
Durch Anwendung des Regressionsmodells auf die Ergebnisse der Fuzzy-Feuchtemodellierung 1991-2010 wurden die Modellresultate an die gebietsspezifischen Schätzungen der Feuchtekennzahl angepasst, was einem statistischen Downscaling unter Einbeziehung der spezifischen Bedingungen im Kellerald gleichkommt (Karte 3b in Anhang 7). Nach erfolgter Anpassung betrug die Variationsbreite der modellierten Feuchtekennzahl 4,6 bis 7,5 und die der Zeigerwertberechnungen 2,0 bis 7,6. Der Variationskoeffizient VarK für die Fuzzy-Modellierung berechnete sich nach Gl. 9.8 zu 9 %, der für die Zeigerwertberechnung zu VarK = 18 %.

$$\text{VarK} = \sigma / \mu * 100\,\% = StDev / Mean * 100\,\% \quad \text{(Gl. 9.8)}$$

mit: Mean = arithm. Mittel
StDev = Standardabweichung

Der Mann-Whitney U-Test für gepaarte Stichproben zeigte auf einem Signifikanzniveau von 5 % an, dass beide Verteilungen und damit auch die Medianwerte (Modellierung: 5,4; Zeigerwertberechnung: 5,3) signifikant gleich sind ($p < 0{,}05$). Nach Anpassung ergaben sich im *Nationalpark Kellerwald-Edersee* Gütemaße von RMSE = 0,86 und MAE = 0,67. Diese bedeuten durchschnittliche Abweichungen der Fuzzy-Modellierung von den Zeigerwertberechnungen von einer halben bis ganzen Feuchtestufe nach Hofmann (2002).

Abbildung 49: Regressionsmodelle für die Zusammenhänge zwischen modellierter Feuchtekennzahl nach Hofmann (1991-2010) und entsprechender Zeigerwertberechnungen vor Anpassung (links) und nach Anpassung (rechts) der Modellresultate an die Zeigerwertberechnungen



Erläuterung: DKF = Dekadische komplexe Weisergröße für die Bodenfeuchte (Hofmann 2002);
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

9.5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Das entwickelte fuzzy-regelbasierte Modell ermöglicht eine näherungsweise Ableitung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) aus wenigen bodenkundlichen, bodenhydrologischen und klimatischen Größen. Um für das zugrunde liegende regelbasierte Modell nach Benzler et al. (1987) eine realitätsnähere Abbildung fließender Übergänge an Klassengrenzen zu erreichen, wurde das Modell mittels Fuzzy-Sets und Fuzzy-Logik (Zadeh 1965,1978) erweitert. Informationsverluste bei der Verwendung von kontinuierlichen Eingangsdaten wie der klimatischen Wasserbilanz des Sommerhalbjahres konnten so vermindert werden. Die Anwendung der Fuzzy-Logik kommt einer stückweisen linearen Interpolation der ökologischen Feuchtekennzahl sowohl räumlich (hier: auf nationaler und regionaler Ebene) als auch zeitlich (hier: 1961-2070) gleich.

Die Gütemaße von RMSE = 0,86 und MAE =0,67, d.h. die durchschnittlichen Abweichungen von einer halben bis ganzen Feuchtestufe, weisen nach Verknüpfung mit den Ökosystemtypen auf ein relevantes Potenzial für die Erhöhung der raum-zeitlichen Differenzierung bei Beurteilungen der Ökosystemintegrität, zumindest für den Indikator Bodenfeuchte hin. Voraussetzung der Modellanwendung für die regionale Ebene ist aber stets eine Modellanpassung (Kalibrierung durch veränderte Anordnungen der Fuzzy-Mengen für die bodenkundlichen Feuchtestufen über der Grundmenge der ökologischen Feuchtekennzahlen) oder mindestens Anpassung der Modellresultate an standortbezogene Zeigerwertberechnungen und damit an die spezifischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet (statistisches Downscaling). Dies ist insbesondere schon deshalb notwendig, da sich die Berechnung mittlerer Zeigerwerte auf Pflanzenartenzusammensetzungen unter natürlichen Konkurenzverhältnissen stützen, welche räumlich stark variieren können (Ellenberg et al. 1992). Die räumliche Verallgemeinerung der Feuchtekennzahl auf ganz Deutschland ist daher mit großen Unsicherheiten verknüpft. Der hier für die Anpassung an regionale Verhältnisse verwendete Ansatz des statistischen Downscalings ist realitätsnäher. Für die Kalibrierung des Fuzzy-Modells und Erstellung einer Art Grundmodell wäre die Untersuchung mehrerer unterschiedlicher Modellgebiete

in Deutschland mit einer ausreichenden Anzahl an Vegetationsaufnahmen sinnvoll. Für den Fall, dass keine ausreichenden Zeigerwertberechnungen für das statistische Downscaling vorliegen, wird empfohlen, für Einstufungen der Ökosystemintegrität bis zum Jahr 2070 auf deren Veränderungen im Vergleich zum fuzzy-modellierten aktuellen Zustand, d.h. nicht auf die absoluten Werte der Feuchtekennzahl, zurückzugreifen. Weitere Einschränkungen der Methodik liegen v.a. in vergleichsweise einfachen Modellstrukturen begründet, die sich v.a. aus der relativ geringen Anzahl an Eingangsparametern ergeben. Dies gilt insbesondere für die terrestrischen, nicht durch Stau- oder Grundwasser beeinflussten Böden. Anders als im Modell MetHyd (Posch u. Reinds 2009) werden der organisch gebundene Kohlenstoff im Mineralboden (C_{org}) oder die Trockenrohdichte nicht berücksichtigt, dafür aber der Grundwasserflurabstand als wichtige Einflussgröße für die Bodenfeuchte. Auch werden laterale Zu- und Abflüsse – bei beiden Modellen – nicht berücksichtigt. Hinsichtlich der durchgeführten bundesweiten Modellierung besteht naturgemäß der Nachteil, dass die räumliche Auflösung der verwendeten Daten und der daraus abgeleiteten Ergebnisse gegenüber der für kleine Regionen ungenauer ist. Weiterhin sind Unsicherheiten in den Eingangsdaten zu nennen, die v.a. aus der Ungenauigkeit des aus der Grundwasserstufe nach KA5, Tabelle 59 abgeleiteten Flurabstandes resultieren. Auch werden Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser (Green et al. 2011, Jasper et al. 2006, Mosbrugger et al. 2012, Scibek und Allen 2006) nicht berücksichtigt. Bei allen Modellierungen auf stauwasserbeeinflussten Standorten ist zu beachten, dass die durch das Fuzzy-Modell berechnete Feuchtekennzahl nur der Sommerfeuchte entspricht und die modellierte Frühjahrsvernässung über die Zeiträume hinweg als konstant angenommen wird. Weiterhin fehlt es der BUEK1000 an einer Untergliederung der reinen Sande (Ss) nach den Unterfraktionen Grob-, Mittel- und Feinsand, deren unterschiedliche Eigenschaften die Bodenfeuchte erheblich beeinflussen können. Zu den Ergebnissen der Trendanalyse mittels Mann-Kendall-Test ist anzumerken, dass die untersuchten 4 Zeitschnitte als absolute Untergrenze für diesen Test gelten und signifikante Trends nur mit einer Irrtumswahrscheinlichlichkeit von $\alpha < 0{,}1$ feststellbar sind.

10 Methode zur Einstufung der Ökosystemintegrität

10.1 Grundlagen des Verfahrens

Grundsätzlich erfolgt die Analyse und Abschätzung aktueller Ökosystemzustände und ihrer Entwicklungen im Zeitverlauf durch Vergleich mit einem funktional und strukturell bestimmten Referenzzustand. Die Veränderung der Ökosystemintegrität ist umso höher einzustufen, je stärker die Zustandsparameter von denen des jeweiligen ökosystemtypspezifischen Referenzzustandes abweichen.

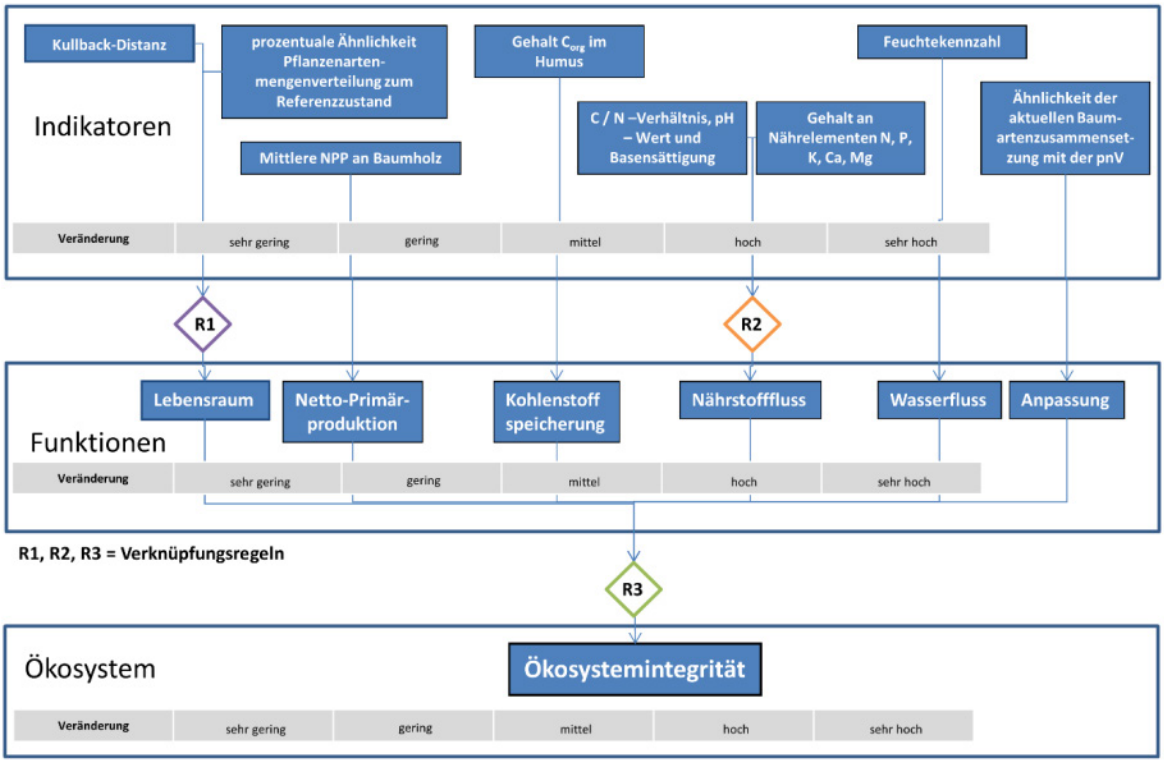
Prinzipiell können mögliche Abweichungen vom Referenzzustand bzw. daraus folgend Veränderungen der Ökosystemintegrität anhand von Informationen über den aktuellen Ökosystemzustand verbal eingeschätzt werden. Verbal-argumentative Methoden jedoch sind bei größeren Informationsmengen oft ineffizient und schlecht reproduzierbar. Sie führen selten zu eindeutigen Ergebnissen und sind ohne spezifische Terminologie (z.B. einheitliche Abweichungsstufen zum Referenzzustand). Das folgende regelbasierte Verfahren soll eine höhere Reproduzierbarkeit und Bearbeiterunabhängigkeit insbesondere bei umfangreichen Datenbeständen gewährleisten, aber auch verbal-argumentative Einschätzungen unter Berücksichtigung der Besonderheiten des Einzelfalles ermöglichen. Es lässt sich auf die Ergebnisse der dynamischen Modellierung von bodenchemischen Eigenschaften einzelner Standorte (Kapitel 6) und flächenhaft (Kapitel 11) anwenden.

Die Abweichungen zwischen den unteren bzw. oberen Intervallgrenzen eines Ökosystemtyps und der unteren bzw. oberen Grenze der Gesamtspannweite werden in die Stufen *sehr gering* (= innerhalb der Referenzspanne) sowie *gering, mittel, hoch und sehr hoch* gegliedert.

Zur Einstufung der Ökosystemintegrität werden 5 Stufen unterschieden, und zwar auf drei Ebenen (Abbildung 50):

- Abweichungen vom Referenzzustand für einzelne Indikatoren,
- Abweichungen vom Referenzzustand für einzelne Funktionen (anhand der Indikatoren),
- Veränderungen der Ökosystemintegrität funktionenübergreifend für den betrachteten Ökosystemtyp.

Abbildung 50: Grundschema zur Einstufung der Ökosystemintegrität



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Die Abweichungen zwischen den Intervallgrenzen des ökosystemspezifischen Referenzzustandes und der unteren bzw. oberen Grenze der typenspezifischen Gesamtspannweite werden in die Stufen *sehr gering* (= innerhalb der Referenzspanne) sowie *gering, mittel, hoch* und *sehr hoch* gegliedert. Die Bedeutungen der 5 Stufen sind:

Sehr gering. Die Werte der Indikatoren Lebensraumfunktion, Nettoprimärproduktion und Kohlenstoffspeicherung entsprechen denen der Referenzspanne. Es sind bei dem jeweiligen Ökosystemtyp auch keine oder nur sehr geringfügige Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen Bedingungen (Nährstoffffluss, Wasserfluss) gegenüber den Werten zu verzeichnen, die den historischen Referenzzustand 1961-90 charakterisieren. Die Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten ist sehr hoch.

Gering. Die Indikatoren für die Lebensraumfunktion, Nettoprimärproduktion, Kohlenstoffspeicherung zeigen geringe Abweichungen von den Werten des historischen Referenzzustandes. Auch die physikalisch-chemischen Bedingungen weichen nur in geringem Maße von den Werten des Referenztyps ab. Es besteht eine hohe Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

Mittel. Die Werte der Indikatoren für die Ökosystemfunktionen weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise mit dem historisch bestimmten Referenzzustand einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßige Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störeinflüsse auf, als dies unter den historischen Bedingungen der Fall war. Es besteht eine mäßige Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

Hoch. Ökosystemzustände, bei denen die Indikatoren auf stärkere Veränderungen hinweisen und erheblich von denen abweichen, die normalerweise mit dem Referenzzustand einhergehen. Es besteht eine geringe Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

Sehr hoch. Ökosystemzustände, bei denen die Indikatoren auf sehr starke Veränderungen hinweisen und sehr stark vom historischen Referenzzustand abweichen. Es besteht eine sehr geringe Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

A. Abweichungsstufen für die Indikatoren

Auf der ersten Ebene werden die Ökosystemtypen anhand der Indikatoren ermittelt und die Abweichungen von den charakteristischen Intervallen des jeweiligen Referenztyps im Rahmen der möglichen Gesamtspannweite für Ökosysteme eingestuft (Ebene 1 in Abbildung 50). Die Einstufungen für insgesamt 13 Indikatoren, welche 6 Ökosystemfunktionen zugeordnet sind, beruhen auf folgenden Grundsätzen:

Die Gesamtspannweite der logarithmisch skalierten *Kullback-Distanz* umfasst denkbare Werte zwischen 0,0 bis 4,0. Die Referenzzustände (= *sehr geringe Abweichungen von Referenzzustand*) werden durch ökosystemspezifische Spannen zwischen 0 und der jeweiligen *Maximalen Kullback-Distanz* charakterisiert. *Geringe, mittlere, hohe und sehr hohe Abweichungen vom Referenzzustand* werden durch 4 Intervalle, jeweils als Viertel des restlichen Wertebereichs definiert. Beispiel: Die *Maximale Kullback-Distanz* beim *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2)* beträgt 0,65. Der Referenzzustand wird durch die Spanne 0-0,65 charakterisiert. Das Restintervall von 0,65 bis 4,0 wird geviertelt: Stufe *gering* (> 0,65-0,49), *mittel* (> 1,49-2,33), *hoch* (> 2,33-3,16), *sehr hoch* (> 3,16-4,00).

Der Indikator *Prozentuale Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung* rangiert zwischen 0 – 100 %. Der Referenzzustand wird durch das ökosystemspezifische Intervall 100 % bis *Minimale prozentuale Ähnlichkeit* beschrieben. Das restliche Intervall *Minimale prozentuale Ähnlichkeit* bis 0 % außerhalb der Referenzspanne wird gleichmäßig in Viertel zur Bildung der vier Stufen *gering, mittel, hoch und sehr hoch* aufgeteilt. Beispiel: Für den *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2)* ist eine *Minimale prozentuale Ähnlichkeit* von 65 % charakteristisch, d.h. 100-65 % bilden die Referenzspanne. Das Restintervall wird gleichmäßig durch vier geteilt: *gering* (< 65-49 %), *mittel* (< 49-33 %), *hoch* (< 33-16 %), *sehr hoch* (< 16-0 %).

Der Indikator *Durchschnittliche Netto-Primärproduktion* setzt sich aus dem ökosystemspezifischen Zuwachs an Baumholz, Blatt-/Nadelmasse und Bodenvegetation zusammen und wird in t TS/ha zum Zeitpunkt der Kulmination angegeben. Bei der Einstufung der Ökosystemintegrität wird aus Vereinfachungsgründen lediglich das Kompartiment *Baumholz* betrachtet, da hier i.d.R. der deutlichste jährliche Zuwachs zu verzeichnen ist. Den ökosystemspezifischen Referenzzustand kennzeichnen Werte, die oberhalb der *Durchschnittlichen Netto-Primärproduktion an Baumholz* liegen. Das Intervall darunter wird geviertelt und den vier Abweichungstufen zugeordnet. Beispiel: Die *Durchschnittliche Netto-Primärproduktion an Baumholz* beim *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2)* beläuft sich auf 5,7 t TS/ha. Den Referenzzustand kennzeichnen Werte >= 5,7 t TS/ha. Das Restintervall von 0 bis 5,7 t TS/ha wird geviertelt: *geringe* (< 5,7-4,3 t TS/ha), *mittlere* (< 4,3-2,9 t TS/ha), *hohe* (< 2,9-1,4 t TS/ha), *sehr hohe Abweichungen vom Referenzzustand* (< 1,4-0 t TS/ha).

Für die Ökosystemfunktion *Kohlenstoffspeicherung* steht der Indikator *Kohlenstoffvorrat im Humus als Corg in Auflage und im Bodenblock in 0-80 cm Tiefe.* Werte oberhalb des in den Referenzbeschreibungen enthaltenen Einzelwertes für den *mittleren Kohlenstoffvorrat [t / ha]* (bzw. Mittelwert bei Spannen) werden als *sehr geringe Abweichung vom Referenzzustand* eingestuft, die Abweichungsstufen unterhalb ergeben sich aus der Viertelung der Spanne 0,0 bis *Mittlerer Kohlenstoffvorrat [t / ha]*. Beispiel: Beim *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2)* beträgt der *Mittlere Kohlenstoffvorrat* 40 t / ha C_{org} *in Auflage und im Bodenblock in 0-80 cm Tiefe*. Werte >= 40 t / ha entsprechen dem historischen Referenzzustand, die Abweichungsstufen darunter sind: *gering* (< 40-30 t / ha), *mittel* (< 30-20 t / ha), *hoch* (< 20-10 t / ha), *sehr hoch* (< 10-0 t / ha).

Der *pH-Wert in den obersten 5 cm des Oh- bis Ah-Horizontes* als Indikator für die Bodenacidität bewegt sich über alle 5 Stoffkreislauftypen A bis E (Jenssen et al. 2013) typischerweise auf einer Skala von pH 2 bis pH 8. Da Veränderungen über mehr als 2 Stoffkreislauftypen hinweg kaum zu erwarten sind, werden die Gesamtspannweiten für die Abweichungsstufen stoffkreislauftypenspezifisch festgelegt: A: pH 2-5, B: 2-6, C 2-8, D 3-8, E 3,5-8. Beispiel: Beim Stoffkreislauftyp E (Mull) liegen die Werte charakteristischerweise zwischen pH 6 und pH 8. Wandlungen über zwei Stufen zum Stoffkreislauftyp C (Moder, pH 3,5-5) werden als wahrscheinlich, zum Stoffkreislauftyp B (Rohhumus) dagegen als eher unwahrscheinlich angesehen. Der Gesamtwertebereich wird daher für den Mull auf pH 3,5-8 begrenzt. Die obere und untere Grenze der Referenzspanne werden beim pH-Wert durch die Standardabweichung (StDev) der zugrunde liegenden Referenzaufnahmen gebildet (*sehr gering* = Mean +/- 1 StDev). Unter Annahme der Normalverteilung werden die Stufen *gering* mit Mean +/- 2 StDev und *mittel* mit Mean +/- 3 StDev definiert. Die Stufen *hohe* und *sehr hohe* Abweichung vom Referenzzustand werden durch Halbierung des jeweiligen Restintervalls bestimmt. Sonderfälle ergeben sich beim *Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2), Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst (Ebc-7m-b2), Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3-4n-b1), Subkontinentaler Moder-Kiefernforst (Ed-4n-c2), Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c1), Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2), Rohhumus-Fichten-Hochbergforst (Dg-6d-c1),* wo die stoffkreislauftypenspezifische Gesamtspannweite bereits nach 3 Abweichungsstufen (*sehr gering*, *gering* und *mittel*) erreicht wird. Beispiel: Die Referenzspanne beim *Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)* liegt zwischen pH 2,9 und 4,1. Die 2-fache und 3-fache Standardabweichung führt zu den Stufen *gering* (< pH 2,9-2,4) sowie mittel (< pH 2,4-2,0). Damit entfallen bei diesem Ökosystemtyp die Stufen *hohe* und *sehr hohe* Abweichung vom Referenzzustand, da die untere Grenze des Referenzintervalls mit pH 2,9 bereits nahe der unteren Grenze des Gesamtintervalls liegt.

Die Basensättigung in den obersten 5 cm des Oh- bis Ah-Horizontes nimmt Werte zwischen 0 und 100 % an. Abweichungen vom Referenzbereich über mehr als 2 Stoffkreislauftypen hinweg werden als eher unwahrscheinlich betrachtet. Für jeden Stoffkreislauftyp A bis E werden daher stoffkreislauftypenspezifische Gesamtspannweiten festgelegt, d.h. für A: 0-30 %, B: 0-50 %, C: 0-100 %, D: 5-100 % und E: 15-100 %. Wie beim pH-Wert definiert sich der Referenzzustand (*Abweichungstufe sehr gering)* in Anlehnung an die einfache Standardabweichung (Mean +/- 1 StDev); für die Intervalle *gering* und *mittel* wurden die Klassengrenzen durch Mean +/- 2 StDev bzw. Mean +/- 3 StDev festgelegt. Für die Stufen *hoch* und *sehr hoch* wird der Restwertbereich halbiert. Für die Ökosystemtypen *Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald (Ed-2n-A2), Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2), Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald (Eg-8o-T4), Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)* und *Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald (Eb-4r-E2)* entfallen die Stufen *hohe* bzw. *sehr hohe* Abweichung vom Referenzzustand.

Die *C/N-Verhältnisse in den obersten 5 cm des Oh- bis Ah-Horizontes* liegen in Wäldern üblicherweise zwischen 6 und 50. Wie beim pH-Wert und bei der Basensättigung werden stoffkreislauftypenspezifische Gesamtwertebereiche für C/N definiert, da Veränderungen über mehr als 2 Stoffkreislauftypen hinweg eher selten sind: A: 17-50, B: 13-50, C: 6-50, D: 6-36, E: 6-26. Auch hier gilt für die Abweichungsstufen: *sehr gering* = Mean +/- 1 StDev (= Referenzspanne), *gering* = Mean

+/- 2 StDev, *mittel* = Mean +/- 3 StDev. Die Abweichungen zwischen den unteren bzw. oberen Intervallgrenzen der Stufe *mittel* und der unteren bzw. oberen Grenze der jeweils stoffkreislauftypenspezifischen Gesamtspannweite werden durch zwei geteilt und gleichmäßig auf die Stufen hoch und sehr hoch verteilt.

Die *Blatt-/Nadelspiegelwerte der Nährelemente* als Indikatoren für den Ernährungszustand der Wälder bewegen sich i.d.R. auf folgenden Skalen: N: 0-4,0 Gew.-%, P: 0-0,6 Gew.-% K: 0-2,5 Gew.-%, Ca: 0-2,65 Gew.-%, Mg: 0-0,6 Gew.-%. Wie beim C/N-Verhältnis werden unter Annahme der Normalverteilung folgende Abweichungsstufen definiert: *sehr gering* = Mean +/- 1 StDev (= Referenzspanne), *gering* = Mean +/- 2 StDev, *mittel* = Mean +/- 3 StDev sowie *hoch* und *sehr hoch* durch Halbierung des jeweiligen Restwertbereichs.

Die *Feuchtekennzahl* nach Hofmann (2002) hat eine Skalierung zwischen 0-1 (= *extrem trocken*) und 9-10 (= *sehr nass*). Ergänzt wurde die Stufe 10-11 (= *überflutet*). Wie die ökosystemtypenspezifische Referenzspanne (Mean +/- 1 StDev), werden auch die Abweichungsintervalle für die Stufen *gering* und *mittel* durch Mean +/- 2 StDev bzw. Mean +/- 3 StDev festgelegt. Durch die Halbierung des Restintervalls ergibt sich die Klassengrenze zwischen den Abweichungsintervallen hoch und sehr hoch.

Die Gesamtspannweite des Indikators *Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten* rangiert zwischen 0 und 100 %. Naturnahe Bestände werden nach Hofmann & Jenssen (2003) durch Werte von 60-100 % charakterisiert. Diese Spanne wird als Referenz (= *sehr gering*) verwendet. Das Abweichungsintervall unterhalb 60 % wird geviertelt und für alle Ökosystemtypen gleichmäßig auf die Stufen *gering* (= 59-45 %), *mittel* (= 44-30 %), *hoch* (= 15-29 %) und *sehr hoch* (= 0-14 %) verteilt.

B. Abweichungsstufen für die Funktionen

Bei den Ökosystemfunktionen (Ebene 2 in Abbildung 50) werden die Abweichungen vom Referenzzustand anhand der zugeordneten Indikatoren bestimmt. Da die Netto-Primärproduktion, Kohlenstoffspeicherung, Wasserfluss sowie Anpassung an veränderliche Umweltbedingungen jeweils durch einen singulären Indikator beschrieben werden, ist die Abweichungsstufe für die Funktion identisch mit der des Indikators. Bezüglich der Lebensraumfunktion und dem Nährstoffffluss werden die Abweichungen vom Referenzzustand durch Aggregierung der Abweichungsstufen der zugeordneten Indikatoren bestimmt. Die Aggregierung erfolgt prinzipiell verbal-argumentativ. Bei regelbasierten Einstufungen auf Basis umfangreicherer Datenbestände gibt der Modalwert eine gute Orientierung, wobei alle Stufen der Abweichung vom Referenzzustand gleichrangig berücksichtigt werden. Beispiel: Für einen *Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)* ergibt sich aus den Abweichungsstufen *mittel* für den pH-Wert, *hoch* für die Basensättigung und *hoch* für das C/N-Verhältnis eine aggregierte Abweichungsstufe *hoch* für die Funktion *Nährstoffffluss*. Prinzipell kann es mehrere Modi geben, wenn mehrere verschiedene Abweichungsstufen gleich oft am Häufigsten sind. Diese Mehrfachnennungen werden bis zur abschließenden Einstufung der Integrität auf Ökosystemebene mitgeführt. In begründeten Einzelfällen können hiervon abweichende Aggregierungen (z.B Maximalwert, Priorisierung) zielführender sein.

C. Veränderungsstufen für die Ökosystemtypen

In einem dritten Schritt wird die Veränderung der Ökosystemintegrität funktionenübergreifend bestimmt. Auch hier gibt der Modalwert eine gute Orientierung für die Aggregierung der bis zu sechs Abweichungsstufen für die Ökosystemfunktionen, wobei ebenfalls alle Kriterien gleichrangig berücksichtigt werden. Beispiel: Für einen *Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)* ergeben sich bei der Lebensraumfunktion *geringe* und *mittlere* Abweichungen vom Referenzzustand, *geringe* Abweichungen bei der Nettoprimärproduktion, *sehr geringe* Abweichungen bei der C-Speicherung,

hohe beim Nährstoffffluss, *sehr geringe* und *geringe* beim Wasserfluss und *sehr geringe* Abweichungen vom Referenzzustand bei der Anpassungsfähigkeit an veränderliche Umweltbedingungen. Hieraus reslutieren 3 Nennungen der Stufe *sehr gering* und 3 Nennungen der Stufe *gering*. Die daran anschließende verbal-argumentative Beurteilung führt zur Einstufung *geringe* Veränderung der Ökosystemintegrität, um in diesem Beispiel der höchsten Abweichung vom Referenzzustand Rechnung zu tragen. Für die Einstufung der Ökosystemintegrität an Einzelstandorten können die in der *Anleitung zur Beurteilung der Integrität von Wald- und Forstökosystemen in Deutschland* (Anhang A6) enthaltenen Bewertungsbögen für 60 Wald- und Forstökosystemtypen dienen.

10.2 Anwendung des Verfahrens auf die Ergebnisse der standortspezifischen Modellierung bodenchemischer Eigenschaften mit VSD

Ziele der dynamischen Modellierung von Bodeneigenschaften bei atmosphärischer Stickstoffdeposition und Klimawandel an ausgewählten Standorten unterschiedlicher Ökosystemtypen sind die Ableitung von Erkenntnissen über die zu erwartende Entwicklung von Ökosystemzuständen bis hin zu einem möglichen Wandel des aktuellen Ökosystemtyps sowie von Grundlagen für Maßnahmenempfehlungen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen.

Die Kennwerte der Modellierung für die 15 Modellstandorte und Abschätzung zukünftig möglicher Ökosystemtypen basierend auf den für die Szenarien RCP 2.6 und RCP 8.5 modellierten Entwicklungen bis 2070 sind in Kapitel 6 und in Anhang 5 wiedergegeben. Dieses 1. Expertenvotum wurde um ein zweites Expertenvotum und Maßnahmenempfehlungen zur Erhöhung der Anpassungfähigkeit - wie nachfolgend ausgeführt - ergänzt.

10.2.1 Level II-Standort 606

Die Ergebnisse der dynamischen Modellierung des Mull-Karbonat-Buchenwaldes (Eb-5n-E2) zwischen 1920 und 2070 zeigen in Abhängigkeit von den verwandten Szenarien plausible Ergebnisse. Zwischen 1920 und 2009 hat sich die Basensättigung von 99 % auf 93 % geringfügig verringert. Gleichzeitig war eine leichte Absenkung des pH-Wertes von 7,1 auf 6,6 zu beobachten, während eine deutliche Verengung des C/N-Verhältnisses von 18,5 auf 12,6 auftrat.

Diese Befunde weisen auf den Einfluss von Stickstoffeinträgen in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts hin. Der hohe Karbonatgehalt des Waldbodens ist mit einer hohen basischen Pufferkapazität verbunden, es tritt eine deutliche Verengung des C/N-Verhältnisses bei gleichzeitig hoher Basennachlieferung auf.

Für den Zeitraum bis 2070 ist aus den Ergebnissen keine Gefährdung des Ökosystems abzulesen. Verbleiben die N-Einträge unter 5 kg, kommt es zu keiner weiteren Verengung des C/N-Verhältnisses, der Säure-Basen-Status bleibt ebenfalls unverändert. Lediglich bei Einträgen bis 15 kg wird eine weitere Verengung des C/N-Verhältnisses eintreten, die jedoch zu keiner Versauerung des Standortes führen wird. Eine optimale Ernährung der Waldbäume kann daher auch weiterhin unterstellt werden. Die in den Klimaszenarien unterstellte Zunahme der mittleren Lufttemperatur bei gleichzeitiger Zunahme der mittleren Niederschlagshöhe führt zu einer deutlichen Erhöhung der Evapotranspiration bei gleichzeitig hoher Sickerwasserrate, der Bodenwassergehalt wird im Szenario RCP 8.5 leicht abgesenkt.

Der Ökosystemtyp wird in seinen charakteristischen funktionalen Merkmalen auch unter den Bedingungen des erwarteten Klimawandels und leicht erhöhter N-Einträge erhalten bleiben. Der Wärmegewinn des Standortes in Verbindung mit einer hinreichenden Wasserversorgung und einer optimalen Nährstoffversorgung wird mit hoher Wahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Ausprägung des modellierten Standortswandels zu einer Erhöhung der Nettoprimärproduktion an

Baumholz führen. Die natürlichen Begleitbaumarten der Rotbuche wie Berg-Ahorn, Esche, Berg-Ulme und Spitz-Ahorn sollten durch forstliche Maßnahmen gefördert werden. Hierdurch werden die Pflanzenartendiversität und die Anpassungsfähigkeit des Ökosystems an veränderliche Umweltbedingungen weiter erhöht.

10.2.2 Level II-Standort 608

Die Ergebnisse der dynamischen Modellierung des Moder-Buchen-Bergwaldes (D1-6d-C2) zeigen für den Simulationszeitraum zwischen 1920 und 2009 bereits eine deutliche Veränderung des Ökosystemzustandes, der sich in Abhängigkeit von den verwandten Szenarien bis 2070 weiter fortsetzt und zu einem Wandel des Ökosystemtyps führt. Einerseits erfolgte zwischen 1985 und 2009 eine Erhöhung der mittleren Lufttemperatur um 1,4 K, verbunden mit einer Absenkung der mittleren Niederschlagsmenge um 16 %. Andererseits ist es bereits zwischen 1920 und 1985 zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses verbunden mit einer Verringerung der Basensättigung und des pH-Wertes gekommen.

In beiden unterstellten Eintragsszenarien kommt es bis 2070 zu einer weiteren Verengung des C/N-Verhältnisses durch die N-Einträge. Das Pufferpotenzial des basischen Vulkangesteins führt dabei zur Ausbildung harmonischer Humuszustände, so dass sich im Falle von Einträgen bis 15 kg je Hektar und Jahr ein neuer Stoffkreislauftyp ausbildet, der mit der Ausbildung der Humusform Lehmbraunmull verbunden ist. Die Eutrophierung des Standortes führt somit zu keiner nachteiligen Beeinflussung der Waldernährung.

Der klimatische Wandel führt zu deutlichen Veränderungen des Wärme- und Wasserhaushaltes des Ökosystems, die zu einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zu Gunsten der heimischen Eichenarten, in Verbindung mit erhöhten N-Einträgen bis 15 kg je Hektar und Jahr auch zugunsten von Hainbuche, Winter-Linde und Berg-Ahorn führen. Als zukünftig mögliche Ökosystemtypen wurden daher der Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2) und im Falle langjährig erhöhter N-Einträge der Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1) ausgewiesen.

Es kommt aufgrund des Klimawandels zu einem Verlust des typischen Bergwaldcharakters und damit zu einer veränderten Identität des Ökosystems. Die Pflanzenartendiversität sowohl in der Baumschicht als auch in der Bodenvegetation nimmt aufgrund des klimatischen Wandels in Verbindung mit den N-Einträgen zu. Die Nettoprimärproduktion an Baumholz wird aufgrund der geringeren Niederschlagsverfügbarkeit abnehmen, wobei dieser Rückgang nur teilweise durch eine Verbesserung der Nährstoffversorgung infolge erhöhter N-Einträge kompensiert werden kann. Die Stabilität des Baumbestandes ist nicht gefährdet. Eine sinnvolle forstliche Begleitung des Transformationsprozesses besteht in der Förderung der Begleitbaumarten der Rot-Buche und damit des Mischwaldcharakters.

10.2.3 Level II-Standort 911

Die Ergebnisse der dynamischen Modellierung des Moder-Tannen-Buchen-Bergwaldes (D2-6d-C2) zeigen eine deutliche Abnahme der Basensättigung bei gleichzeitiger deutlicher Verengung des C/N-Verhältnisses zwischen 2009 und 2070, während sich der Zustand zwischen 1985 und 2009 weitgehend unverändert darstellt. Dieser Trend ist dabei unabhängig von der Höhe der zwischen 2009 und 2070 eingetragenen N-Menge. Da der Klimawandel im Zeitraum 2041-2070 zu einer deutlichen Verringerung des Sickerwasseraustrages führt, könnte eine hierdurch ausgelöste Akkumulation von Stickstoff im Ökosystem für den simulierten Trend verantwortlich zeichnen.

Die deutliche Zunahme der mittleren Lufttemperatur führt dabei zu einer Zurückdrängung des Nadelbaumanteils und einer Entmischung des Tannen-Buchenwaldes, so dass als künftiger wahrscheinlicher Ökosystemtyp ein Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) zu erwarten ist.

10.2.4 Level II-Standort 1202

Die Ergebnisse der dynamischen Modellierung zeigen eine von 1920 bis 2070 stetig zunehmende Verengung des C/N-Verhältnisses, die die gesamte ökologische Breite von 32 bis 10,7 durchwandert. Diese Verengung kann zunächst als eine Folge natürlicher Standortsregradation des Kiefernforstes, zunehmend jedoch als Folge anthropogener N-Einträge gedeutet werden. Im Falle erhöhter N-Einträge bis 15 kg je Hektar und Jahr kommt es bis 2070 zu einer weiteren Absenkung von Basensättigung und pH-Wert infolge der N-Eutrophierung sowie zur Ausbildung disharmonischer Humuszustände, die mit gestörten Ernährungszuständen der Baumart Kiefer einhergehen und mit großer Wahrscheinlichkeit zu einer erhöhten Mortalitätsrate und einem möglichen Absterben des Kiefernbestandes führen.

Als forstlich sinnvolle Gegenmaßnahme ist die Umwandlung in einen dem zu erwartenden potenziell natürlichen Ökosystemtyp entsprechenden Baumbestand rechtzeitig steuernd zu begleiten. Hierzu sind natürlich ankommende Laubbaumunterwüchse konsequent zu fördern. Im Falle des RCP 2.6 – Szenarios ist als künftiger möglicher Ökosystemtyp ein Moder-Eichen-Buchenwald (Ec-4n-C1) anzunehmen, im Falle des RCP 8.5 – Szenarios ein Moder-Traubeneichenwald (Ec-3n-C1).

10.2.5 Intensiv-Monitoring-Standort Neuglobsow Mischwald

Die Ergebnisse der dynamischen Modellierung des Rohhumus-Kiefern-Buchenwaldes (Eb-4n-B2) zeigen seit 1920 eine stetige Verengung des C/N-Verhältnisses von 26,5 auf 19,6 in 2009, je nach Höhe der zu erwartenden N-Einträge sinkt das C/N-Verhältnis weiter ab auf 17,6 bzw. 16,7 im Jahr 2070. Als wesentliche Ursache dieser offenkundigen N-Eutrophierung können erhöhte N-Einträge seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts angenommen werden. Vermutlich hat sich dieser Bestand aus einer Kiefernaufforstung heraus entwickelt und die auf dem jungpleistozänen Standort natürlich gegebene gute Versorgung mit basischen Kationen gewährleistet in Verbindung mit der meliorativen Wirkung der einwachsenden Rot-Buche eine ausgewogene Nährstoffversorgung. Eine Verbesserung des Humuszustandes vom Rohhumus in Richtung moderartiger Humuszustände ist daher sehr wahrscheinlich.

Im Falle des gemäßigten Klimaszenarios RCP 2.6 wird bis 2070 der Mengenanteil der Rot-Buche wahrscheinlich weiterhin zunehmen auf Kosten des Kiefernanteils. Die aufgrund zunehmender Lufttemperaturen sich verschärfende Wasserhaushaltssituation könnte jedoch dazu führen, dass vor allem über Verjüngung in größeren Bestandeslücken, die von der Rot-Buche nicht mehr geschlossen werden können, die heimischen Eichenarten einen nennenswerten Mengenanteil erringen. Eine Entwicklung hin zum Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2) stellt sich somit als wahrscheinliches Szenario der Ökosystementwicklung dar. Das Klimaszenario RCP 8.5 würde die Wasserhaushaltssituation so weit verschärfen, dass die Rot-Buche deutlich an Konkurrenzkraft verliert und es zur Ausbildung eines Moder-Eichenwaldes (Ec-3n-C1) kommt.

Die Plastizität des Bestandes kann dabei durch konsequente Förderung sich natürlich entwickelnder Laubbaumanteile erhöht werden.

10.2.6 BÜK1000N-Referenzfläche 336131

Die Entwicklung des Moder-Kiefernforstes (Ebc-4n-c2) ist charakterisiert durch die versauernde Wirkung atmosphärischer Stoffeinträge, insbesondere von Stickstoff, in Verbindung mit einem basenarmen Ausgangsgestein. Dies äußert sich in einer starken Verengung des C/N-Verhältnisses und einer extremen Abnahme der Basensättigung bei gleichzeitig deutlicher Zunahme der Gesamtverdunstung bis 2070 infolge zunehmender Temperaturen.

Die Ergebnisse der dynamischen Modellierung führen zu der Interpretation, dass die Stabilität des Moder-Kiefernforstes in der Folge dieser Standortsentwicklung nicht mehr gewährleistet ist und es langfristig zur Ausbildung der nach den jeweiligen Klimaszenarien RCP 2.6 und RCP 8.5 zu

erwartenden potenziellen natürlichen Ökosystemtypen, d.h. eines Moder-Traubeneichen-Buchenwaldes (Ec-4n-C2) bzw. eines Moder-Winterlinden-Hainbuchenwaldes (Ed-4n-C2) kommt.

Es wäre zu empfehlen, den Bestand durch geeignete forstliche Maßnahmen, etwa durch Voranbau der Traubeneiche künstlich zu verjüngen und in den potenziellen natürlichen Ökosystemtyp zu überführen.

10.2.7 BÜK1000N-Referenzfläche 344231

Der Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1) im Sächsisch-Thüringischen Löß-Hügelland besitzt aufgrund der gegebenen Bodenverhältnisse und einer der potenziellen natürlichen Vegetation entsprechenden Bestockung eine hinreichende ökologische Plastizität zur Anpassung an die veränderlichen Klimabedingungen bei mäßigen bis erhöhten N-Einträgen in Übereinstimmung mit den vorgegebenen Szenarien. Die bis 2070 erwartete mäßige Zunahme der mittleren Lufttemperatur bei vergleichbarer Jahresniederschlagsmenge, aber veränderter jahreszeitlicher Verteilung führt zur einer Schwächung der Konkurrenzkraft der Rot-Buche, weshalb die Ausbildung eines Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwaldes (Ec-5n-D1) in beiden Klimaszenarien wahrscheinlich wird. Im Falle des Szenarios RCP 8.5 könnte eine extreme Zunahme von Sommertrockenheit die Ausbildung eines Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwaldes (Ed-4n-D1) ohne nennenswerte Beteiligung der Rot-Buche bewirken.

Eine die klimatisch bedingte Veränderung der natürlichen Baumartenzusammensetzung begleitende Förderung natürlich ankommender Begleitbaumarten der Rot-Buche wie Hainbuche, Winter-Linde, Berg-Ahorn oder Vogel-Kirsche ist zu empfehlen.

10.2.8 BÜK1000N-Referenzfläche 351931

Der Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2) besitzt aufgrund seiner derzeitigen Baumartenzusammensetzung (Stieleiche, Hainbuche, Winterlinde) eine hohe Plastizität zur Anpassung an die unterstellte Erhöhung der mittleren Lufttemperatur bei gleichzeitiger Zunahme von Sommertrockenheit und erhöhten N-Einträgen.

Es sind keine besonderen forstlichen Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit erforderlich, mögliche begleitende forstliche Maßnahmen sollten auf eine Erhöhung der Wertholzproduktion gerichtet sein.

10.2.9 Level II-Standort 1405

Der Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1) mit einer hohen Repräsentativität für die mittel- bis zentraleuropäischen Kiefernforsten der Region Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen zeigt in der Simulation bis 2070 eine Fortsetzung des Trends einer Verengung des C/N-Verhältnisses bei abnehmender Basensättigung, der als Folge erhöhter N-Einträge in Verbindung mit dem basenarmen Ausgangsgestein gedeutet werden kann. In Verbindung hiermit führt die je nach Klimaszenario unterschiedlich ausgeprägte Zunahme der mittleren Lufttemperatur bei leicht zunehmenden (RCP 2.6) bzw. abnehmenden (RCP 8.5) Jahresniederschlägen zu einer erhöhten Gefährdung des Bestandes durch auftretende Nährstoffdisharmonien in Verbindung mit erhöhtem Wasserstress, die das Auftreten von Schädlingskalamitäten begünstigen. Deutlich erhöht ist auch das Waldbrandrisiko.

Innerhalb der Fahrrinne des Ökosystemtyps ist ein Wandel zwischen dem Vegetationstyp Blaubeer-Kiefernforst hin zum Vegetationstyp Drahtschmielen-Kiefernforst zu erwarten. Zur Senkung der Risiken sollten forstliche Maßnahmen auf die Initialisierung und Förderung natürlicher Laubbaumregeneration (heimische Eichenarten, Sand-Birke, Aspe, Eberesche) mit dem Ziel der Umwandlung in den potenziellen natürlichen Ökosystemtyp Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2) gerichtet werden.

10.2.10 Level II-Standort 1602

Der Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald im Biosphärenreservat Vessertal entspricht dem in den Kammlagen des Thüringer Waldes sich unter heutigen klimatischen Bedingungen in Selbstorganisation ausbildenden natürlichen Waldtyp. Die in der Vergangenheit stattgehabten und in Zukunft möglicherweise zu erwartenden erhöhten N-Einträge führen zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses. Vor allem die erwartete weitere Zunahme der Lufttemperatur führt zu einer deutlichen Veränderung der Vegetationszusammensetzung, so dass der typische Hochbergwaldcharakter verloren geht und im Falle des RCP 2.6-Szenarios die Ausbildung eines potenziellen natürlichen Moder-Tannen-Buchen-Bergwaldes (D2-6d-C2) bzw. eines Moder-Buchenwaldes (Eb-5n-C2) im Falle des RCP 8.5-Szenarios in der selbstorganisierten Entwicklung wahrscheinlich wird.

Aufgrund dieses Befundes bietet sich je nach den Zielvorgaben für den Standort entweder an, den Nadelbaumanteil durch konsequente Freistellung von der bedrängenden Rot-Buche zu erhalten, was einer zunehmenden forstlich induzierten Abweichung von der sich in Folge des Klimawandels neu ausbildenden Waldnatur implizieren würde, oder aber die eigendynamische Entwicklung hin zu einem Buchenwald mit abnehmendem Nadelbaumanteil zuzulassen. Ein sowohl aus forstlicher wie auch aus naturschutzfachlicher Sicht ausgewogener Kompromiss wäre die forstliche Begleitung der Entwicklung zum Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2), d.h. eine Entwicklung und Förderung des Tannenanteils anzustreben.

10.2.11 Level II-Standort 1605

Der Rohhumus-Fichten-Hochbergwald auf den Kammlagen des Thüringer Waldes ist als sich unter den bisherigen ökologischen Bedingungen in Selbstorganisation ausbildender natürlicher Waldtyp durch die erwartete Zunahme der mittleren Lufttemperatur in Verbindung mit erhöhten N-Einträgen in seiner derzeitigen Ausbildung gefährdet. Es kommt zu einer deutlichen Veränderung der Vegetationszusammensetzung, so dass der typische Hochbergwaldcharakter verloren geht und die Ausbildung eines potenziellen natürlichen Rohhumus-Buchen-Bergwaldes (D1-6d-B2) in der selbstorganisierten Entwicklung wahrscheinlich wird.

Aufgrund dieses Befundes bietet sich je nach den Zielvorgaben für den Standort entweder an, den Fichtenanteil durch konsequente Freistellung von der bedrängenden Rot-Buche zu erhalten, was zur Ausbildung eines Rohhumus-Fichten-Bergforstes (Dg-5n-b1) bei Erhalt des aktuellen Bestandesbildes führen würde, wobei die zunehmende Abweichung von der sich ausbildenden neuen Waldnatur in Kauf genommen wird. Alternativ ist es möglich, die eigendynamische Entwicklung hin zu einem Buchenwald mit abnehmendem Fichtenanteil zugunsten der Rot-Buche zuzulassen.

10.2.12 Level II-Standort 1609

Dieser forstlich induzierte Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2), der an diesem Standort einen potenziellen natürlichen Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2) ersetzt, zeichnet sich dadurch aus, dass die Weiß-Tanne mit einem Grundflächenanteil von knapp 60 % gegenüber der Fichte den überwiegenden Bauwert besitzt. Das fast vollständige Fehlen der Rot-Buche und der hohe Mengenanteil der Fichte (40 %) bedingen die ökologische Zuordnung zum Fichten-Bergforst. Die in diesem Bestand überwiegende Tanne ist in geringerem Maße auch Bestandteil der natürlichen Buchenwaldgesellschaft und ist ökologisch wie naturschutzfachlich positiv zu bewerten. Das fast vollständige Fehlen der Buche führt jedoch zu einer nur geringen Übereinstimmung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten von weniger als einem Drittel, was eine eher geringe Anpassungsfähigkeit an zu erwartende Umweltveränderungen (insbesondere eine Klimaerwärmung) bedingt.

Die geringe Basensättigung des Oberbodens könnte sich bei der in den Szenarien erwarteten Verengung des C / N – Verhältnisses im Oberboden nachteilig auf die ausgewogene Nährstoff-Verfügbarkeit auswirken. Waldbaulich wäre daher eine Förderung des Buchenanteils geboten, um die

Anpassungsfähigkeit an veränderliche Umweltbedingungen zu erhöhen und eine meliorative Wirkung auf den Oberbodenzustand zu erzielen.

10.2.13 Standort W.I.E. Biesenthal

Der Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2) im nordostdeutschen Tiefland entspricht dem derzeitigen potenziellen natürlichen Ökosystemtyp. Die empirischen Befunde aus der Waldökosystemforschung, die aus Aufnahmen aus den Jahren 1993, 1997 und 2000 herrühren und im Bericht zum Vorgängerprojekt dokumentiert und interpretiert wurden (Jenssen et al. 2013), bestätigen trotz stattgehabter erhöhter N-Einträge und daraus folgender leichter Verengung des C/N-Verhältnisses des Oberbodens eine hohe Pufferfähigkeit des jungpleistozänen Standortes, die nicht durchgehend den Befunden der dynamischen Modellierung entsprechen. Hier fällt insbesondere eine extreme Absenkung der Basensättigung auf, die unter den Bedingungen des Jungpleistozäns wenig plausibel erscheint.

Im Klimaszenario RCP 2.6 wird die Fahrrinne des derzeitigen Ökosystemtyps nicht verlassen, während im Szenario RCP 8.5 aufgrund der deutlichen Erwärmung und der Zunahme von Sommertrockenheit die Ausbildung eines Moder-Eichen-Hainbuchen-Buchenwaldes (Ec-4n-C2) wahrscheinlich wird. Dieser Typwandel tritt als Folge einer gegenüber den heimischen Eichenarten und der Hainbuche geschwächten Konkurrenzkraft der Rot-Buche auf.

Eine Erhöhung der ökologischen Plastizität des Buchenbestandes kann dadurch erreicht werden, dass bei der anstehenden Naturverjüngung und Jungbestandspflege darauf geachtet wird, natürlich ankommende Laubbaumarten, insbesondere die Hainbuche und die heimischen Eichenarten konsequent zu fördern. Eine mosaikartige Struktur der verschiedenen Baumarten sollte dabei angestrebt werden, um einer frühzeitigen Entmischung des Buchenbestandes entgegenwirken.

10.2.14 Standort W.I.E. Kahlenberg

Dieser Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1) im Jungpleistozän Nordost-Brandenburgs stand zwischen 1975 und 1990 unter dem Einfluss überhöhter N-Einträge im luvseitigen Einzugsbereich einer Schweinemastanlage. In der Vegetation spiegelte sich die Anhebung des trophischen Niveaus in einer zunehmenden Flächendeckung der Himbeere (Rubus idaeus) bei gleichzeitigem Rückgang der Drahtschmiele (Deschampsia flexuosa) wider.

Auf dem von Natur aus besser nährstoffversorgten Standort haben die erhöhten N-Einträge bisher zu keiner Veränderung des Ökosystemtyps geführt. Die Ergebnisse der dynamischen Modellierung zeigen jedoch in Übereinstimmung mit der beobachteten Entwicklung des Vegetations- als auch des Oberbodenzustands eine klare Tendenz in Richtung des trophisch anspruchsvolleren Ökosystemtyps, dem Moder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2), der unabhängig von dem jeweiligen Klimaszenario (RCP 2.6 oder 8.5) als wahrscheinlicher künftiger Ökosystemtyp anzunehmen ist.

Um einer möglichen Destabilisierung des Kiefernbestandes entgegenzuwirken, ist ein Laubbaum-Voranbau und eine forstlich gesteuerte Umwandlung in den unter Klimawandel zu erwartenden potenziellen natürlichen Ökosystemtyp Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-c2) zu empfehlen.

10.2.15 Standort W.I.E. Peitz

Der Standort ist makroklimatisch und bodenkundlich repräsentativ für ca. 50 % der Waldfläche des Landes Brandenburg (Jenssen et al. 2013). Über Jahrhunderte war der Bestand einer anthropogenen Degradation durch Streunutzungen, Waldweide und Waldbrände ausgesetzt, die regelmäßig die organische Auflagehumusschicht vernichteten. Im Ergebnis der degradierenden Einflüsse stellte sich auf dem Standort eine flechtenreiche Kiefernwaldgesellschaft ein. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts war das Ökosystem langjährig Immissionen von Stickstoffverbindungen in Kombination mit basischen Flugaschen und Schwefelverbindungen ausgesetzt. Unter dem Einfluss natürlicher Regradation und insbesondere des Eintragsgeschehens in der zweiten Hälfte des vergangenen

Jahrhunderts hat sich der Oberbodenzustand kontinuierlich wieder dem natürlichen Standortspotenzial angenähert. Von wesentlicher Bedeutung für diese eintragsgestützte Standortsregradation dürfte es gewesen sein, dass neben den Einträgen von Stickstoff- und Schwefelverbindungen auch basische Stäube eingetragen wurden, so dass Nährstoffdisharmonien zumindest teilweise ausgeglichen bzw. verhindert wurden. Diese empirischen Befunde (Jenssen et al. 2013) werden durch die Ergebnisse der retrospektiven dynamischen Modellierung bestätigt. Der Standort ist im Laufe dieser Entwicklung wieder laubwaldfähig geworden, so dass der potenzielle natürliche Ökosystemtyp heute ein Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-B2) ist.

Die Ergebnisse der in die Zukunft gerichteten dynamischen Modellierung zeigen eine weitere Verengung des C/N-Verhältnisses und eine weitere Verschärfung des Wasserhaushalts. Als künftiger Ökosystemtyp kann unter Beibehaltung der derzeitigen Bestockung ein subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3n-c1) angenommen werden. Um Humuszustand, Produktivität und vor allem Stabilität des Bestandes (Waldbrandgefahr!) angesichts des erwarteten Klimawandels weiter zu erhöhen, sollte der Laubbaumanteil, insbesondere von Trauben-Eiche konsequent entwickelt und gefördert werden. Diese forstliche Steuerung sollte mittel- und langfristig zur Ausbildung des zu erwartenden künftigen potenziellen natürlichen Ökosystemtyps Moder-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-C2) führen.

10.2.16 Ergebnisübersicht und Diskussion

Die Gegenüberstellung der Einschätzung von Ökosystemtypen im aktuellen naturnahen Zustand (ANOEST) zeigt eine völlige Übereinstimmung. Dies resultiert aus der guten Informationslage zu den aktuellen Wertebereichen der relevanten Standortfaktoren anhand der zur Verfügung stehenden Messwerte.

Auch die Einschätzung der primär natürlichen Vegetation (PNOEST) zeigt eine weitgehende Übereinstimmung (87%). Unterschiede in der Einschätzung der PNOEST an 2 Standorten(Tabelle 20) ergeben sich aus dem unterschiedlichen Kenntnisstand der örtlichen Situation. Während die zuerst genannten PNOEST alleine aus den Ergebnissen der dynamischen Modellierung hergeleitet wurden, ist in die Abschätzung der zweitgenannten PNOEST jeweils eine langjährige Ortskenntnis mit entsprechenden Vegetations- und Standortanalysen eingegangen. Auf die Unsicherheiten der dynamischen Modellierung wurde in Kapitel 6.4.2 hingewiesen. Allerdings liegen die Einschätzungen der PNOEST nicht sehr weit auseinander und bewegen sich im Ermessensspielraum der Expertenschätzung.

Die Unterschiede hinsichtlich der Entwicklung möglicher zukünftiger Ökosystemtypen bei Annahme unterschiedlicher Klima- und Depositionsszenarien sind überwiegend signifikant und weisen einen deutlichen Trend auf: die erstgenannten Ökosystemtypen zeigen schlechtere Standortbedingungen in der Zukunft an als die zweitgenannten. Die Entwicklung der Humusform wird meistens ungünstiger und der Anteil an Nadelbaumarten höher abgeschätzt. Diese Einschätzung resultiert daraus, dass die erstgenannten zukünftigen Ökosystemtypen aus den Ergebnissen der VSD+-Modellierung abgeleitet wurden. Bei der Abschätzung der zweitgenannten Ökosystemtypen wird dagegen bereits der Einfluss der vorgeschlagenen waldbaulichen Anpassungsmaßnahmen berücksichtigt, so dass dementsprechend die Prognosen der Waldentwicklung günstiger ausfallen.

Zusammenfassend kann eingeschätzt werden, dass die dynamische Modellierung abiotischer Standortparameter zu plausiblen Ergebnissen geführt hat. Bei der Interpretation der Ergebnisse hinsichtlich der geochemisch induzierten Vegetationsentwicklung bleibt immer ein gewisser Ermessensspielraum bestehen. Um den Interpretationsspielraum zu verkleinern, wäre die Kopplung des geochemischen dynamischen Modells VSD+ mit einem dynamischen Vegetationsmodell hilfreich.

Auf Kapitel 12.1 und die Ergänzungen dieses standortspezifischen, den Klimawandel und atmosphärische Stickstoffeinträge berücksichtigende Ansatzes durch den raumstrukturellen Ansatz

der prädiktiven Kartierung der Ökosystemtypen-Regionen unter dem Einfluss des Klimawandels 1991-2070 im Vergleich zur Referenz 1961-1990 wird verwiesen.

Tabelle 20: Übersicht der auf zwei Expertenvoten beruhenden Einschätzungen an 15 Modellstandorten zu künftig möglichen Ökosystementwicklungen bis 2070

Modellstandort	PNOEST	ANOEST	RCP 2.6	RCP 8.5
LII-606	Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)	Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)	Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)	Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
LII-608	Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)	Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)	Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2), Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1)	Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2), Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1)
LII-911	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)	Exp 1: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2) Exp 2: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)	Exp 1: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2) Exp 2: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)
LII-1202	Exp 1: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2) Exp 2: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C1)	Rohhumus-Kiefernforst (Eb,Ec-4n-b1)	Exp 1: Rohhumus-Sand-Kiefernwald (Ed-2n-B1), Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3/4n-b1) Exp 2: Moder-Eichen-Buchenwald (Ec-4n-C1)	Exp 1: Rohhumus-Sand-Kiefernwald (Ed-2n-B1), Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3/4n-b1) Exp 2: Moder-Traubeneichenwald (Ec-3n-C1)
IM Neuglobsow	Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)	Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)	Exp 1: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2) Exp 2: Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2	Exp 1: Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-B2) Exp 2: Moder-Eichenwaldes (Ec-3n-C1)
BUEK 336131	Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2)	Moder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2)	Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2)	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)
BUEK 351931	Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1)	Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1)	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1)	Exp 1: Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1) Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-D1)
BUEK 344231	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)

Modellstandort	PNOEST	ANOEST	RCP 2.6	RCP 8.5
	C2)	C2)		
LII-1405	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)	Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1)	Exp 1: Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1) [Vegetationstyp: Blaubeer-Kiefernforst] Exp 2: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)	Exp 1: Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1) [Vegetationstyp: Drahtschmielen-Kiefernforst] Exp 2: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)
LII-1602	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)	Moder-Buchenwald (Eb-5n-C2)
LII-1605	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)	Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n / 6d-b1) Exp 1: Rohhumus-Buchen-Bergwald (D1-6d-B2)	Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n / 6d-b1) Exp 1: Rohhumus-Buchen-Bergwald (D1-6d-B2)
LII-1609	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)	Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)	Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)	Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)
W.I.E. Biesenthal	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)	Moder-Eichen-Hainbuchen-Buchenwald (Ec-4n-C2)
W.I.E. Kahlenberg	Moder-Buntsand-Buchenwald (Eb-5n-C2)	Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1)	Exp 1: Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1) Exp 2: Moder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2)	Exp 1: Subkontinentaler Rohhumus-moder-Kiefernforst (Ed-3 / 4n-c1) Exp 2: Moder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2)
W.I.E. Peitz	Exp 1: Moder-Kiefern-Trau-beneichenwald (Ed-3n-C2) Exp 2: Rohhumus-Kiefern-Trau-beneichenwald (Ed-3n-B2)	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3n-b1)	Exp 1: Rohhumus-Kiefernforst (E-3n-b1) [Vegetationstyp: Subkontinentaler Drahtschmielen-Kiefernforst] Exp 2: Subkontinentaler Rohhumus-moder-Kiefernforst (Ed-3n-c1)	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3n-c1)

Exp 1 = erstes Expertenvotum (vgl. Kapitel 6); Exp 2 = zweites Expertenvotum 2 (Kapitel 10.2); nicht gekennzeichnet = identische Expertenvoten

11 Flächenbezogene Einstufungen der Ökosystemintegrität

Ziel war es, die flächenbezogene Anwendbarkeit der Methodik zur Einstufung der Ökosystemintegrität (Kapitel 10) auf regionaler Ebene zu überprüfen. Hierzu wurde am Beispiel des *Nationalparks Kellerwald-Edersee* untersucht, ob und inwieweit aus verfügbaren Vegetationsbeschreibungen für 6 Indikatoren und 3 Ökosystemfunktionen ableitbare Abweichungen des aktuellen Ökosystemzustandes vom Referenzzustand auch räumlich verallgemeinerbar sind. Ergänzend wurde untersucht, welchen Beitrag die modellierte Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) (Kapitel 9) für die Ermittlung raum-zeitlicher Trends der Einstufung der Ökosystemintegrität leisten kann.

11.1 Material und Methoden

Für die Entwicklung und Erprobung der Methodik wurde folgendes Datenmaterial verwendet:

- Karte der Wald- und Forstökosystemtypen - *Nationalpark Kellerwald-Edersee,* Maßstab 1:5.000 (Karte 1b in Anhang 7),
- Referenzzustände für die im *Nationalpark Kellerwald-Edersee* vorkommenden Wald- und Forstökosystemtypen, bestimmt auf der Grundlage von 105 Vegetationsaufnahmen an 99 Standorten der permanenten Stichprobeninventur der Waldstruktur (PSI)[15] der Jahre 2007 – 2009 sowie 6 eigenen Aufnahmen aus dem Jahr 2015 (Anhang A3.5),
- *Kullback-Distanzen* und *Prozentuale Ähnlichkeiten der Pflanzenartenmengenverteilung* zu den wahrscheinlichsten Referenzzuständen (Indikatoren für die *Lebensraumfunktion)* sowie *pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis* und *Feuchtekennzahl* als Indikatoren für den *Nährstoff- und Wasserfluss*, ermittelt aus den o.g. 105 Vegetationsaufnahmen (Kapitel 5),
- Karte der modellierten ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) - *Nationalpark Kellerwald-Edersee,* 1991-2010, Maßstab 1:50.000 (Karte 3b in Anhang 7).

Für die aus den Vegetationsbeschreibungen des Kellerwaldes abgeleiteten Ausprägungen der 6 Indikatoren wurden die Verteilungskenngrößen Minimum, Maximum, Median, arithm. Mittel, Standardabweichung sowie der Variationskoeffizient nach Gl. 9.8 ökosystemtypenspezifisch ermittelt. Zur Qualitätssicherung erfolgte eine Bestimmung von indikatorenspezifisch erforderlichen Mindestprobenzahlen (MPZ, Minimum Sample Sizes - MSS) nach Gl. 11.1 (ICP Vegetation 2014) in Abhängigkeit bekannter Messwertvarianzen und einer angestrebten Präzision der Schätzung des arithmetischen Mittelwertes.

$$MSS = \left(\frac{1.96 * Stdev}{tol * Mean}\right)^2 \qquad \text{(Gl. 11.1)}$$

mit: Mean = arithm. Mittel der Stichprobe
StDev = Standardabweichung der Stichprobe
tol = akzeptierter Fehler-Faktor

Die Grundidee hinter der MPZ-Berechnung ist, die Stichprobengröße so zu wählen, dass der wahre Mittelwert der Grundgesamtheit mit einer bestimmten Sicherheit nicht weiter vom empirischen Mittelwert der Stichprobe entfernt liegt, als eine definierte Fehlertoleranz (tol * Mean). Der aus Gl. 11.1 zu entnehmende Z-Wert von 1,96 gewährleistet dies auf einem Signifikanzniveau von α = 0,05, d.h. mit einer Sicherheit von 95 % Als akzeptierter Fehler-Faktor (tol) wurde in Anlehnung an Garten et al. (2007) und Qiu et al. (2001) ein Wert von 0,2 (= 20%) gewählt. Gl. 11.1 setzt voraus, dass die Werte für die 6 Indikatoren annähernd normalverteilt sind und die Standardabweichung aus vielen Werten (mehrere Hundert) gut bekannt ist. Die Analyse der Daten aus dem Kellerwald zeigt allerdings,

[15] Daten der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt Göttingen (NW-FVA)

dass deren Varianzen oft der log-Normalverteilung oder anderen theoretischen Verteilungen folgen. Da Gl. 11.1 bei lognormal verteilten Daten in der Regel zu geringe Mindestprobenzahlen liefert, wurde von Wosniok (2015, zitiert in Schröder et al. 2016 a) für diese Fälle Gl. 11.2 vorgeschlagen:

$$MSS = -\frac{B}{4A} + \sqrt{\left(\frac{B}{4A}\right)^2 - \frac{Stdev_{log}^2}{A}} \qquad \text{(Gl. 11.2)}$$

mit:

$$A = \left(\frac{1}{1.96}\left\{\ln[Mean * (1 + tol)] - Mean_{log} - \frac{Stdev_{log}^2}{2}\right\}\right)^2$$

$$B = -2A - 2 * Stdev_{log}^2 - Stdev_{log}^4$$

$$Mean_{log} = \ln(Mean) - \frac{Stdev_{log}^2}{2}$$

$$Stdev_{log} = \sqrt{\ln\left(1 + \frac{Stdev^2}{Mean^2}\right)}$$

Auf dieser Grundlage erfolgte die MPZ-Berechnung für 12 im *Nationalpark Kellerwald-Edersee* vorkommende Ökosystemtypen und für 6 Indikatoren. Für die *Kullback-Distanz* und *Ähnlichkeit der Artenmengenverteilung* konnten 85 Vegetationsaufnahmen ausgewertet werden. Die 72 Teildatensätze wurden mit dem Shapiro-Wilk-Test (Shapiro & Wilk 1965) auf Normalverteilung bzw. nach log-Transformierung auf log-Normalverteilung (α = 0,05) geprüft. Für Daten unbekannter Verteilung wurde auf Gl. 11.2 zurückgegriffen, da diese i.d.R. etwas höhere und damit sicherere Fallzahlen liefert als Gl. 11.1. Anders wurden für die Indikatoren des Nährstoff- und Wasserhaushalts (*pH-Wert in 1/10 KCl, Basensättigung, C/N-Verhältnis, Feuchtekennzahl)* die bekannten Mittelwerte und Standardabweichungen der Referenzzustände vor 1990 für 60 Wald- und Forstökosystemtypen (Anhang A1.7) für die Bestimmung der MPZ nach Gl. 11. 2 verwendet, da diese auf größeren Fallzahlen beruhen.

In einem nächsten Schritt wurde die Methode zur Einstufung der Ökosystemintegrität (Kapitel 10) auf die Daten zu Ökosystemtypen im kellerwald, für die eine ausreichende MPZ nachgewiesen werden konnte, angewendet. Dies erfolgte für die o.g. 6 Indikatoren und 3 Funktionen sowie funktionenübergreifend das jeweilige Ökosystem. Anschließend wurden drei unterschiedliche methodische Ansätze für die Ermittlung der Abweichungs- und Veränderungsstufen (*1- sehr gering, 2- gering, 3- mittel, 4- hoch, 5- sehr hoch)* auf Eignung für eine flächenbezogene Anwendung untersucht:

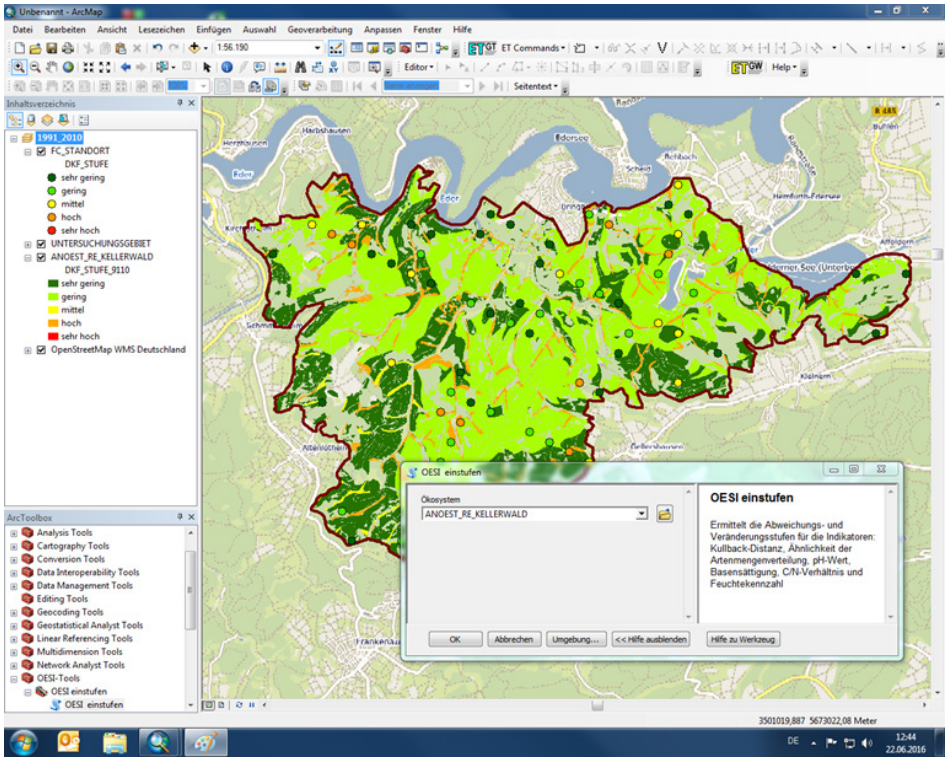
ökosystemspezifische Einstufung basierend auf den Medianen der Indikatorenausprägungen (Methode 1),
ökosystemspezifische Einstufung basierend auf den Medianen der Abweichungsstufen auf Indikatorebene (Methode 2),
Mittelwert der Einstufungen an Einzelstandorten bezogen auf ein 2,5 x 2,5 km Raster (Methode 3).

Die exemplarische Anwendung auf die Untersuchungsstandorte im *Nationalpark Kellerwald-Edersee* diente der Präferenzentscheidung für eine der drei Methoden. Unterstützend wurde für Methode 1 der Variationskoeffizient (VarK) als Homogenitätskriterium herangezogen und untersucht, wo größere Streuungen der Indikatorenausprägungen eine Regionalisierung anhand des Ökosystemtyps erschweren. Im Anschluss erfolgte eine Überprüfung der räumlichen Verallgemeinerbarkeit der Abweichungs- und Veränderungseinstufungen anhand der Karte der Wald- und Forstökosystemtypen - *Nationalpark Kellerwald-Edersee* (Maßstab 1:5.000). Darüber hinaus wurde die Regionalisierung anhand eines regelmäßigen Rasters von 2,5 km x 2,5 km (Methode 3) erprobt.

Stützen sich die Methoden 1 und 2 für eine Regionalisierung der Einstufungen auf die Homogenität der Ökosystemtypen, wurde auch geprüft, inwieweit die mittels der Fuzzy-Modellierung geschätzten Feuchtekennzahlen nach Hofmann (2002) (Kapitel 9) für eine räumlich explizite Einstufung der Abweichungen vom Referenzzustand anhand klimatisch, bodenkundlich und hydrologisch bestimmter Raumeinheiten dienen können (Methode 4). Hierzu wurde die fuzzy-basierte Modellierung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) (Karte 3b in Anhang 7) mit der Karte der Wald- und Forstökosystemtypen im *Nationalpark Kellerwald-Edersee* (Karte 1b in Anhang 7) räumlich verknüpft, die Abweichungen der modellierten Feuchtekennzahlen vom ökosystemtypenspezifischen Referenzzustand flächenbezogen und für die vier Zeitfenster 1961-90, 1991-2010, 2011-40 und 2041-70 eingeschätzt und das Ergebnis kartografisch dargestellt. Es folgte ein Vergleich der Methoden 2 und 4 im Hinblick auf Flächendifferenzierung und Trefferquote. Für letzteres wurde die mittlere Abweichungsstufe in einem 50 m–Puffer um die Vegetationsaufnahmeflächen aus den Ergebnissen der Methoden 2 und 4 bestimmt und mit den standortbezogenen Einstufungen verglichen. Um Potenziale der raum-zeitlich differenzierenden Methode 4 aufzuzeigen, wurden die Veränderungen der Abweichungstufen von 1991-2010 bis 2011-2040 bzw. 1991-2010 bis 2041-2070 am Beispiel des Kellerwaldes ermittelt und flächenstatistisch ausgewertet sowie die von Erhöhungen der Abweichungen vom Referenzzustand betroffenen Ökosystemtypen selektiv kartiert. Des Weiteren wurden die Flächenanteile der Abweichungsstufen ökosystemtypenspezifisch ermittelt und daraus erkennbare zeitliche Trends abgeleitet.

Zur Effektivierung der Anwendung des o.g. Klassifikationsmodells auf größere Datenmengen wurde das Softwaretool „OESI einstufen“ entwickelt. Die funktionelle Erweiterung des kommerziellen Geoinformationssystems ArcGIS® Desktop 10.2 (Abbildung 51) wurde unter Verwendung der Programmiersprache Python realisiert. Es unterstützt die Einstufung der Abweichungen vom Referenzzustand auf der Basis von 2711 Regeln für bislang 60 Ökosystemtypen und 6 Indikatoren: Kullback-Distanz, Ähnlichkeit der Artenmengenverteilung, pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis sowie Feuchtekennzahl.

Abbildung 51: Funktionelle Erweiterung für ArcGIS 10.2 zur Einstufung der Abweichungen vom Referenzzustand



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

11.2 Ergebnisse und Diskussion

Mindestprobenzahlen. Die indikatoren- und ökosystemtypenspezifischen Mindestfallzahlen für eine Schätzung des arithmetischen Mittelwertes mit einer angestrebten Fehler-Toleranz von +/- 20 % vom Mittelwert sind Tabelle 21 zu entnehmen.

Tabelle 21: Indikatorenspezifische Mindestprobenzahlen (MPZ) und tatsächliche Stichprobengrößen (n) nach Ökosystemtypen, 85 Standorte, Nationalpark Kellerwald-Edersee

	Kullback			Ähnlichkeit			pH			BS			C/N			DKF		
Öko-Code	MPZ	n	VT	MPZ	n	VT	MPZ	n	VT	MPZ	n	VT	MPZ	n	VT	MPZ	n	VT
D1-5n-C2	42	51	[3]	1	51	[3]	2	51	[3]	6	49	[3]	3	51	[3]	2	48	[3]
D1-6d-D1	8	8	[2]	1	8	[2]	1	8	[3]	2	8	[3]	1	8	[3]	1	8	[3]
Dg-5n-b1	-	1	-	-	1	-	1	1	[3]	5	1	[3]	2	1	[3]	1	1	[3]
Dg-5n-c1	-	1	-	-	1	-	2	1	[3]	3	1	[3]	2	1	[3]	1	1	[3]
Dg-5n-c2	8	3	[2]	34	3	[2]	3	3	[3]	4	3	[3]	3	3	[3]	1	3	[3]
Dg-6d-c1	13	3	[2]	54	3	[2]	2	3	[3]	7	3	[3]	4	3	[3]	1	3	[3]
Dg-8z-D1	-	1	-	-	1	-	-	1	[3]	-	1	[3]	-	1	[3]	-	1	[3]
Eb-5n-C2	-	1	-	-	1	-	3	1	[3]	3	1	[3]	2	1	[3]	2	1	[3]
Eb-5n-D1a	27	7	[2]	1	7	[2]	1	7	[3]	4	6	[3]	1	7	[3]	2	6	[3]
Ebc-4n-c1	-	1	-	-	1	-	-	1	[3]	-	1	[3]	-	1	[3]	-	1	[3]
Eg-5r-E1	-	1	-	-	1	-	2	3	[3]	5	3	[3]	1	3	[3]	2	3	[3]
Eg-7g-C1	-	1	-	-	1	-	3	1	[3]	3	1	[3]	1	1	[3]	4	1	[3]
Eg-7g-D1	2	3	[2]	3	3	[2]	2	3	[3]	2	3	[3]	1	3	[3]	2	3	[3]
Eg-7o-T5	-	1	-	-	1	-	2	1	[3]	2	1	[3]	3	1	[3]	1	1	[3]
Summe	100	83		94	83		24	85		46	82		24	85		20	81	
Anzahl		3			4			8			4			7			10	
%		21			29			57			29			50			71	

Erläuterung: Ökosystemtyp: D1-5n-C2 = Moder-Buchen-Bergwald, D1-6d-D1 = Braunmull-Buchen-Bergwald, Dg-5n-b1 = Rohhumus-Fichten-Bergforst, Dg-5n-c2 = Moder-Fichten-Bergforst, Dg-6d-c1 = Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst, Dg-6d-c1 = Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst, Dg-8z-D1 = Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald, Eb-5n-C2 = Moder-Buntsand-Buchenwald, Eb-5n-D1a = Sandbraunmull-Buchenwald, Ebc-4n-c1 = Rohhumusmoder-Kiefernforst, Eg-5r-E1 = Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald, Eg-7g-C1 = Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald, Eg-7g-D1 = Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald, Eg-7o-T5 = Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald ; fett = MPZ erreicht oder überschritten; Anzahl = Anzahl der Ökosystemtypen mit erreichter oder überschrittener MPZ; % = Prozentualer Anteil der Ökosystemtypen mit erreichter oder überschrittener MPZ; VT = Verteilung; [1] = Normalverteilung (Gl. 11.1); [2] = log-Normalverteilung (Gl. 11.2); [3] = unbekannte Verteilung (Gl. 11 2)

Auf Basis der untersuchten Varianzen im Kellerwald ergeben sich für die Ermittlung der mittleren *Kullback-Distanz* ökosystemtypenspezifische MPZ von 2 bis 42. Vergleichsweise stark ist die Streuung beim Indikator *Ähnlichkeit der Artenmengenverteilung*, wobei auffällt, dass für die Gruppe der Forst-Ökosystemtypen deutlich höhere Fallzahlen (34 - 54) benötigt werden als für die Wald-Ökosystemtypen (1 - 3). Damit stellen sich die MPZ für die Indikatoren der *Lebensraumfunktion* insgesamt stark ökosystem(gruppen)spezifisch dar. Anders ist es bei den MPZ für die Indikatoren des *Nährstoff- und Wasserflusses*, welche anhand der Referenzspannen der 12 für den Kellerwald relevanten Referenztypen des Waldkunde-Instituts Eberswalde berechnet wurden. Die MPZ für den *pH-Wert* liegen in einer sehr engen Spanne zwischen 1 und 3. Der gewählte Toleranz-Faktor von 0,2

gewährleistet je nach Ökosystemtyp Konfidenzintervalle von +/- pH 0,64 bis pH 1,07 (α = 0,05). Die MPZ für die *Basensättigung (BS)* betragen abhängig vom Ökosystemtyp 2–7 und beim *C/N-Verhältnis* 1–4. Der Mittelwert der Grundgesamtheit ist bei der *Basensättigung* in einem Konfidenzintervall von +/- 4,1 bis 11,6 % und beim *CN* von +/- 2,6 bis 4,7 zu vermuten. Für die Ermittlung der *mittleren Feuchtekennzahl (DKF)* werden für die Einhaltung der angestrebten Fehler-Toleranz 1–4 Probeflächen benötigt, wobei die Konfidenzintervalle je nach Ökosystemtyp zwischen +/- 0,6 und 1,5 Feuchtestufen liegen.

Der Vergleich der MPZ mit den tatsächlichen Stichprobengrößen zeigt, dass im betrachteten Stichprobennetz des Kellerwaldes die Mindestprobenzahlen nur bei 3 der 14 Ökosystemtypen erreicht werden: *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2), Braunmull-Buchen-Bergwald (D1-6d-D1), Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald (Eg-7g-D1).* Beim *Sandbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1a)* werden bei fast allen untersuchten Indikatoren die MPZ mit Ausnahme der Kullback-Distanz erreicht. Defizite ergeben sich bei den anderen Ökosystemtypen insbesondere aufgrund nicht erreichter MPZ bei den Indikatoren für die *Lebensraumfunktion*, insbesondere in der Gruppe der Forst-Ökosystemtypen. Daher werden im Folgenden für die Überprüfung der flächenbezogenen Anwendbarkeit der Methodik nur die 4 o.g. Ökosystemtypen sowie der im Kellerwald flächenmäßig bedeutsame *Moder-Buntsand-Buchenwald (Eb-5n-C2)* betrachtet. Aufgrund nicht erreichter MPZ ausgeschlossen wurden die Forst-Ökosystemtypen *Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)* und *Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst (Dg-6d-c1)* und andere nur mit einer Probefläche belegte Ökosystemtypen. Gleiches gilt für den *Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald (Eg-5r-E1),* da für diesen Ökosystemtyp keine Referenzbeschreibung vorliegt. Zur Untersuchung der hier nicht berücksichtigten 10 Ökosystemtypen müsste das Stichprobennetz um weitere Standorte z.B. der permanenten Stichprobeninventur (PSI) im Kellerwald ergänzt werden.

Ökosystemspezifische Abweichungs- und Veränderungsstufen (Methoden 1 und 2). Die anhand der 70 Vegetationsaufnahmen aus dem *Nationalpark Kellerwald-Edersee* für 5 Ökosystemtypen und 6 Indikatoren bestimmten Verteilungskennwerte zeigt Tabelle 22. Betrachtet man die ökosystemtypenspezifischen Variationskoeffizienten, so finden sich die geringsten Varianzen beim Indikator *Ähnlichkeit der Artenmengenverteilung* (Ø 9,0 %) gefolgt vom *pH-Wert* und *C/N-Verhältnis* (Ø 10,0 %) sowie der *Basensättigung* und *Feuchtekennzahl* (Ø 12,0 %). Die Varianz der *Kullback-Distanz* ist dagegen auffällig hoch (Ø 38,0 %). Nimmt man den VarK als Homogenitätskriterium und sieht eine Übertragbarkeit des ökosystemspezifischen Mittelwertes in Fällen von VarK < 20 % auf die gesamte Fläche des Ökosystemtyps im Kellerwald als gegeben, so wäre dies bei 20 von 30 Fällen möglich. Defizite ergeben sich insbesondere hinsichtlich der *Kullback-Distanz* und *Basensättigung* sowie in den Fällen mit nicht ausreichender Stichprobengröße (*Eb-5n-C2*).

Die Einstufungen der Abweichungen vom Referenzzustand an den 70 Vegetationsstandorten zeigt Tabelle 23 (siehe auch Anhang A3.6). Danach liefern bei den Indikatoren der *Lebensraumfunktion* beide Methoden die gleichen ökosystemspezifischen Einstufungen, dagegen bei den 4 Indikatoren des *Nährstoff- und Wasserflusses* unterschiedliche. Die mit Methode 2 ermittelten Abweichungs- und Veränderungsstufen liegen häufig höher als die Einstufungen aufgrund der Mediane der Indikatorenausprägungen (Methode 1). Letzteres ist darin begründet, dass bei Methode 2 Werte ober- und unterhalb der Referenzspannen zu gleichen Abweichungsstufen führen können. Dagegen tendieren die Einstufungen nach der Methode 1 stärker in Richtung der jeweiligen Referenzspanne.

Tabelle 22: Verteilungskennwerte von 6 Indikatoren und 5 Ökosystemtypen im Nationalpark Kellerwald-Edersee

Öko-Code	n	Min	Max	Median	Mean	StDev	VarK
Kullback-Distanz							
D1-5n-C2	51	0,23	1,71	0,36	0,45	0,30	66 %
D1-6d-D1	8	0,69	1,38	0,94	0,95	0,24	26 %
Eb-5n-C2	1	0,55	0,55	0,55	0,55	---	---
Eb-5n-D1a	7	0,36	1,08	0,44	0,60	0,29	48 %
Eg-7g-D1	3	1,05	1,29	1,25	1,20	0,13	11 %
Prozentuale Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung							
D1-5n-C2	51	56,32	79,20	70,30	69,64	5,57	8 %
D1-6d-D1	8	49,34	59,81	51,50	52,74	3,62	7 %
Eb-5n-C2	1	63,56	63,56	63,56	63,56	---	---
Eb-5n-D1a	7	60,77	74,14	69,48	67,88	4,50	7 %
Eg-7g-D1	3	35,08	47,08	44,15	42,10	6,26	15 %
pH-Wert							
D1-5n-C2	51	3,10	5,29	4,52	4,45	0,57	13 %
D1-6d-D1	8	3,53	5,67	4,71	4,79	0,64	13 %
Eb-5n-C2	1	3,21	3,21	3,21	3,21	---	---
Eb-5n-D1a	7	4,33	5,28	4,61	4,77	0,39	8 %
Eg-7g-D1	3	4,86	5,42	4,89	5,06	0,32	6 %
Basensättigung							
D1-5n-C2	51	20,58	62,90	33,66	33,66	6,74	20 %
D1-6d-D1	8	36,84	49,65	39,36	41,92	5,52	13 %
Eb-5n-C2	1	22,33	22,33	22,33	22,33	---	---
Eb-5n-D1a	7	30,53	42,07	38,81	37,09	4,45	12 %
Eg-7g-D1	3	47,54	50,88	48,58	49,00	1,71	3 %
C/N-Verhältnis							
D1-5n-C2	51	13,17	22,34	16,31	16,80	2,03	12 %
D1-6d-D1	8	13,55	18,64	14,75	15,30	1,72	12 %
Eb-5n-C2	1	21,45	21,45	21,45	21,45	---	---
Eb-5n-D1a	7	13,12	16,98	15,46	15,22	1,38	9 %
Eg-7g-D1	3	14,31	15,69	14,72	14,91	0,71	5 %
Feuchtekennzahl							
D1-5n-C2	51	3,87	7,47	5,05	5,23	0,78	15 %
D1-6d-D1	8	4,66	6,91	5,79	5,77	0,75	13 %
Eb-5n-C2	1	4,31	4,31	4,31	4,31	---	---
Eb-5n-D1a	7	5,23	7,16	6,04	6,13	0,75	12 %
Eg-7g-D1	3	5,30	6,04	5,86	5,73	0,39	7 %

Beispiel: Die Wertespanne der aus 8 Zeigerwertberechnungen stammenden Feuchtekennzahlen für den *Braunmull-Buchen-Bergwald (D1-6d-D1)* im Kellerwald liegt zwischen 4,7 und 6,9, die Referenzspanne zwischen 5,6 und 6,2. Es gibt überwiegend Werte beiderseits dieser Referenzspanne, welche nach Methode 2 zur Stufe *mittlere Abweichung* vom Referenzzustand führen. Der Medianwert der Indikatorenausprägung entsprechend der Methode 1 liegt dagegen innerhalb der Referenzspanne,

was in nicht angemessener Weise zur Abweichungsstufe *sehr gering* führt. Die Ergebnisse der räumlichen Übertragung der mit Methode 2 ermittelten Mediane der Abweichungs- und Veränderungsstufen auf Basis der Karte der Ökosystemtypen im *Nationalparks Kellerwald-Edersee* zeigen die Karten 4a bis c in Anhang 7.

Tabelle 23: Abweichungs- und Veränderungsstufen der Ökosystemintegrität für 5 Ökosystemtypen anhand von 6 Indikatoren und 3 Funktionen 70 Standorten im Nationalpark Kellerwald-Edersee

Öko-Code	n	Kullback	Ähnl.	pH	BS	C/N	DKF	L	N	W	OESI
Methode 1											
D1-5n-C2	51	sehr gering	sehr gering	gering	sehr gering	gering	sehr gering	sehr gering	gering	sehr gering	sehr gering
D1-6d-D1	8	sehr gering	gering	gering	gering	mittel	sehr gering	gering	gering	sehr gering	gering
Eb-5n-C2	1	sehr gering	sehr gering	gering	gering	gering	gering	sehr gering	gering	gering	gering
Eb-5n-D1a	7	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering
Eg-7g-D1	3	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering
Methode 2											
D1-5n-C2	51	sehr gering	sehr gering	gering	sehr gering	gering	gering	sehr gering	gering	gering	gering
D1-6d-D1	8	sehr gering	gering	gering	mittel	mittel	mittel	gering	mittel	mittel	mittel
Eb-5n-C2	1	sehr gering	sehr gering	gering	gering	gering	gering	sehr gering	gering	gering	gering
Eb-5n-D1a	7	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	gering	gering	sehr gering	sehr gering	gering	sehr gering
Eg-7g-D1	3	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering	sehr gering

Erläuterung: Methode 1 = Ökosystemspezifische Abweichungs- und Veränderungsstufen basierend auf den Medianen der Indikatorenausprägungen; Methode 2= Ökosystemspezifische Abweichungs- und Veränderungsstufen basierend auf den Medianen der Abweichungsstufen auf Indikatorebene; Abweichungsstufen: sehr gering, gering, mittel, hoch; L = Lebensraumfunktion, N = Nährstofffluss, W = Wasserfluss, OESI = Veränderungen der Ökosystemintegrität.

Rasterbezogene Abweichungs- und Veränderungsstufen (Methode 3). Die Ergebnisse der Übertragung des Mittelwertes der standortbezogenen Einstufungen auf ein Raster von 2,5 km x 2,5 km über der Fläche des Kellerwaldes sind in den Karten Karten 4d bis f in Anhang 7 wiedergegeben.

Modellierung der Abweichungsstufen für den Indikator Bodenfeuchte (Methode 4). Die flächenbezogene Einstufung der Abweichungen der Feuchtekennzahl vom jeweiligen Referenzzustand im *Nationalpark Kellerwald-Edersee* für die vier Zeitfenster 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040 und 2041-2070 unter Anwendung der Fuzzy-Modellierung (Methode 4) ist in Karte 5a in Anhang 7 dargestellt.

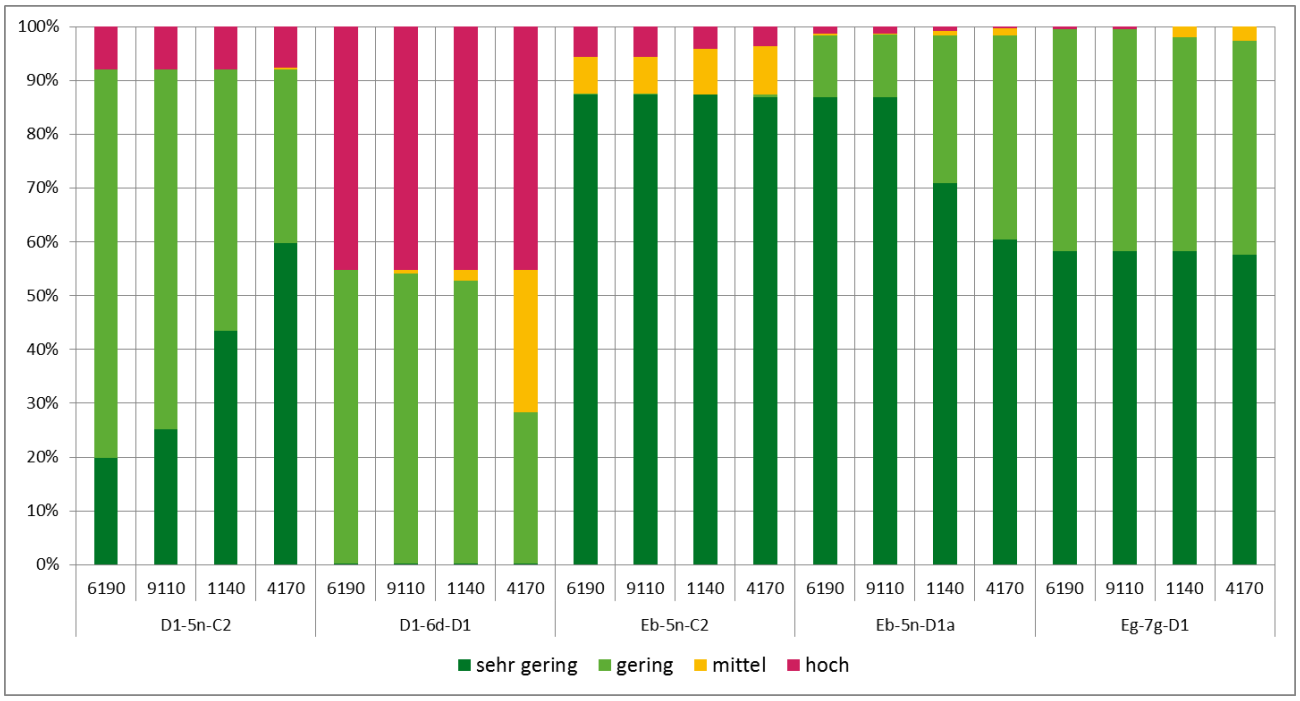
Am Beispiel des Kellerwaldes konnten durch flächenstatistische Auswertung der Veränderungen der Abweichungsstufen beim Indikator *Bodenfeuchte* überwiegend Verringerungen der Abweichungen um eine Stufe, d.h. eine Annäherung an den Referenzzustand festgestellt werden (Tabelle 24).

Tabelle 24: Flächenbilanz der Veränderungen der Abweichungsstufen [ha] beim Indikator Bodenfeuchte zwischen 1991-2010 und 2011-2040 bzw. 1991-2010 und 2011-2040, Nationalpark Kellerwald-Edersee

		2011-2040					
Stufe		sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch	Summe
1991-2010	sehr gering	1152	70	---	---	---	1222
	gering	630	1503	1	---	---	2135
	mittel	---	---	29	---	---	29
	hoch	---	---	7	288	---	294
	sehr hoch	---	---	---	---	---	---
	Summe	1782	1573	37	288	---	3680

		2041-2070					
Stufe		sehr gering	gering	mittel	Hoch	sehr hoch	Summe
1991-2010	sehr gering	998	224	---	---	---	1222
	gering	1287	836	12	---	---	2135
	mittel	---	---	29	---	---	29
	hoch	---	---	20	275	---	294
	sehr hoch	---	---	---	---	---	---
	Summe	2285	1059	60	275	---	3680

Abbildung 52: Zeitliche Trends der Abweichungen des Indikators Feuchtekennzahl vom Referenzzustand für 5 Ökosystemtypen im Nationalpark Kellerwald-Edersee



Erläuterung: Ökosystemtypen: D1-5n-C2 = Moder-Buchen-Bergwald, D1-6d-D1 = Braunmull-Buchen-Bergwald, Eb-5n-C2 = Moder-Buntsand-Buchenwald, Eb-5n-D1a = Sandbraunmull-Buchenwald, Eg-7g-D1 = Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald; Abweichungsstufen: sehr gering, gering, mittel, hoch; 0 – 100 % = Ökosystemtypenspezifische Flächenanteile der Abweichungsstufen im Kellerwald; Zeitfenster: 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040, 2041-2070; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Demnach sind klimawandelbedingte Vergrößerungen der Abweichungen vom Referenzzustand im Kellerwald demnach auf einer Fläche von 71 ha im Zeitfenster 2011-2040 und auf 236 ha im Zeitfenster 2041-2070 zu erwarten. Als flächenmäßig bis 2070 besonders betroffene Ökosystemtypen zeigen sich der *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2)* mit 200,86 ha, der *Sandbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1a)* mit 20,89 ha sowie der *Braunmull-Buchen-Bergwald (D1-6d-D1)* mit 10,76 ha. Die Lage der von

zunehmenden Abweichungen betroffenen Ökosystemtypen im Kellerwald zeigt Karte 5b in Anhang 7. Die ökosystemtypenspezifische Auswertung der Flächenanteile der Abweichungsstufen über die 4 Zeitfenster ergibt die in Abbildung 52 verdeutlichte Bilanz der Abweichungsstufen bis zum Jahr 2070. Demnach deuten sich Veränderungen in Richtung des Referenzzustandes insbesondere für den *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2),* sich vergrößernde Abweichungen für den eher an feuchtere Standortverhältnisse gebundenen *Braunmull-Buchen-Bergwald (D1-6d-D1)*.

Diskussion. Für ökosystemspezifische Einstufungen ist Methode 2 gegenüber Methode 1 eher zu empfehlen, da letztere bei den Indikatoren mit Abweichungsstufen beiderseits der Referenzspanne durch den verwendeten Median oft nur in Richtung der jeweiligen Referenzspanne tendiert. Dies macht sich insbesondere bei den Ökosystemtypen bzw. Indikatoren mit einer großen Varianz (viele Werte beiderseits der Referenzspanne) bemerkbar. Die rasterbezogene Einstufung (Methode 3) kann gegenüber der ökosystemtypenspezifischen Einstufung (Methoden 1 und 2) zu einer höheren räumlichen Differenzierung führen, wie am Kellerwald deutlich wurde, da dieser flächenmäßig stark vom *Moder-Buchen-Bergwald (D1-5n-C2)* dominiert wird. Die Methode 3 hat den Vorteil, dass diese keine Informationen über die räumliche Verteilung der Ökosystemtypen im Gebiet benötigt. Die ökosystemspezifischen Einstufungen erlauben eine bessere Absicherung indikatorspezifischer MPZ.

Die auf klimatischen, pedo- und hydrologischen Raumeinheiten und dem Fuzzy-Modell aufbauende Methode 4 kennzeichnet zumindest beim Indikator *Bodenfeuchte* eine hohe räumliche Differenzierung. Die Trefferquote, d.h. die Übereinstimmung der auf Zeigerwertberechnungen (n = 70) fußenden Einstufungen mit den auf der Methode 4 beruhenden Abweichungsstufen ist mit 37 % höher als bei denen, die mit der Methode 2 eingestuft wurden (29 %). Die Fuzzy-Modellierung eröffnet zudem eine Betrachtung raum-zeitlicher Trends der Abweichungen vom Referenzzustand, wie am Beispiel des Nationalparks Kellerwald-Edersee für die vier Zeitfenster 1961-90, 91-2010, 2011-40 und 2041-70 dargelegt wurde. Unsicherheiten bei den Methode 4 ergeben sich insbesondere aus der Güte des Fuzzy-Modells (RSME = 0,86 DKF und MAE = 0,67 DKF).

Schlussfolgerungen. Für die flächenbezogene Einstufung der Abweichungen vom Referenzustand und der Veränderung der Ökosystemintegrität werden die Methoden 2 und 3 empfohlen. Es werden mindestens 5 Aufnahmepunkte je Ökosystemtyp bzw. 2 Aufnahmepunkte je Raster empfohlen. Welche der beiden Methoden der Vorrang zu geben ist, hängt davon ab, ob eine Karte der Ökosystemtypen vorliegt und welche räumliche Differenzierung diese aufweist. Die raum-zeitliche Modellierung der Feuchtekennzahl (Methode 4) ist als Ergänzung zu sehen und kann beispielsweise als Grundlage der Messnetzplanung für ein Monitoring der Auswirkungen des Klimawandels auf die Ökosystemintegrität dienen.

12 Verknüpfung der Methodik mit dem Monitoring von Lebensraumtypen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Zur Etablierung eines langfristig ausgerichteten Monitorings des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen (LRT) nach Art. 11 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) wurde im Jahr 2010 ein gemeinsames Vorgehen der Bundesländer zur Durchführung des sog. FFH-Bundesstichprobenmonitorings vereinbart (BfN 2010b). Bewertungen des Erhaltungszustandes der LRT erfolgen hierbei mittels der Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise anhand der Kriterien Arteninventar, Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen (BfN 2010c). Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels und atmosphärischer Stoffeinträge (v.a. Stickstoff) sind im Hinblick auf das Kriterium Zukunftsaussichten für LRT, die Gefährdungen sowie die langfristige Überlebensfähigkeit betreffend (*Future Prospects*, Europäische Kommission 2005) von besonderer Relevanz. Hierzu erforderliche Experteneinschätzungen müssen auf eine möglichst zuverlässige und präzise Informationsbasis gestellt werden. Für das Kriterium der Zukunftsaussichten bedarf es daher einer zielorientierten Prognostik. Auf der Ebene der biogeographischen Regionen könnte das Bewertungskonzept für die Ökosystemintegrität einen Beitrag leisten, indem die prädiktive Kartierung der Ökosystemtypen zum Jahr 2070 hinsichtlich möglicher klimawandelbedingter Veränderungen bestimmter FFH-Lebensraumtypen ausgewertet wird (Kapitel 12.1.1).

Einzelne Bundesländer haben zudem das bundesweite stichprobenbasierte Monitoring weiter verdichtet, um Aussagen über den Erhaltungszustand der LRT auf Landesebene treffen zu können (FENA 2012, Woike 2009, Herr Dr. Tolke, mündl. für Sachsen). Im Land Hessen sind hierfür – anders als im bundesweiten Monitoringkonzept – auch Vegetationsaufnahmen (Willmanns 1998) vorgesehen, um schleichende Veränderungen der Erhaltungszustände zu erkennen (Sukzessionskontrolle), Ursachen für festgestellte Veränderungen zu ermitteln (Ursachenanalyse) oder die Wirksamkeit ergriffener Maßnahmen zu überprüfen (Erfolgskontrolle). Teilweise werden Vegetationsaufnahmedaten genutzt, um Auswirkungen des Klimawandels und atmosphärischer Schadstoffeinträge (v.a. Stickstoff) auf den Erhaltungszustand der Lebensraumtypen zu untersuchen (FENA 2012). Das Bewertungskonzept für die Ökosystemintegrität könnte hierfür einen methodischen Beitrag leisten, indem die speziell für Klimawandel und Stoffeinträge vorgesehenen Indikatoren in Verbindung mit der standortbezogen dynamischen Modellierung bis zum Jahr 2070 in das FFH-Landesstichprobenmonitoring integriert werden (Kapitel 12.1.2).

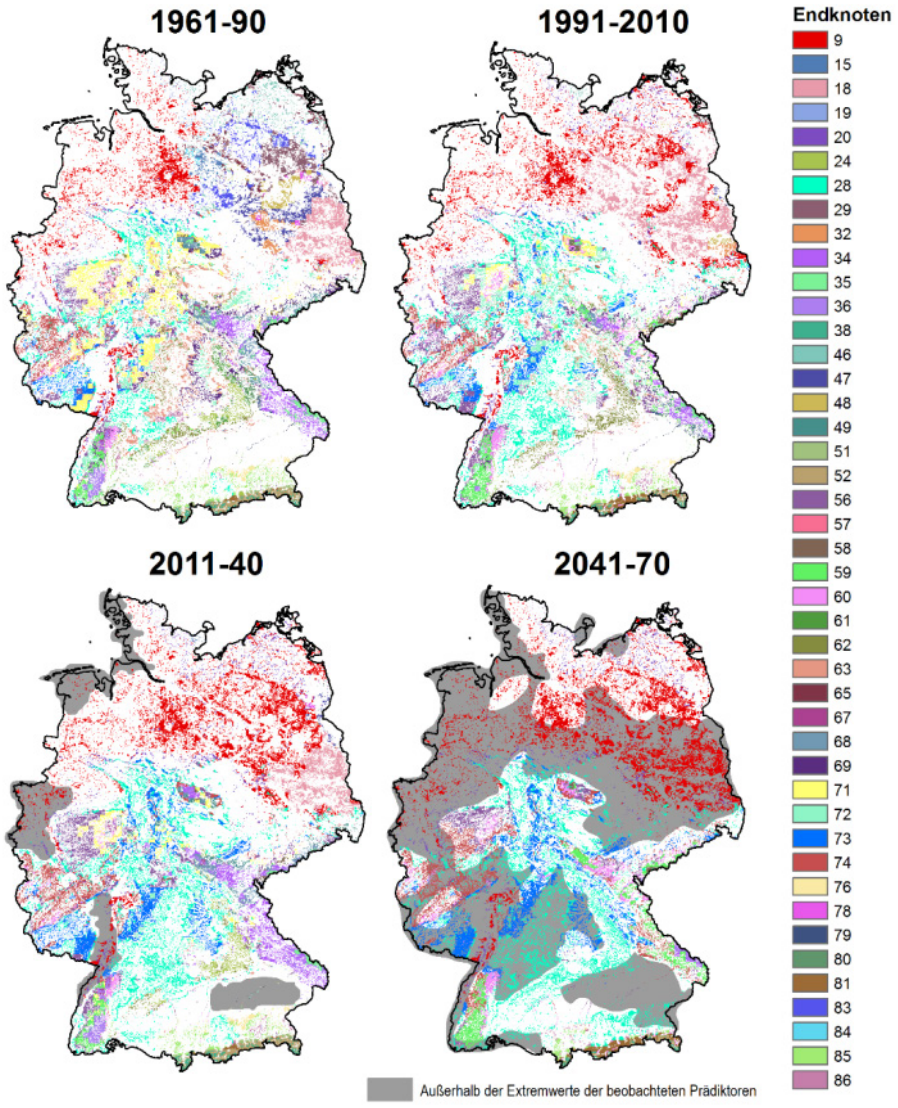
12.1 Prädiktive Kartierung klimawandelbedingter Veränderungen von FFH-Lebensraumtypen

Anknüpfungspunkt für eine prädiktive Kartierung möglicher klimawandelbedingter Veränderungen von FFH-Lebensraumtypen in Deutschland bildet die regelbasierte Kartierung der Ökosystemtypen mittels Classification and Regression Trees (CART) bis zum Jahr 2070 (Jenssen et al. 2013). Das Ergebnis der Anwendung des CART-Modells auf verfügbare Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) sowie die bis zum Jahr 2070 berechneten STAR II-Klimadaten illustriert Abbildung 53. Dargestellt sind die modellierten Veränderungen von insgesamt 44 biogeografischen Raumklassen mit einer jeweils charakteristischen Häufigkeitsverteilung von Wald- und Forstökosystemtypen für 4 Zeitfenster zwischen den Jahren 1961 und 2070.

Dabei korrespondieren viele der Waldökosystemtypen mit dem Klassifikationssystem des Anhangs I der FFH-Richtlinie wie beispielsweise der C3-6d-B2 mit LRT 9110 Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) (siehe Anhang A3.4). Nicht immer jedoch ist eine eindeutige Zuordnung möglich, da innerhalb der FFH-Lebensraumtypen deutliche Variationen in Bezug auf Boden- und Feuchteeigenschaften auftreten können, die zu unterschiedlichen ökologischen Funktionen und

Reaktionen auf Umweltveränderungen führen. Der entscheidende Vorzug der Ökosystemtypisierung ist die demgegenüber höhere innere Homogenität der Einheiten in wesentlichen Merkmalen der Struktur, der wuchsbestimmenden ökologischen Faktoren und der in den Ökosystemen ablaufenden Prozesse. Untersuchungen zu den Auswirkungen von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen auf den Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen kann daher durch Einbeziehung der Ökosystemtypen nach Jenssen et al. (2013) auf eine wesentlich differenziertere und zielorientiertere Informationsbasis gestellt werden, als wenn allein die recht grobe Klassifikation der FFH-Richtlinie verwendet wird.

Abbildung 53: Raumklassen der Wald- und Forstökosystemtypen und deren Lage- und Größenveränderungen bis zum Jahr 2070



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Gruppiert man die in Abbildung 53 dargestellten Wald- und Forstökosystemtypen in den CART-Raumklassen anhand der zugeordneten FFH-Lebensraumtypen (Anhang A3.4), ergeben sich die in Tabelle 25 aufgezeigten Veränderungen des für diese LRT charakteristischen naturräumlichen Potenzials. So resultieren hieraus bis zum Jahr 2070 deutliche Veränderungen für den prioritären LRT *4070 Buschvegetation mit *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum* (Mugo – Rhododendretum hirsutii) in den subalpinen Krummholzlagen sowie für den LRT 9410 Montane bis alpine bodensaure

Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea) in den Hochbergwaldlagen. Nach Mann-Kendall kann dieser Trend zumindest für den LRT 9410 als signifikant ($p < 0.1$) eingestuft werden. Der klimawandelbedingte Rückgang des LRT 91G0 Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus* (Tilio-Carpinetum) überrascht zunächst, ist doch der typische Standort durch trockene bis wechseltrockene Böden in wärmebegünstigten Lagen gekennzeichnet (Ssymank et al 1998). Besonderheiten ergeben sich hier allerdings durch den Wechsel der Raumklassen 18, 29 und 65 zur Raumklasse 9. Neben dem nicht unerwarteten Anstieg der mittleren Lufttemperatur erhöht sich hier entscheidend auch die mittlere Niederschlagsmenge von 549–576 auf 779 mm (Zunahme um 202–230 mm). Hierin zeigt sich ein Wandel von den subkontinentalen Lagen mit relativ geringen Niederschlägen zu den eher atlantisch bis subatlantisch geprägten Klimatönungen.

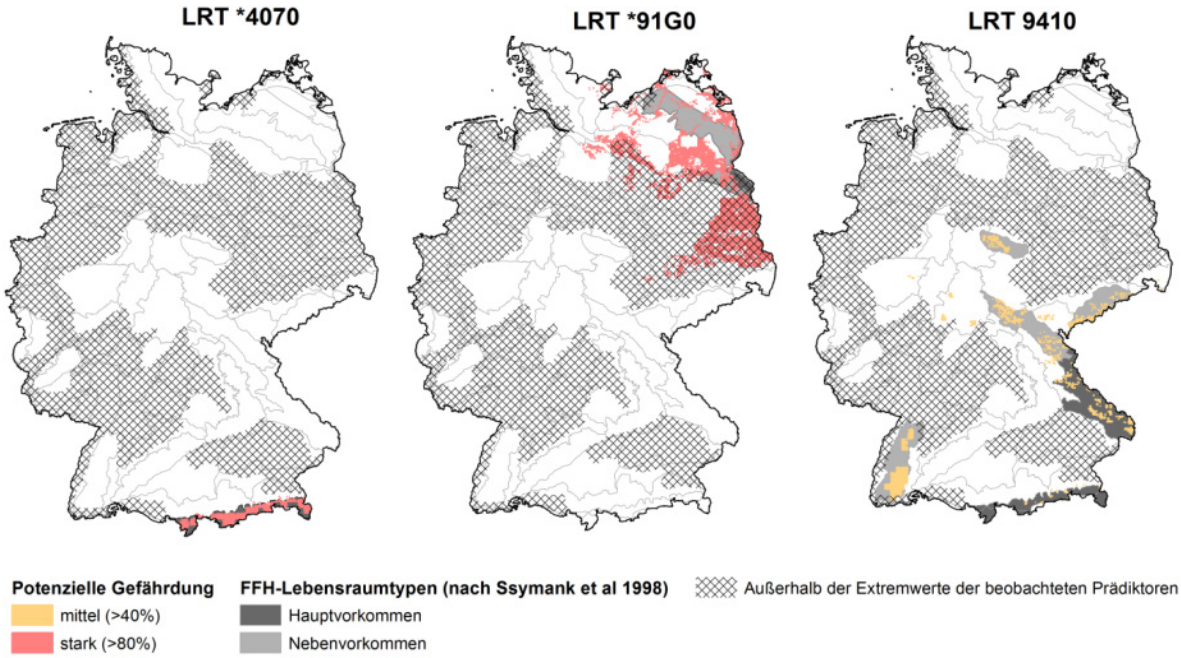
Tabelle 25: Klimawandelbedingte Veränderungen der Flächenanteile (%) ausgewählter Wald- und Forstökosystemtypen-Gruppen

Zeitraum	LRT *4070	LRT 9110	LRT 9130	LRT 91G0	LRT 9410
1961-1990	0,10	12,76	27,01	0,16	1,40
1991-2010	0,10	14,54	28,96	0,09	1,57
2011-2040	0,08	13,88	29,38	0,15	1,18
2041-2070	0,05	16,03	35,11	0,02	0,95
Trend	↘	↗	↗↗	↘↘	↘↘

Erläuterung: LRT *4070 = Buschvegetation mit *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum* (Mugo – Rhododendretum hirsutii), LRT 9110 = Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum), LRT 9130 = Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum), LRT 91G0 = Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus* (Tilio-Carpinetum), LRT 9410 = Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea). ↗ = Zunahme; ↗↗ = Zunahme, statistisch signifikant nach Mann-Kendall ($p < 0,1$); ↘ = Abnahme; ↘↘ = Abnahme, statistisch signifikant ($p < 0,1$).

Die räumliche Veränderungsanalyse der CART-Raumklassen zwischen den Zeitfenstern 1961–1990 und 2041–2070 ermöglicht zudem die räumliche Darstellung von Veränderungsdispositionen für bestimmte FFH-Lebensraumtypen (Abbildung 54). Arealverluste zwischen 1961–1990 und 2041–2070 von >80% wurden als starke Veränderungen und Arealverluste von 40–80% als mittlere Veränderungen des LRT-spezifischen Standortpotenzials eingestuft. Der Vergleich mit bekannten Verbreitungsarealen der LRT (Ssymank et al 1998) führt schließlich zur räumlichen Darstellung der zu erwartenden Veränderungsdispositionen. Demnach liefert die prädiktive Kartierung ein deutliches Signal für den Rückgang des LRT *4070 in den Naturräumen der deutschen Alpen und Voralpen. Mittlere klimabedingte Änderungen des natürlichen Standortpotenzials für den LRT 9410 ergeben sich im Schwarzwald, dem Oberpfälzer und Bayerischen Wald, dem Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirge, dem Sächsischen Mittelgebirge sowie im Harz. Starke Potenzialveränderungen sind ferner auch im Verbreitungsschwerpunkt des LRT 91G0 (Unteres Odertal und Nördliches Mittelmärkisches Plattenland) bis 2070 zu erwarten.

Abbildung 54: Kartierung klimawandelbedingter Veränderungsdispositionen ausgewählter FFH-Lebensraumtypen bis zum Jahr 2070



Erläuterung: LRT *4070 = Buschvegetation mit *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum* (Mugo – Rhododendretum hirsutii), LRT 91G0 = Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus* (Tilio-Carpinetum), LRT 9410 = Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea); Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Potenzial der Methodik. Die dargestellte Methodik ermöglicht eine prädiktive Kartierung von Veränderungen der Integrität von Waldökosystemen im Klimawandel. Für bestimmte Klimaszenarien (2011–2070) können zukünftig plausible Ökosystementwicklungen projiziert und bewertet werden. Die Prädiktionsergebnisse bestätigen räumlich konkretisierend plausible, räumlich aber nicht explizierte Annahmen. Sie verdeutlichen den Verlust an Höhenzonierung und die Zunahme atlantischer Klimaelemente mit submediterraner Tönung. Letztere ist vor allem eine Folge der Zunahme von Intensität und Dauer sommertrockener Phasen, während abnehmende Kontinentalität des Klimas durch Zunahme von Wintermilde und Winterniederschlägen angezeigt wird.

Aufgrund der weitgehend vorliegenden Konkordanz zum Klassifikationssystem der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie, für die bisher keine bundesweit durchgeführte räumliche Konkretisierung vorliegt, ist die entwickelte Methodik anschlussfähig an das bundesweite Monitoring des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen (BFN 2010b). Mit der prädiktiven Kartierung der klimawandelbedingten Veränderungsdispositionen für ausgewählte FFH-Waldlebensraumtypen bis zum Jahr 2070 kann das für das FFH-Bundesstichprobenmonitoring vorgesehene Expertenvotum hinsichtlich des EU-Kriteriums *Future Prospects* [16] auf eine differenziertere Informationsbasis gestellt werden.

[16] Zukunftsaussichten für die FFH-Lebensraumtypen sind innerhalb des Mitgliedsstaates, aufgegliedert nach biogeographischer Region, in Bezug auf das aktuelle Verbreitungsgebiet, die aktuelle Fläche sowie Strukturen und Funktionen in drei Stufen zu bewerten: günstig (FV), unzureichend (U1) und schlecht (U2) sowie unbekannt (XX). Günstige Zukunftsaussichten für den Lebensraumtyp bestehen, wenn keine signifikanten Auswirkungen von Gefährdungen zu erwarten sind und der langfristige Fortbestand gesichert ist. Umgekehrt bestehen schlechte Zukunftsaussichten, wo starke Auswirkungen von Gefährdungsfaktoren zu erwarten sind und der langfristige Fortbestand nicht gesichert ist (Europäische Kommission 2005).

Einschränkungen der Methodik. Unsicherheiten der prädiktiven Kartierung ergeben sich zunächst aus der eingeschränkten Klassifikationsgüte des CART-Baumes von 43 % (Jenssen et al. 2013). Auch ist zu beachten, dass die so abgeleiteten Raumklassen auf die heutigen Ökosystemtypen Deutschlands beschränkt bleiben (Abbildung 53). So findet beispielsweise ein subatlantisches Laubwaldklima mit submediterraner Prägung keinen Niederschlag in der aktuellen bundesweiten Verteilung der Ökosystemtypen bzw. FFH-Lebensraumtypen. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass gerade in den Bereichen außerhalb der Extremwerte der beobachteten Prädiktoren ein zumindest für Deutschland qualitativ neuartiges Klima entsteht, das auch zu neuen Vegetationsformen führen kann. Schaut man auf die europäische Ebene, so findet man eine gewisse Ähnlichkeit zwischen den Klimaszenarien für die norddeutsche Tiefebene mit dem heutigen Klima zum Beispiel in kollinen und submontanen Gebieten des französischen Zentralmassivs. Dort gibt es eine potenzielle natürliche Vegetation (pnV), in der die Buche aufgrund der Sommertrockenheit zurückgedrängt wird und die Traubeneiche einen höheren Anteil in Buchenmischwäldern einnimmt, ähnlich wie in den zentraleuropäischen Buchenmischwäldern. Da dies mit dem bisher auf Deutschland beschränkten statistischen Ansatz nicht weiter geprüft werden kann, wären weiterführende Untersuchungen zum Beispiel auf Grundlage der Karte der pnV Europas (Bohn et al 2000/2003, Bohn et al 2005) sinnvoll.

12.2 Modellierung von Ökosystemzuständen an ausgewählten Standorten des FFH-Monitorings

Das Hessische FFH-Stichprobenmonitoring beinhaltet u.a. Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels und atmosphärischer Stoffeinträge (v.a. Stickstoff) auf den Erhaltungszustand von FFH-Lebensraumtypen (FENA 2012). Für solche oder ähnlich standortbezogene Untersuchungen auf Länderebene stellt das Bewertungskonzept nach Jenssen et al. (2013) eine sinnvolle Ergänzung dar. Anknüpfungspunkte bilden die Auswahl der speziell auf Klimawandel und Stickstoffeinträge ausgerichteten Indikatoren, die Referenzzustände für Ökosystemtypen sowie die entwickelte Methode basierend auf einer dynamischen Modellierung künftiger Ökosystemzustände bis zum Jahr 2070.

Planungsphase. Für die Auswahl der Stichprobenflächen im FFH-Monitoring des Landes Hessen stellen die Belastungsintensität sowie die Empfindlichkeit der LRT gegenüber Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen wichtige Repräsentanzkriterien dar (FENA 2012). Als Maß für die Empfindlichkeit von LRT gegenüber N-Einträgen mag die LRT-spezifische Critical Load-Spanne (Balla et al. 2013) dienen (Tabelle 26). Aus dieser Auswahl an empfindlichen Wald-LRT findet sich in Hessen beispielsweise der LRT 9190 (Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen) mit bedeutenden Vorkommen im FFH-Gebiet Nr. 5917-305 Schwanheimer Wald. Aufgrund der gegebenen Übereinstimmungen der Lebensraumtypen mit den Ökosystemtypen nach Jenssen et al. (2013) kann in diesem Gebiet eine Zuordnung zum Ökosystemtyp Ea-5n-C2 (Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald) erfolgen. Dieser zeichnet sich nun durch einen im Vergleich zum LRT engeren empirischen Standortbereich aus, welcher anhand der Indikatoren (C/N-Verhältnis, N-Gehalt in den Blättern u.ä.) quantitativ im historischen Referenzzustand spezifiziert wurde.

Tabelle 26: Gegenüber atmosphärischen Stickstoffeinträgen besonders empfindliche Wald-LRT und zugeordnete Ökosystemtypen nach Jenssen et al. (2013)

LRT	Bezeichnung	CL Spanne[1)] [kg N/ha-1a^{-1}]	Öko-Code	Bezeichnung

LRT	Bezeichnung	CL Spanne[1)] [kg N/ha-1a^{-1}]	Öko-Code	Bezeichnung
9120	Atlantischer, saurer Buchenwald mit Unterholz aus Stechpalme und gelegentlich Eibe (Quercion robori-petraeae oder Ilici-Fagenion)	8 -17	Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald
9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit Quercus robur	8 -17	Ea-5n-C2 Eb-7n-B2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald
91T0	Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder	4 -13	Ed-2n-A2 Ed-5n-B1	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald Rohhumus-Sand-Kiefernwald

Erläuterung: * = prioritärer Lebensraumtyp nach Anhang I der FFH-Richtlinie;[1)] = nach Balla et al. 2013

Tabelle 27 zeigt eine Auswahl von gegenüber Klimawandel besonders empfindlichen Wald-LRT, gestützt auf Literaturauswertungen (Dempe et al. 2012) und der prädiktiven Kartierung nach Kapitel 12.1. Im Regelfall sind sämtliche LRT-Vorkommen in Bergwaldlagen und Hochbergwaldlagen in Betracht zu ziehen, auch wenn diese LRT in Deutschland insgesamt nicht durch den Klimawandel gefährdet erscheinen. Im Modellgebiet *Nationalpark Kellerwald-Edersee* finden sich beispielsweise bedeutende Vorkommen des LRT 9110. Diesem entspricht in den Bergwaldlagen der Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2) und in den Tieflagen der Moder-Buntsand-Buchenwald (Eb-5n-C2).

Tabelle 27: Gegenüber Klimawandel besonders empfindliche FFH-Waldlebensraumtypen und zugeordnete Ökosystemtypen nach Jenssen et al. (2013)

LRT	Bezeichnung	Öko-Code	Bezeichnung
*4070	Buschvegetation mit Pinus mugo und Rhododendron hirsutum (Mugo-Rhododendretum hirsuti)	Bg-6d-Ta1N	Kalk-Latschen-Krummholz
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (Galio-Carpinetum)	Eg-3r-E2 Eg-4w-E1 Ec-4n-C2 Ec-4r-D1 Ed-4n-C2 Ed-4n-D1 Ed-4n-E1	Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald Mull-Eichen-Wechseltrockenwald Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald
91G0	Pannonische Wälder mit Quercus petraea und Carpinus betulus	Ed-4n-C2 Ed-4n-D1 Ed-4n-E1	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald

LRT	Bezeichnung	Öko-Code	Bezeichnung
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea)	C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald
		C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald
		D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald
		C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald
		D2-7s-B2	Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald
		D2-7s-C2	Moder-Tannen-Feuchtbergwald

Erläuterung: * = prioritärer Lebensraumtyp nach Anhang I der FFH-Richtlinie

Informationen zur Belastungsintensität als zweites Repräsentanzkriterium erschließen sich zunächst aus allgemeinverfügbaren Daten zur atmosphärischen Stickstoffdeposition (Torseth et al. 2012) oder zum Klimawandel (z.B. STAtistical Regional model STAR II)[17]. Nützliche Zusatzinformationen geben die flächendeckenden Kartierungen der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) (Kapitel 9) sowie der Veränderungsdispositionen von Wald-LRT (Kapitel 12.2.1) bis zum Jahr 2070.

Zukunftsprojektionen. Für die Modellierung künftiger Ökosystemzustände mit VSD (Posch & Reinds 2009, CCE 2012) werden insgesamt 55 Input-Parameter benötigt. In FFH-Gebieten wird dieser Datenbedarf durch andere Messnetze der ökologischen Umweltbeobachtung (ICP Forests Level II, Bodendauerflächen u.ä.) selten erfüllt. FFH-Stichprobenflächen mit Vegetationsaufnahmedaten, müssen für die Modellierung i.d.R. durch Bodenuntersuchungen ergänzt werden. Die wesentlichen Bodenparameter für die Modellierung mit VSD sind: Bodenart, Trockenrohdichte, Kationenaustauschkapazität, C-Gehalt, C/N-Verhältnis, Basensättigung und pH-Wert, jeweils für die verschiedenen Bodenhorizonte oder unterschiedliche Bodenkompartimente mit Angaben zu den Mächtigkeiten der Schichten in den Bodenprofilen. Für die Modellkalibrierung nützlich, aber nicht unbedingt erforderlich sind: Konzentrationen von Ca, Mg, K, Na, SO_4, NO_3, NH_4, Cl, Al und org. Säuren in der Bodenlösung. Für die Probennahme und Analyse (Boden, Bodenlösung) sind die Methoden des '*Manuals on methods and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*' (ICP Forests 2010) zu empfehlen. Mit dem Modell VSD können auf dieser Grundlage C-Gehalt (im Bodenblock 0-80 cm zzgl. der org. Auflage), C/N-Verhältnis, pH-Wert und Basensättigung (in den obersten 5 cm des Oh- bzw. A-Horizontes) sowie der Bodenwassergehalt für die Zeitfenster 2011-2040 und 2041-2070 berechnet werden. Durch die gegebene Konkordanz der LRT zu den Ökosystemtypen kann für eine Ökosystemtyp und mithin dem zugeordneten LRT z.B. qualitativ abgeschätzt werden, welche Kompartimente (z.B. Krautschicht, Baumschicht) bis 2070 voraussichtlich in welchem Ausmaß betroffen sein könnten, welche Ursachen hierfür maßgeblich sind bzw. ob und wenn ja zu welchem LRT/Biotoptyp ein Bestandswechsel stattfindet (Jenssen et al. 2013). Beispielsweise ergab das Expertenvotum für den Modellstandort LII-1605, dass aufgrund der zu erwartenden Klimaveränderungen und atmosphärischen Stickstoffeinträge der an diesem Standort vorhandene Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) (= LRT 9410, Wertstufe B = gut) unwiederbringlich verloren geht. Die Entwicklungstendenz geht zum Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n-b1), welcher im Jahr 2070 voraussichtlich nicht mehr als LRT anzusprechen sein wird.

[17] Statistisches Regionalisierungsmodell (STAR II). http://www.climate-service-center.de/011667/index_0011667.html.de (16.07.2015).

Tabelle 28: Ausgewählte Ökosystemfunktionen und zugeordnete Indikatoren nach Jenssen et al. (2013) und deren Eignung für die Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Waldlebensraumtypen angesichts von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen

Ökosystemfunktion	Indikator	A	B	C
1 Lebensraum	Kullback-Distanz (Kullback 1951, Jenssen 2010) und prozentuale Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung zum Referenzzustand	●		●
2 Netto-Primärproduktion	Durchschnittliche Nettoprimärproduktion an Baumholz zum Zeitpunkt der Kulmination			
3 Kohlenstoffspeicherung	Gehalt an organischem Kohlenstoff im Humus der Auflage und im Bodenblock 0–80 cm Tiefe			
4 Nährstofffluss	C / N –Verhältnis, pH – Wert und Basensättigung der obersten 5 cm vom Oh- bis Ah-Bodenhorizont	●	●	
	Gehalt an Nährelementen N, P, K, Ca, Mg in letztjährigen Nadeln bzw. Blättern	●		
5 Wasserfluss	Feuchtekennzahl	●	●	
6 Anpassung an veränderliche Umweltbedingungen	Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten	●		

Erläuterung: A = als Ergänzung zum FFH-Stichprobenmonitoring; B = zur Verifizierung der dynamischen Modellierung; C = zur Verifizierung des Expertenvotums

Monitoring. Auch für ein Monitoring der Auswirkungen des Klimawandels und von atmosphärischen Stickstoffeinträgen auf den Erhaltungszustand von LRTn bieten insbesonder die den Ökosystemfunktionen 1, 4, 5 und 6 zugeordneten Indikatoren nach Jenssen et al. (2013) weitere Anknüpfungsmöglichkeiten hinsichtlich Sukzessionskontrolle und Ursachenanalyse (Tabelle 28). Die gegebene Konkordanz zu den LRT ermöglicht, die Ausprägung der ökosystemtyp-spezifischen Indikatoren im Vergleich mit dem quantitativ beschriebenen Referenzzustand zu interpretieren. Zudem können die modellierten Szenarien bis 2070 für die Indikatoren des Wasser- und Nährstoffflusses (C-Gehalt, C/N-Verhältnis, Basensättigung, pH-Wert, Feuchtekennzahl) ex post verifiziert werden. Gleiches gilt für das Expertenvotum zu den möglichen Entwicklungen der Ökosystemtypen bzw. FFH-Lebensraumtypen bis zum Jahr 2070 anhand der Indikatoren Kullback-Distanz und Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung mit dem Referenzzustand.

Schlussfolgerungen. Die Potenziale des Bewertungskonzeptes für die Ökosystemintegrität (Jenssen et al. 2013) für Monitoring und Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels und der atmosphärischen Stickstoffeinträge auf den Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen sollten genutzt werden. Hinsichtlich eines möglichen FFH-Monitorings auf Stichprobenflächen mit Vegetationsaufnahmen und Bodenuntersuchungen fehlt es aus bundesweiter Sicht derzeit an einer länderübergreifenden Harmonisierung der in einigen Ländern erhobenen Daten und angewendetenMethoden. Für bundesweit repräsentative Erhebungen müsste zunächst eine räumliche Koordination der Datenerhebung sichergestellt werden. Länderübergreifend wären vegetationskundliche Kennwerte nur unter der Voraussetzung fest definierter Probeflächengrößen (z.B. Artenzahl, Simpson-Index), gleicher Aufnahme-Skalen (Londo 1974) und harmonisierter Nomenklaturen quantitativ, sicher oder effizient vergleichbar. Nicht zuletzt fehlt es an einer Harmonisierung der Strukturen für Vegetationsaufnahmedaten etwa in Anlehnung an das Nationale

Informationssystem VegetWEB 2.0 für die Diversität von Vegetationsaufnahmen aus Deutschland (Jansen et al. 2015).

13 Machbarkeitsstudie zur Verknüpfung von Zustandsinformationen zu Waldökosystemen und deren Bereitstellung von Ökosystemleistungen (Matrixansatz)

13.1 Einleitung

Ökosystemleistungen (ÖSL, s. Definition in Kapitel 13.2.2) sind die vielfältigen Formen des Nutzens, welche die Menschheit aus der Natur bezieht und machen somit die Abhängigkeit der Menschen von der Natur deutlich. Die Bereitstellung von ÖSL ist von diversen funktionsfähigen biotischen und abiotischen Ökosystemkomponenten, deren ökosystemaren Interaktionen und ihrer Integrität abhängig (TEEB DE 2016). Somit stellt die Ökosystemintegrität die Grundlage für die Bereitstellung von ÖSL und einer leistungsfähigen Natur dar, basierend auf spezifischen Ökosystemstrukturen und –prozessen (Müller 2005). Die Integrität eines Ökosystems ist somit eng mit dessen Potential, ÖSL bereitzustellen, verbunden. Das Konzept der ÖSL stellt den transdisziplinären Rahmen bereit, um derartige komplexe Wechselwirkungen zwischen Biodiversität, Strukturen, Prozessen und ÖSL zu erkennen, zu analysieren, zu quantifizieren und schließlich mit geeigneten Verfahren zu bewerten (Grunewald & Bastian 2013). Da ÖSL räumliche Phänomene sind, sind flächenhafte Darstellungen in Karten sinnvoll (Burkhard und Maes 2017). ÖSL können in regulierende Leistungen (z.B. Nährstoff- oder Klimaregulierung, Erosionskontrolle), Versorgungsleistungen (z.B. Nahrung, Wasser, Brennstoffe) und kulturelle Leistungen (u.a. Erholung, Landschaftsästhetik) untergliedert werden. Bei entsprechenden Analysen wird ebenfalls deutlich, dass einzelne Ökosystemtypen wie z.B. Wälder nicht nur Holz bereitstellen, sondern auch wichtige Beiträge u.a. zur Landschaftsästhetik, Erholung oder Nährstoffregulierung leisten. Die natürlichen Potentiale einer Landschaft, ÖSL bereitzustellen, werden dabei von zahlreichen anthropogenen Systemeinträgen (z.B. Nährstoffe, Dünger, Arbeitskraft, Maschinen) beeinflusst. Dies spiegelt sich in einer neueren Definition von ÖSL wieder, in der diese als „Beiträge von Ökosystemstrukturen und -funktionen, die - in Kombination mit anderen Beiträgen - das menschliche Wohlergehen fördern“ (vgl. Kapitel 13.2.1.8) beschrieben wurden (Burkhard et al. 2012, S. 2).

Das Verständnis von ÖSL kann dabei helfen, zu standortgerechteren und nachhaltigeren Landnutzungen zu gelangen. Standortgerechte Landnutzung zielt darauf ab, die natürlichen Potentiale (z.B, basierend auf Standorteigenschaften des Bodens, Klimas, Wasserhaushaltes oder der potentiellen natürlichen Vegetation) zur Bereitstellung vielfältiger ÖSL besser zu nutzen, um so a) Einflüsse (und Kosten) von zusätzlichen Systemeinträgen und b) negative Effekte auf Biodiversität sowie andere Ökosystemeigenschaften zu reduzieren. Die Bewertung verschiedener ÖSL eines Gebietes macht dessen Multifunktionalität deutlich und ermöglicht Bewertungen von Zielkonflikten (trade-offs) und Synergien. Das oben genannte interdisziplinäre Integrations- und Erklärungspotential kann auch als Ursache für die enorme Popularität des Ökosystemleistungskonzeptes in der Wissenschaft (Seppelt et al. 2012) sowie das stetig zunehmend Interesse von Politik und Entscheidungsfindung gelten. Durch diese Popularität entwickelte sich ein Austausch von fachlichem Wissen auf der zwischenstaatlichen Plattform für Biodiversität und ÖSL (IPBES[18] - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) sowie die Konzipierung von einheitlichen Bewertungsstandards, wie beispielsweise die Entwicklung des Klassifikationssystem CICES[19] (Haines-Young & Potschin 2013; Olschewski 2017).

Prominentes Beispiel auf europäischer Ebene ist die EU Biodiversitätsstrategie von 2011, in der neben Biodiversität auch ÖSL eine zentrale Rolle spielen. Im Ziel 2 Maßnahme 5 der Strategie werden alle EU

[18] Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (http://www.ipbes.net)

[19] Common International Classification of Ecosystem Services (http://cices.eu/)

Mitgliedsstaaten unter anderem dazu aufgefordert, ihre Ökosysteme und deren Leistungen zu kartieren. Zur Unterstützung der einzelnen EU Mitgliedsstaaten bei der Umsetzung der Maßnahme wurde die MAES[20] Arbeitsgruppe der EU gegründet. Diese Arbeitsgruppe erfasst und bewertet beispielsweise ÖSL in verschiedenen Pilotstudien und gibt Empfehlungen für die Umsetzung der Maßnahme 5 in den EU Mitgliedsstaaten heraus. Verschiedene Methoden u.a. die im Folgenden beschriebene und angewendete Matrix-Methode (Burkhard et al. 2009, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015) werden im Rahmen von MAES auf verschiedenen räumlichen Ebenen und für diverse ÖSL angewendet und weiterentwickelt (Abbildung 55). Datensätze unterschiedlicher Fachbereiche stehen zur Verfügung, um Veränderungen der vergangenen Jahrzehnte zu beschreiben und deren Einfluss auf die Bereitstellung und Nachfrage von ÖSL (z.B. Aufforstungen, Flächenversiegelungen, Urbanisierung) zu untersuchen. Die generierten Erkenntnisse, Methoden und Daten zu Biodiversität und ÖSL werden mit Sicherheit Auswirkungen auf die zukünftige Politik auf EU- und EU Mitgliedsstaaten-Ebene haben, um über geeignete Steuerinstrumente für die Implementierung nachhaltiger Ressourcennutzungen und einem besseren Ressourcenschutz zu verfügen.

Die Matrix-Methode ist ein Verfahren zur Bewertung von Raumeinheitskapazitäten und deren Bereitstellung von ÖSL (Burkhard et al. 2009, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015). Der Aufbau einer Matrix ist wie folgt konstruiert: Die Spalten beschreiben die entsprechenden themenrelevanten ÖSL, welche nach einem ÖSL-Klassifizierungssystem wie CICES (Haines-Young & Potschin 2013) gegliedert sind. Die Zeilen stellen die verschiedenen Landnutzungstypen oder andere geeignete Raumeinheiten dar. Die Methode ist für sowohl für lokale als auch für nationale Skalenniveaus. Durch die Anwendung des Verfahrens werden übersichtsichtsartige und verständliche Erkenntnisse über die Komplexität der Mensch-Umweltbeziehungen erzielt (Burkhard et al. 2009). Für diese Erkenntnisgewinnung im Überblick wird die Verwendung der Matrix-Methode von der Europäischen Kommission empfohlen.

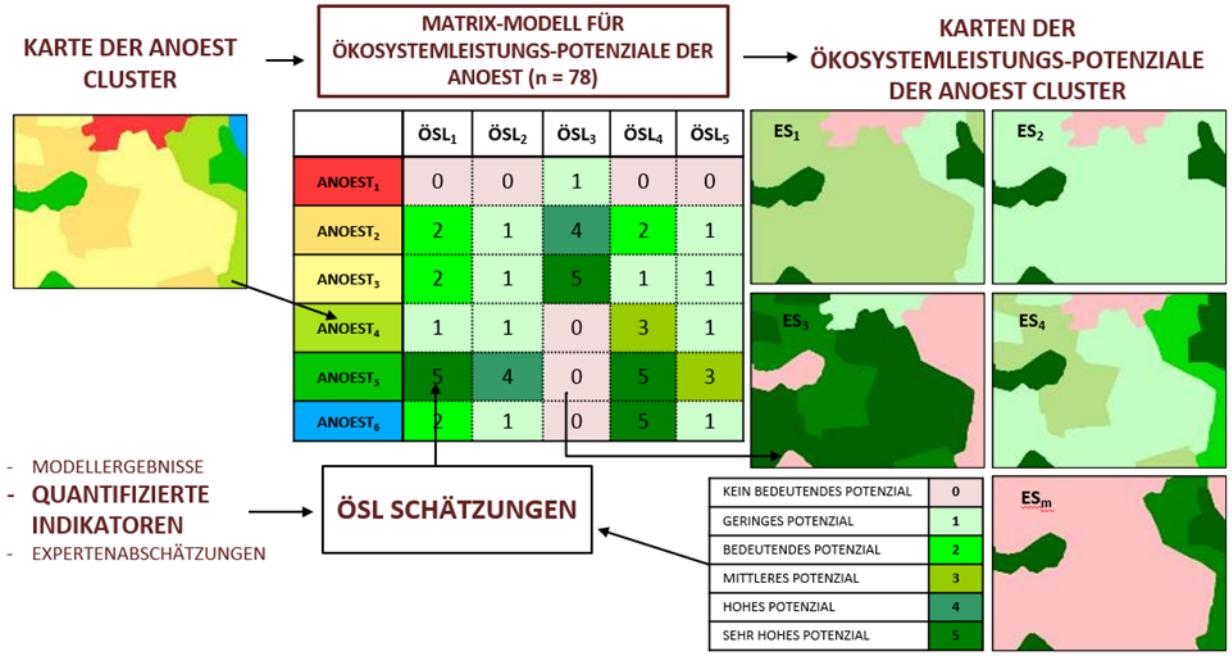
Die Fähigkeit einer Raumeinheit, bestimmte ÖSL bereitzustellen, wird mit einer sechsstufigen Skala geschätzt (Burkhard et al. 2009, 2012, 2014). Mit der Matrix-Methode kann die Schätzung der Leistungsfähigkeit von Raumeinheiten auf Basis unterschiedlicher Datengrundlage erfolgen (Sohel et al. 2014): (1) Expertenbewertungen, (2) quantitative biophysikalische Indikatoren oder (3) empirische Modellierungen.

Eine häufig verwendete Möglichkeit zur schnellen Einschätzung der ÖSL-Kapazitäten stellt die Expertenbefragung dar, bei der geeignete Experten ausgewählte ÖSL bewerten (Burkhard et al. 2009, 2012, 2014). Mit dieser Datengrundlage kann eine umfassende und integrative Bewertung aller in Frage kommenden ÖSL ohne großen Zeitaufwand erstellt werden (Jacobs et al. 2015). Die Expertenbefragung ist auf wenige, leicht verständliche ÖSL beschränkt (ebd.).

Des Weiteren können umfassende Modell- und Messdaten des Untersuchungsgebietes dem sechsstufigen Klassifikationsschema nach zuvor bestimmten Kriterien zugeordnet werden (Jacobs et al. 2015). Die Einhaltung der sechsstufigen Skala ermöglicht einen Vergleich zwischen den Experteneinschätzungen und den tatsächlich gemessenen und ermittelten Daten (ebd.). Diese Anwendung der Matrix-Methode wird in der Machbarkeitsstudie präsentiert.

[20] Mapping and Asssement of Ecosystems and their Services (http://biodiversity.europa.eu/maes)

Abbildung 55: Schematische Darstellung der Matrix-Methode (verändert nach Burkhard et al. 2009, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015).



Quelle: verändert nach Burkhard et al. 2009, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015

Deutschland ist an der Methodendiskussion zu MAES beteiligt und startete die in der EU Biodiversitätsstrategie geforderte nationale Untersetzung:

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) beauftragte das Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) ein Projekt durchzuführen zur „Erarbeitung und Umsetzung einer Methodik zur bundesweiten Erfassung und Bewertung von ÖSL im Rahmen der Umsetzung von Ziel 2 und Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2020“, das insbesondere auf die Indikation und Kartierung von ÖSL abhebt, sich aber kaum mit Ökosystemzuständen befasst.

In der Abteilung Ökosystemmanagement des Instituts für Natur- und Ressourcenschutz der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (CAU) wird das Vorhaben ESMERALDA (Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking) u.a. Prof. Dr. Felix Müller, koordiniert. Projektziel ist es, die Europa-weite ÖSL-Kartierung methodisch zu harmonisieren (Kopperoinen et al. 2016).

Im Jahr 2016 begann das Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie in Hamburg (TI-WF) ein Verbundvorhaben zur Bestimmung der ökonomischen Werte von Wald-ÖSL und deren räumlicher Variabilität (ReWaLe).

Anliegen der Machbarkeitsstudie ist in Ergänzung zu dem IÖR-Projekt eine methodische Verknüpfung zwischen den Inhalten der UBA-Projekte (Jenssen et al. 2013 und das hier vorliegende Projekt – „ÖSI1“ und „ÖSI2“), den Aktivitäten zu MAES / ESMERALDA und auch zu ReWaLe auf nationaler Ebene zu erarbeiten. Ziel ist es zum einen, den Matrixansatz mit den im vorliegenden und im Vorgänger-Projekt ausdifferenzierten und kartierten ANOEST mit den jeweiligen Daten zum Referenzzustand zu verbinden. Das eröffnet die Möglichkeit auszuwerten, welche Zustandsausprägungen für die Erfüllung bestimmter Funktionen und Leistungen von Ökosystemen erforderlich sind. Vorhandene aktuelle Messdaten zu Ökosystemzuständen können ergänzend herangezogen werden. Wie in den UBA-Projekten bisher, soll der inhaltliche Schwerpunkt auf den Waldökosystemen liegen. Für die Verknüpfbarkeit mit MAES und ReWaLe ist eine räumlich differenzierende Betrachtung maßgeblich,

welche auf Bundesebene aggregierte Aussagen ermöglicht. Darüber hinaus soll zusätzlich eine Auswertung für ausgewählte Regionen erfolgen. Dafür bietet sich der Nationalpark Kellerwald an, für den im laufenden Projekt bereits detailliert Daten erhoben und Ökosystembewertungen durchgeführt wurden.

In der Machbarkeitsstudie wurde der Fokus auf drei Untersuchungsziele gelegt:

1. Um ein einheitliches Verständnis über das Konzept der ÖSL zu haben, wurden zunächst relevante Begrifflichkeiten und deren Definitionen aus den Projekten ÖSI[21], MAES, ReWaLe[22] sowie aus dem ESMERALDA[23] zusammengetragen, verglichen und anschließend abgestimmt (Kapitel 13.2).

2. Es wurde untersucht, inwieweit aktuell naturnahe Wald- und Forstökosystemtypen (ANOEST) nach dem Grade der Ähnlichkeit der standortökologischen Faktoren sowie von für die Erbringung von Ökosystemdienstleistungen (ÖSL) bestimmenden Eigenschaften zusammengefasst werden können (Kapitel 13.3). Aktuell sind für 60 ANOEST Daten zu Referenzzuständen vorhanden. Die Zusammenfassung der ANOEST in Ökosystemtypen-Cluster ermöglichte die Zuweisung von Referenzzustandsdaten für alle kartierten naturnahen Wald- und Forstökosystemtypen und somit eine räumlich differenzierte Bewertung von ÖSL auf Bundesebene für 83,5% der gesamten Waldfläche. Die Gruppierung der ANOEST wurde somit nicht nur zur Reduzierung der ANOEST-Anzahl durchgeführt, sondern auch für das Erreichen des Untersuchungsziels 3.

3. Der dritte Schwerpunkt der Machbarkeitsstudie lag auf der Verknüpfung von ANOEST-Referenzzuständen zu ÖSL mit der Matrix-Methode (Kapitel 13.4). Die hinterlegten Daten zu den Referenzzuständen dienten als Datengrundlage für die Quantifizierung des Angebots bestimmter ÖSL und wurden mit weiteren relevanten Daten erweitert. Besonderer Fokus lag hier bei den ÖSL Lebensraumfunktion, Kohlenstoffspeicherfunktion sowie Biomasse-Primärproduktion. Das Ziel der Bewertung der ÖSL bestand darin, durch Vergleich der Leistungspotenziale im Referenzzustand mit der aktuellen oder prognostizierten Leistungsfähigkeit eines Ökosystems die Notwendigkeit sowie Art und Umfang von Maßnahmen zur Wiederherstellung einer höchstmöglichen Leistungsfähigkeit abzuleiten. So sollten die Kriterien operationalisiert werden, die den Anwender der Matrixmethode in die Lage versetzen, denjenigen Einflussfaktor zu identifizieren, der maßgeblich den Abweichungsgrad der aktuellen Lebensraumfunktion vom Lebensraumpotenzial im Referenzzustand bestimmt. Der Anwender sollte dann einen realistischen Handlungsbedarf zur Wiederherstellung der bestmöglichen Leistungsfähigkeit ableiten können.

13.2 Harmonisierung von Begriffen zum Thema Ökosystemleistungen

Das erste Arbeitspaket „Harmonisierung von Begriffsdefinitionen“ zeigt eine Sammlung von Begrifflichkeiten zu Ökosystemzuständen und -leistungen, welche von den Vorhaben ÖSI, MAES und ReWaLe verwendet werden und welche für die Machbarkeitsstudie von Bedeutung sind. Für eine hohe Kompatibilität der Begriffe zwischen allen Forschungsvorhaben werden diese Definitionen im Folgenden aufeinander abgestimmt. Zusätzliche Begriffsdefinitionen stammen aus dem EU Horizon 2020 Verbundprojekt ESMERALDA, welches 2015 ein umfangreiches Glossar mit relevanten Definitionen aus dem Bereich der Ökosystembewertung und -kartierung veröffentlichte (Potschin & Burkhard 2015). Bei allen Quellen ist anzumerken, dass es sich nicht um die erstmalige Beschreibung des Begriffes, sondern die in dem jeweiligen Projekt bzw. Vorhaben abgestimmte Begriffsdefinition handelt. Die Begriffsdefinitionen können somit in früheren Publikationen im selben oder ähnlichen

[21] ÖSI – Abkürzung für das Projekt „Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen.“ (FKZ 3710 83 214; Jenssen et al. 2013)

[22] Regionalisierung der Werte von Waldökosystemleistungen in Deutschland

[23] Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking (ESMERALDA) (http://esmeralda-project.eu)

Wortlaut beschrieben worden sein. Eine Übersicht über alle abgestimmten Definitionen zeigt das Glossar (Kapitel 13.2.2).

13.2.1 Vergleich von Begriffen und ihrer Definition

Bei der Analyse der Kompatibilität der Begriffe wird bewertet, ob die Begriffe identisch (I), ineinander transformierbar (II), lediglich qualitativ vergleichbar (III) oder völlig verschieden (IV) sind.

Die unterschiedlichen Definitionen für einzelne Begriffe werden tabellarisch dargestellt. In der Spalte *Projekt* ist das Forschungsprojekt aufgelistet, welches den Begriff bereits in einer Publikation definierte und veröffentlichte. Des Weiteren listet die Spalte *Indikatoren zur operationalen Definition* die in der Definition verwendeten operationalisierten Begriffsinhalte auf.

Zu diesem Punkt ist zu erwähnen, dass komplexe ökologische Phänomene nicht in ihrer Gesamtheit mithilfe eines theoretischen Begriffes beschrieben oder gar gemessen werden können. Allerdings können die Untersuchungsgegenstände mit der Zuordnung von messbaren Teilphänomenen, auch Indikatoren genannt, reduziert werden (Atteslander 2008). Diese messbaren Indikatoren werden zusammengefasst, d. h. operational definiert. Da eine Auflistung und Beschreibung aller Indikatoren innerhalb einer operationalen Begriffsdefinition nicht erreicht werden kann, werden bestimmte Indikatoren im Hinblick auf die Forschungsfragen selektiv ausgewählt (Schnell et al. 2014; Burkhard & Potschin 2015). Das bedeutet, dass die zur empirischen (messtechnisch-quantitativen) Erfassung des mit dem Indikator bezeichneten Indikandums (das ist das interessierende komplexe Phänomen) erforderliche Methodik Bestandteil der Definition wird. Detailliertere Informationen zur Operationalisierung von Indikatoren und Hypothesen geben beispielsweise Atteslander (2008), Schnell et al. (2014), Schröder (1994) sowie Schröder und Pesch 2013). Nach der Auflistung und Untersuchung der Definitionen folgt eine kurze Beschreibung der entscheidenden Unterschiede. Die *Indikatoren zur operationalen Definition* enthalten eine stichpunktartige Übersetzung und werden zum Vergleich herangezogen. Die Abstimmung ist mit einem Einschub zu erkennen.

13.2.1.1 Biodiversität

Tabelle 29: Definitionen zur "Biodiversität"

Biodiversität		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
MAES	*"The variability among living organisms from all sources, including inter alia terrestrial, marine, and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part, this includes diversity within species, between species and of ecosystems" (MAES 2016).*	- Variabilität unter lebenden Organismen und dazugehörigen Ökosystemen und ökologischen Komplexen; Dazu gehört: - Artenvielfalt, - Genetische Vielfalt, - Vielfalt an Ökosystemen.
TEEB DE (2016)[24]	*"Die Vielfalt des Lebens auf unserer Erde (oder kurz: Biodiversität) ist die Variabilität lebender*	- Variabilität lebender Organismen und dazugehörigen

Biodiversität		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
	Organismen und der von ihnen gebildeten ökologischen Komplexe. Sie umfasst die folgenden Ebenen: 1) die Vielfalt an Ökosystemen beziehungsweise Lebensgemeinschaften, Lebensräumen und Landschaften, 2) die Artenvielfalt und 3) die genetische Vielfalt innerhalb der verschiedenen Arten" (TEEB DE 2016: 358).	ökologischen Komplexen; - Vielfalt an Ökosystemen bzw. ökologischen Raumeinheiten; - Artenvielfalt; - Genetische Vielfalt.

Beide Definitionen sind bis auf wenige Unterschiede sehr ähnlich und können ineinander transformiert werden (II). Der Hinweis auf die Verbreitungsgebiete der lebenden Organismen wurde aus MAES in die TEEB DE Definition inkludiert:

> Biodiversität beschreibt die Vielfalt lebender Organismen jeglicher Herkunft und ihrer Verbreitungsgebiete, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören. Der Begriff umfasst die folgenden Ebenen: 1) die Vielfalt an und in ökologisch definierten Raumeinheiten wie Biome, Landschaften, Ökosysteme und Biotope / Habitate, 2) die Artenvielfalt und 3) die genetische Vielfalt innerhalb der verschiedenen Arten.

13.2.1.2 Ökosystem

Tabelle 30: Gesammelte Begriffsdefinitionen "Ökosystem"

Ökosystem		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
ESMERALDA	*"Dynamic complex of plant, animal, and microorganisms communities and their non-living environment interacting as a functional unit. Humans may be an integral part of an ecosystem, although 'socio-ecological system' is sometimes used to denote situations in which people play a significant role, or where the character of the ecosystem is heavily influenced by human action" (Potschin & Burkhard 2015: 9).*	Dynamischer Komplex bestehend aus: - Pflanzen, - Tieren, - Mikroorganismen sowie deren Interaktionen mit ihrer unbelebten Umwelt als funktionelle Einheit; - Der Mensch ist Teil des Komplexes.
MAES	*"Ecosystems are defined in the Convention on Biological Diversity (CBD) as 'A dynamic complex of plant, animal and microorganism communities and their non-living environment interacting as a functional unit' (UN, 1992). In the same context, ecological science defines ecosystem as a complex of living organisms (biotic factors) with their non-living physical environment (abiotic) and their mutual relations" (Christopherson, 1997, MAES*	Dynamischer Komplex bestehend aus: - Pflanzen, - Tieren, - Mikroorganismen, sowie deren Interaktionen mit ihrer unbelebten Welt als funktionelle Einheit; Komplex aus sich wechselseitig

Ökosystem		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
	2016). *"[…]. For practical purposes it is important to define the spatial dimensions of concern" (MAES o.J.).*	beeinflussenden: - lebenden Organismen (biotischen Komponenten), - unbelebten physischen Umwelt (abiotischen Komponenten); - Raumeinheiten.
OESI	*„Abgekürzte Bezeichnung für ökologisches System, dessen Struktur die Hauptkompartimente Biotop (abiotische Komponenten: Boden, Luft, Wasser) und Biozönose (Lebensgemeinschaften) sowie deren Lagebeziehungen bilden und dessen Funktionen (Prozesse) auf energetischen, stofflichen und informatorischen Interaktionen zwischen a) Biotop und Biozönosen (ökosystemare, synökologische Interaktionen), b, zwischen abiotischen Komponenten (abiotische Interaktionen) und c, zwischen biotischen Komponenten (biotische Interaktionen) beruhen. Ökosysteme sind Grundkomponenten von Landschaften" (Jenssen et al. 2013: VIII).*	Ökologisches System bestehend aus: - Biotop (abiotische Komponenten), - Biozönose (Lebensgemeinschaften) - räumliche Lagebeziehungen; Funktionen (bzw. Prozesse) beruhen auf Interaktionen zwischen: - Biotop und Biozönosen, d. h. - abiotischen Komponenten, - biotischen Komponenten; Grundkomponent einer Landschaft.
TEEB DE (2016)	*„Bezeichnet die Bestandteile eines abgegrenzten Naturraumes (z.B. niedersächsisches Wattenmeer) oder eines bestimmten Naturraumtyps (z.B. nährstoffarmes Fließgewässer) und deren Wechselwirkungen. Der Begriff kann sich auf verschiedene räumliche Ebenen (lokal, regional) beziehen und umfasst sowohl (halb-)natürliche (z.B. ungestörte Hochmoore) und naturnahe (z.B. Kalkmagerrasen) als auch stark menschlich geprägte Ökosysteme (z.B. Agrarökosysteme)" (TEEB DE 2016: 362).*	Bezeichnung für: - Bestandteile eines abgegrenzten Naturraumes, - Bestandteile eines bestimmten Naturraumtyps sowie deren Wechselwirkungen; räumliche Lagebeziehung; Umfasst: (halb-)natürliche, naturnahe und stark anthropogen beeinflusste Ökosysteme.

Sowohl die Definition von ESEMERALDA als auch von MAES beruhen auf der Begriffsbestimmung von MEA (2005)[25]. ESMERALDA und TEEB DE berücksichtigen zusätzlich die räumliche Lagebeziehung sowie menschliche Einflüsse, die ein Ökosystem stark prägen können. Die Begriffsbestimmungen sind ineinander transformierbar (II):

> Systeme sind natürliche oder andere (z.B. technische, kulturelle) Entitäten, die aus mehreren Komponenten (Kompartimenten) bestehen und Energie, Informationen sowie Materie

[25] The Millennium Ecosystem Assessment (MA): http://millenniumassessment.org/

austauschen. Der Begriff *Ökosystem* bezeichnet ein dynamisches System dessen Struktur die Hauptkompartimente Biotop (abiotische Komponenten wie Boden, Luft, Wasser) und Biozönose (biotische Komponenten wie Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengemeinschaften) sowie deren Lagebeziehungen bilden. Dieser Komplex bildet eine funktionelle Einheit, dessen Funktionen und Prozesse auf energetischen, stofflichen und informatorischen Interaktionen zwischen a) Biotop und Biozönosen (ökosystemare, synökologische Interaktionen), b, zwischen abiotischen Komponenten (abiotische Interaktionen) und c, zwischen biotischen Komponenten (biotische Interaktionen) beruhen. Menschliche Aktivitäten können Ökosysteme, deren Strukturen und Funktionalitäten stark beeinflussen. Die Prozesse laufen in Abhängigkeit von der Komplexitätsstufe des jeweils betrachteten Systemkompartiments auf jeweils spezifischen Skalen von Raum und Zeit ab. Der Begriff *Ökosystem* kann sich somit auf verschiedene räumliche Ebenen (lokal, regional) beziehen und einen unterschiedlichen zeitlichen Verlauf (Dynamik) besitzen. Das Ökosystem Erde ist in Bezug auf Materie ein quasi geschlossenes System, energetisch jedoch ein offenes System. Teilräume der Erde sind energetisch und materiell offene Systeme.

13.2.1.3 Ökosystemfunktionen, Ökosystemprozesse, Ökosystemstrukturen

Bei der Recherche zu den Begriffen „Ökosystemfunktionen“, „Ökosystemprozesse“ und „Ökosystemstrukturen“ ist aufgefallen, dass bei diesen Begrifflichkeiten Unterschiede bei der Verwendung und Bestimmung der Begriffe auftauchen. Bei weiteren Recherchen zeigte sich, dass die Begriffe „Ökosystemfunktionen“ und „Ökosystemprozesse“ bei dem MA (2005) als Synonym verwendet werden (Tabelle 31). Obwohl die Begriffe nach der Veröffentlichung der Millennium-Assessment-Publikationen erweitert und ergänzt wurden, gibt es somit noch Unklarheiten hierzu.

In der Publikation TEEB DE (2016) wird aktuell darauf hingewiesen, den Begriff „Funktion“ zu vermeiden, da er besonders „im Sprachgebrauch der deutschen Umweltgesetze (BNatSchG, BBodSchG u.a.) und der Biologie/Ökologie unterschiedlich interpretiert wird“ (TEEB DE 2016: 45). Jedoch ist die Machbarkeitsstudie eng an das derzeit laufende Forschungsprojekt „Anwendung des Bewertungssystems für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen (FKZ 3713 83 254)“ gebunden, welches die Bezeichnung „Ökosystemfunktion“ verwendet. Aufgrund dessen werden die drei Begrifflichkeiten separat beschrieben und in dieser Machbarkeitsstudie weiterhin verwendet.

Um Missverständnisse zu vermeiden, sollte daher bei einer **synonymen** Verwendung der Begriffe der Unterschied zwischen *Ökosystemfunktionen* und *Ökosystemprozesse* klar beschrieben werden. Wenn die Begriffe *Ökosystemfunktionen* und *Ökosystemprozesse* **nicht synonym** verwendet werden sollen, dann muss der Unterschied dargestellt werden. Hierfür macht es Sinn, die Begriffe nach ökologischer Hierarchie zu differenzieren. Demnach wäre der Funktionsbegriff auf einer höheren Ebene anzusiedeln. Die Lebensraumfunktion von Böden beispielsweise basiert auf vielen im Einzelnen weiter differenzierbaren biologischen, chemischen und physikalischen Elementarprozessen wie z.B. der mikrobiellen Aktivität (biologischer Prozess), Säurepufferung (chemischer Prozess) und temperaturabhängigen Verwitterung (physikalischer Prozess).

13.2.1.4 Ökosystemfunktionen

Tabelle 31: Definitionen "Ökosystemfunktionen"

Ökosystemfunktionen		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
MAES	*"A subset of the interactions between biophysical structures, biodiversity and ecosystem processes that underpin the capacity of an ecosystem to provide ecosystem services (TEEB, 2010)" (MAES 2016).*	Teilmenge aus Interaktionen zwischen: - biophysikalische Strukturen, - Biodiversität, - Ökosystemprozesse; Kapazität eines Ökosystems, ÖSL zu erbringen, wird unterstützt
OESI	*„Relationen zwischen den Ökosystemstruktur bildenden Ökosystemkompartimenten (Biota, Boden, Luft, Wasser) durch Flüsse von a) Energie, b) Stoffen und c) Informationen. Beispiele sind: für a) Strahlungshaushalt; für b) Biomasseproduktion, Speicherung von Kohlenstoff, Wasser- und Nährstoffflüsse, Stofftransport in Nahrungsnetzen; für c) Genfluss" (Jenssen et al. 2013: VIII).*	Relationen zwischen den Ökosystemstruktur bildenden Ökosystemkompartimenten durch Flüssen von: - Energie (z.B. Strahlungshaushalt) - Stoffen (z.B. Biomasseproduktion, Speicherung von Kohlenstoff, Wasser- und Nährstoffflüsse), -Informationen (z.B. Genfluss);
ESMERALDA	*"Subset of the interactions between biophysical structures, biodiversity and ecosystem processes that underpin the capacity of an ecosystem to provide ecosystem services […]."(Potschin & Burkhard 2015: 10).*	Teilmenge aus Interaktionen zwischen: - biophysikalische Strukturen, - Biodiversität, - Ökosystemprozesse; Kapazität eines Ökosystems, ÖSL zu erbringen, wird unterstützt
MEA 2005	*"An intrinsic ecosystem characteristic whereby an ecosystem maintains its integrity. Ecosystem processes include decomposition, production, nutrient cycling, and fluxes of nutrients and energy" (MA 2005: 601),* ***gleiche Definition bei "ecosystem process".***	Wesentliche charakteristische Merkmale eines Ökosystems wie: - Zersetzung, - Produktion, - Nährstoffkreislauf, - Energie- und Nährstoffflüssen;

Die Begriffsdefinitionen sind zum einen Teil ineinander transformierbar (II), zum anderen Teil völlig verschieden (IV). Die Beschreibung vom MEA (2005) ist dem Begriff „Ökosystemprozess" (Tabelle 32) zuzuordnen. Die Abstimmung für Ökosystemfunktionen ist somit folgende:

> Vorgänge innerhalb von Ökosystemen, die für deren Aufrechterhaltung von Bedeutung sind (z.B. Strahlungshaushalt, Biomasseproduktion, Speicherung von Kohlenstoff, Wasser- und Nährstoffflüsse, Stofftransport in Nahrungsnetzen, Genfluss). Die Ökosystemfunktionen sind Grundlage für ÖSL.

13.2.1.5 Ökosystemprozesse

Tabelle 32: Definitionen "Ökosystemprozesse"

Ökosystemprozesse		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
ESMERALDA	*"Any change or reaction, which occurs within ecosystems, physical, chemical or biological. Ecosystem processes include decomposition, production, nutrient cycling, and fluxes of nutrients and energy."* *"A dynamic ecosystem characteristic measured as a rate, that is essential for the ecosystem to operate and develop, such as decomposition, production, nutrient cycling, and fluxes of nutrients and energy. (See also ecosystem structure and biophysical characteristic)" (Potschin & Burkhard 2015: 11).*	- Physische, chemische oder biologische Vorgänge oder Veränderungen; - Dynamische charakteristische Merkmale eines Ökosystems; messbar in Mengenraten.
MEA 2005	*"An intrinsic ecosystem characteristic whereby an ecosystem maintains its integrity. Ecosystem processes include decomposition, production, nutrient cycling, and fluxes of nutrients and energy" (MA 2005: 601), gleiche Definition bei "ecosystem process".*	Wesentliche charakteristische Merkmale eines Ökosystems wie: - Zersetzung, - Produktion, - Nährstoffkreislauf, - Energie- und Nährstoffflüsse

Der Begriff *Ökosystemprozess* wird z.T. als **Synonym für *Ökosystemfunktion*** verwendet.

Im Gegensatz zur *Ökosystemfunktion* beschreibt der Begriff *Ökosystemprozesse* komplexe (elementare) physikalische, chemische oder biologische Vorgänge wie z.B. Mutation, Diffusion, Pufferung oder Verwitterung. Diese Prozesse verlaufen auf unterschiedlichen Raum- sowie Zeitskalen und können in Mengenraten gemessen werden.

13.2.1.6 Ökosystemstruktur

Tabelle 33: Definitionen "Ökosystemstruktur"

Ökosystemstruktur		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
OESI	*„Ökosystemstrukturen werden gebildet durch die weiter differenzierbaren Hauptkompartimente Biotop (abiotische Kompartimente Boden, Luft und Wasser) und Biozönose (mit den Kompartimenten Phyto- und Zoozönosen) sowie deren räumliche Lagebeziehungen, die sich auf mehreren räumlichen Skalen ausprägen können*	Gebildet durch differenzierbare Hauptkompartimente: - Biotop, - Biozönose, - räumliche Lagebeziehungen; Ausprägung und Erfassung auf räumliche Skalen

Ökosystemstruktur		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
	und erfassen lassen (z.B. biogeographische Regionen, Landschaften; horizontale und vertikale Differenzierung von Vegetation)“ (Jenssen et al. 2013: IX).	
ESMERALDA	*“A static characteristic of an ecosystem that is measured as a stock or volume of material or energy, or the composition and distribution of biophysical elements. Examples include standing crop, leaf area, % ground cover, species composition […]” (Potschin & Burkhard 2015: 12).*	Konstante charakteristische Merkmale eines Ökosystems, gemessen mithilfe von: - Vorrat oder Volumen von Materialien oder Energien; - Zusammensetzung und Verteilung von biophysikalischen Elementen.
MAES	*“The architecture of an ecosystem as a result of the interaction between the abiotic and physical environment and the biotic communities, in particular vegetation” (MAES 2016: 154, als “biophysical structure” beschrieben).*	Merkmale eines Ökosystems, hervorgegangen aus der Interaktion zwischen - abiotischen und physikalischen Umwelt sowie der Lebensgemeinschaften (insbesondere der Vegetation).

Der Begriff *Ökosystemstruktur* wird bei MAES als „biophysical structure“ beschrieben. Die Begriffsbestimmungen zur Ökosystemstruktur sind sich ähnlich und können ineinander transformiert (II) werden:

> Ökosystemstrukturen werden gebildet durch die weiter differenzierbaren Hauptkompartimente Biotop (abiotische Kompartimente Boden, Luft und Wasser) und Biozönose (mit den Kompartimenten Phyto- und Zoozönosen) sowie deren räumliche Lagebeziehungen, die sich in Wechselwirkung zwischen den abiotischen und biotischen Bestandteilen ausprägen und sich auf mehreren räumlichen Skalen mit jeweils unterschiedlichen Indikatoren erfassen lassen (z.B. biogeographische Regionen, Landschaften; horizontale und vertikale Differenzierung von Vegetation).

13.2.1.7 Ökosystemintegrität

Tabelle 34: Definitionen "Ökosystemintegrität"

Ökosystemintegrität		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
OESI	*“Die Fähigkeit eines Ökosystems, seine Strukturen und Funktionen aufrechtzuerhalten. Als Merkmale der Ökosystemintegrität gelten Selbstorganisationsfähigkeit, Funktionalität und Übereinstimmung abiotischer und biotischer Eigenschaften mit dem natürlichen Standortpotenzial (Identität)” (Jenssen et al.*	Aufrechterhaltung von Ökosystemstrukturen und -funktionen; Merkmale: - Selbstorganisationsfähigkeit, - Funktionalität; - Übereinstimmung abiotischer

Ökosystemintegrität		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
	2013). *„Strukturelle und funktionale Konsistenz ökologischer Systeme“ (Jenssen et al. 2015: 391).*	und biotischer Eigenschaften mit natürlichem Standortpotenzial (= Identität).
ESMERALDA	*“Integrity is often defined as an environmental condition that exhibits little or no human influence, maintaining the structure, function, and species composition present, prior to, and independent of human intervention [i.e., integrity is closely associated with ideas of naturalness, particularly the notion of pristine wilderness […]” (Potschin & Burkhard 2015: 11).*	- Ökosystemzustand mit geringem oder ohne anthropogenen Einfluss; - Ökosystemfunktion und -struktur sowie die Artenvielfalt entspricht diesem Ökosystemzustand.

Die Beschreibung des Begriffes „Ökosystemintegrität“ ist zwischen OESI und ESMERALDA qualitativ vergleichbar (III). Unterschied ist, dass die von ESMERALDA beschriebene „ecology integrity“ gleichzeitig eine mögliche Umgebungsbedingung beschreibt, die einen geringen oder keinen anthropogenen Einfluss hat und somit eine „naturnahe“ Struktur und Funktion besitzt.

> Die Fähigkeit eines Ökosystems, seine Strukturen und Funktionen aufrechtzuerhalten. Als Merkmale der Ökosystemintegrität gelten Selbstorganisationsfähigkeit, Funktionalität und Übereinstimmung abiotischer und biotischer Eigenschaften mit dem natürlichen Standortpotenzial (Identität). Die Integrität in diesem Sinne kann sich nur dann deutlich ausbilden, wenn sich das Ökosystem in einer Umgebung mit geringen oder keinen anthropogenen Einfluss befindet und somit eine „naturnahe“ Struktur (einschließlich Artenzusammensetzung) und Funktion besitzt.

Das „natürliche Standortpotenzial“ bzw. die *„naturnahe Struktur, Funktion und Artenzusammensetzung“* wird bei Jenssen et al. (2013) in der Begriffsbestimmung „Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST)“ erneut aufgegriffen (Tabelle 34).

13.2.1.8 Ökosystemleistungen

Tabelle 35: Definitionen "Ökosystemleistungen"

Ökosystemleistungen		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
MAES	*“The benefits that people obtain from ecosystems (MA, 2005). The direct and indirect contributions of ecosystems to human well-being (TEEB, 2010). The concept 'ecosystem goods and services' is synonymous with ecosystem services. The service flow in our conceptual framework refers to the actually used service […] by humans” (MAES 2016).*	- Leistung/Nutzen für den Menschen von Ökosystemen; - Direkt und indirekte Nutzen für das menschliche Wohlbefinden; - Vom Menschen tatsächlich genutzte Leistungen.

Ökosystemleistungen		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
TEEB DE (2016)	*„Bezeichnen direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistungen aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden. Der Begriff beinhaltet die häufig verwendeten Begriffe „ Ökosystemdienstleistung“ und „ökosystemare Güter und Leistungen“ und entspricht dem englischen Begriff der „Ecosystem goods and services“ (TEEB DE 2016: 183).*	- Direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen; - Direkter oder indirekter Nutzen; Nutzen des Ökosystems für den Menschen
OESI	*(beschrieben als Ökosystemdienstleistungen) „Strukturen und Funktionen (= Prozesse) von Ökosystemen, die von Menschen direkt oder indirekt genutzt werden“ (Jenssen et al. 2013).*	- Direkte und indirekte Nutzung von Ökosystemstrukturen, -funktionen.
ESMERALDA	*“The benefits that people obtain from ecosystems (MA, 2005). The direct and indirect contributions of ecosystems to human well-being (TEEB, 2010). The concept 'ecosystem goods and services' is synonymous with ecosystem services. The service flow in our conceptual framework refers to the actually used service […].”* *For ESMERALDA we suggest the following: “Contributions of ecosystem structure and function – in combination with other inputs – to human well-being” (Potschin & Burkhard 2015: 11).*	- Leistung/Nutzen für den Menschen von Ökosystemstrukturen und -funktionen - Direkt und indirekte Nutzen für das menschliche Wohlbefinden - Vom Menschen tatsächlich genutzte Leistungen.

Die Begriffsbestimmungen zu ÖSL sind bei allen Vorhaben/Projekten nahezu identisch und ineinander transformierbar. Die Abstimmung lehnt stark an der Definition von TEEB DE an:

> ÖSL sind Ökosystemfunktionen, die direkte und indirekte Beiträge zum menschlichen Wohlergehen bilden, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff ÖSL aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einem Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden. Der Begriff beinhaltet die häufig verwendeten Begriffe „ Ökosystemdienstleistung“ und „ökosystemare Güter und Leistungen“ und entspricht dem englischen Begriff der „Ecosystem (goods and) services“.

13.2.1.9 Zustandsindikatoren

Tabelle 36: Definitionen "Zustandsindikatoren"

Zustandsindikatoren		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
OESI	*„Messgrößen, die stellvertretend für komplexe Ökosystemstrukturen und -funktionen räumlich und zeitlich differenziert erfasst werden und durch Vergleich ihrer aktuellen Ausprägungen mit dem Referenzzustand Bewertungen der OEST ermöglichen“ (Jenssen et al. 2013).*	Räumlich und zeitlich differenzierte Erfassung von komplexen Ökosystemstrukturen und –funktionen stellvertretend durch - Messgrößen, - Vergleich ihrer aktuellen Ausprägungen mit dem Referenzzustand.

Die Begriffsbestimmung basiert auf der Begriffsdefinition nach Jenssen et al. (2013):

> Messgrößen, die repräsentativ für komplexe Ökosystemstrukturen und -funktionen räumlich und zeitlich differenziert erfasst werden. Diese Messgrößen quantifizieren bestimmte Informationen komplexer und daher nicht direkt messbarer Ökosystemstrukturen und -funktionen.

13.2.1.10 Ökosystemtyp

Tabelle 37: Definition "Ökosystemtyp"

Ökosystemtyp		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
OESI	*„Ökologische Elementareinheiten […], deren biotische und abiotischen Merkmale in Raum und Zeit charakteristische Ausprägungen und Kombinationen aufweisen und sich durch eine interne Homogenität in wesentlichen Merkmalen der Struktur, der wuchsbestimmenden ökologischen Faktoren und der Prozessabläufe auszeichnen“ (Jenssen et al. 2015: 391).*	- Charakteristische Ausprägungen von biotischen und abiotischen Merkmalen und Kombinationen in Raum und Zeit; - Innere Homogenität bei Strukturmerkmale, wuchsbestimmenden ökologischen Faktoren, Prozessabläufe.

Diese Begriffsbestimmung wird nach der Beschreibung von Jenssen et al. (2015) übernommen.

13.2.1.11 Ökosystemzustand

Tabelle 38: Definitionen "Ökosystemzustand"

Ökosystemzustand		
Quelle	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**

Ökosystemzustand		
Quelle	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
MAES, MEA	*„The physical, chemical and biological condition of an ecosystem at a particular point of time. The capacity of an ecosystem to yield services, relative to its potential capacity (MEA, 2005). For the purpose of MAES, ecosystem condition is, however, usually used as a synonym for 'ecosystem state'" (MAES 2016).*	- Physikalische, chemische und biologische Merkmale von Ökosystemstrukturen / -funktionen zu einem bestimmten Zeitpunkt im Verhältnis zum Leistungspotenzial des Ökosystemtyps; -
ESMERALDA	*"The capacity of an ecosystem to yield services, relative to its potential capacity. […] For the purpose of MAES, ecosystem condition is, however, usually used as a synonym for 'ecosystem status'" (Potschin & Burkhard 2015: 10).*	- physikalische, chemische und biologische Merkmale von Ökosystemstrukturen / -funktionen zu einem bestimmten Zeitpunkt im Verhältnis zum Leistungspotenzial des Ökosystemtyps. Ökosystemzustand ist gleichbedeutend mit Ökosystemsituation

Die Beschreibungen zu dem Begriff Ökosystemzustand sind zum Teil identisch. Die ursprüngliche Definition von MA (2005) wurde bei beiden Projekten erweitert. Diese erweiterten Definitionen können ineinander transformiert (II) werden:

> Der Begriff Ökosystemzustand beschreibt die physikalischen, chemischen und biologischen Merkmale von Ökosystemstrukturen / -funktionen zu einem bestimmten Zeitpunkt. Die Kapazität eines Ökosystems, Leistungen bereitzustellen, ist eng an den Ökosystemzustand gebunden und bezieht sich dabei auf die potenzielle Leistungsfähigkeit. Der Begriff entspricht den englischen Begriffen „ecosystem condition" und „ecosystem state".

13.2.1.12 Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST)

Tabelle 39: Definition "Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST)"

Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST)		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
OESI	*„Ökosystemtyp, der sich unter den heute gegebenen Standortsverhältnissen (Klima, Boden und Relief) ohne direkten Einfluss des Menschen in Selbstorganisation heimischer Florenelemente ausbilden würde. Die räumliche Zuordnung der PNOEST auf der Landesfläche Deutschlands*	- Potenzieller Ökosystemtyp ohne anthropogenen Einfluss; Grundlage: -Standortverhältnisse: Klima, Boden, Relief -Vegetation

	erfolgt über die Vegetationskomplexe der Karte der Potentiell Natürlichen Vegetation (PNV) Deutschlands des Bundesamts für Naturschutz" (Jenssen et al. 2013).	- Selbstorganisation heimischer Florenelemente.

Diese Begriffsbestimmung wird nach der Beschreibung von Jenssen et al. (2013) übernommen.

13.2.1.13 Aktueller Naturnaher Ökosystemtyp (ANOEST)

Tabelle 40: Definition "Aktueller naturnaher Ökosystemtyp (ANOEST)"

Aktueller naturnaher Ökosystemtyp (ANOEST)		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
OESI	*„Unter der aktuellen Nutzungsform ausgebildeter Ökosystemtyp. Ausgeschlossen sind naturferne Agrarökosysteme wie Äcker oder Intensivgrünland sowie Forsten mit nicht standortgerechter Bestockung. Die räumliche Zuordnung der ANOESTerfolgt über die Ableitung aus potenziell natürlichen Ökosystemtypen (PNOEST) durch räumliche Verknüpfung der CORINE Landnutzungsklassen und Baumartenkarten. Bei Abweichungen zwischen PNOEST und ANOEST erfolgt die Zuordnung anhand der Liste der sekundären halbnatürlichen Ökosysteme" (Jenssen et al. 2013).*	Aktuelle Nutzungsform eines naturnahen Ökosystemtyps; Räumliche Zuordnung über: - potenziell natürlichen Ökosystemtypen (PNOEST), - räumliche Verknüpfung der CORINE Landnutzungsklassen, - Baumartenkarten, bei Abweichungen zwischen PNOEST und ANOESTüber: - Liste der sekundären halbnatürlichen Ökosysteme.

Diese Begriffsbestimmung wird nach der Beschreibung von Jenssen et al. (2013) übernommen.

13.2.1.14 Referenzzustand

Tabelle 41: Definition „Referenzzustand"

Referenzzustand		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
OESI	*„Ökosystemspezifischer Zustand der OEST im Zeitraum 1961–1990 als Annäherung an einen typischen, noch relativ wenig durch Stoffeinträge und Klimawandel veränderten Zustand. Die Merkmalsausprägung wird durch Intervalle von Zustandsvariablen und abgeleiteten Indikatorwerten (Mittelwert ± Standardabweichung aus der Gesamtheit der dem OEST nach Kap. 5.1 [aus Jenssen et al. 2013] zugeordneten Ökosysteme) gekennzeichnet." (Jenssen et al. 2013)*	Ökosystemspezifischer Zustand der Ökosystemtypen im Zeitraum 1961–1990; relativ wenig durch Stoffeinträge und Klimawandel veränderten Zustand; Kennzeichnung der Merkmalsausprägungen durch: - Intervalle von Zustandsvariablen, - Abgeleitete Indikatorwerte (Mittelwert ±

		Standardabweichung aus der Gesamtheit der dem Ökosystemtypen).

Diese Begriffsbestimmung wird nach der Beschreibung von Jenssen et al. (2013) übernommen.

13.2.1.15 Ökosystemleistungspotenzial

Tabelle 42: Definition "Ökosystemleistungspotenzial"

Ökosystemleistungspotenzial		
Projekt	**Definition**	**Indikatoren zur operationalen Definition**
ESMERALDA	*"The hypothetical maximum yield of selected ecosystem services".* *"The opportunity to use structures and processes of ecosystems and landscapes" (Potschin & Burkhard 2015: 12).*	- Möglichkeit der Nutzung von Prozessen und Strukturen aus Ökosystemen und Landschaften; - Hypothetisch maximaler Ertrag einer ausgewählten Ökosystemleistung.

Übersetzung:

> Die Möglichkeit der Nutzung von Ökosystemen wird durch die Prozesse und Strukturen von Ökosystemen und Landschaften bestimmt. Das Ökosystemleistungspotenzial beschreibt dabei den potenziellen (oder hypothetischen), maximal nutzbaren Ertrag einer ausgewählten Ökosystemleistung**.**

13.2.2 Zusammenführung der Definitionen (Glossar)

Aktueller Naturnaher Ökosystemtyp (ANOEST)	Unter der aktuellen Nutzungsform ausgebildeter Ökosystemtyp. Ausgeschlossen sind naturferne Agrarökosysteme wie Äcker oder Intensivgrünland sowie Forsten mit nicht standortgerechter Bestockung. Die räumliche Zuordnung der ANOESTerfolgt über die Ableitung aus potenziell natürlichen Ökosystemtypen (PNOEST) durch räumliche Verknüpfung der CORINE Landnutzungsklassen und Baumartenkarten. Bei Abweichungen zwischen PNOEST und ANOESTerfolgt die Zuordnung anhand der Liste der sekundären halbnatürlichen Ökosysteme.
Biodiversität	Biodiversität beschreibt die Vielfalt lebender Organismen jeglicher Herkunft und ihrer Verbreitungsgebiete, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören. Der Begriff umfasst die folgenden Ebenen: 1) die Vielfalt an und in ökologisch definierten Raumeinheiten wie Biome, Landschaften, Ökosysteme und Biotope / Habitate, 2) die Artenvielfalt und 3) die genetische Vielfalt innerhalb der verschiedenen Arten.
Ökosystem	Systeme sind natürliche oder andere (z.B. technische, kulturelle)

	Entitäten, die aus mehreren Komponenten (Kompartimenten) bestehen und Energie, Informationen sowie Materie austauschen. Der Begriff Ökosystem bezeichnet ein dynamisches System dessen Struktur die Hauptkompartimente Biotop (abiotische Komponenten wie Boden, Luft, Wasser) und Biozönose (biotische Komponenten wie Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengemeinschaften) sowie deren Lagebeziehungen bilden. Dieser Komplex bildet eine funktionelle Einheit, dessen Funktionen und Prozesse auf energetischen, stofflichen und informatorischen Interaktionen zwischen a) Biotop und Biozönosen (ökosystemare, synökologische Interaktionen), b, zwischen abiotischen Komponenten (abiotische Interaktionen) und c, zwischen biotischen Komponenten (biotische Interaktionen) beruhen. Menschliche Aktivitäten können Ökosysteme, deren Strukturen und Funktionalitäten stark beeinflussen. Die Prozesse erfolgen in Abhängigkeit von der Komplexitätsstufe des jeweils betrachteten Systemkompartiments auf jeweils spezifischen Skalen von Raum und Zeit ab. Der Begriff Ökosystem kann sich somit auf verschiedene räumliche Ebenen (lokal, regional) beziehen und einen unterschiedlichen zeitlichen Verlauf (Dynamik) besitzen. Das Ökosystem Erde ist in Bezug auf Materie ein quasi geschlossenes System, energetisch jedoch ein offenes System. Teilräume der Erde sind energetisch und materiell offene Systeme.
Ökosystemfunktionen	Vorgänge innerhalb von Ökosystemen, die für deren Aufrechterhaltung von Bedeutung sind (z.B. Strahlungshaushalt, Biomasseproduktion, Speicherung von Kohlenstoff, Wasser- und Nährstoffflüsse, Stofftransport in Nahrungsnetzen, Genfluss). Die Ökosystemfunktionen sind Grundlage für Ökosystemleistungen.
Ökosystemintegrität	Die Fähigkeit eines Ökosystems, seine Strukturen und Funktionen aufrechtzuerhalten. Als Merkmale der Ökosystemintegrität gelten Selbstorganisationsfähigkeit, Funktionalität und Übereinstimmung abiotischer und biotischer Eigenschaften mit dem natürlichen Standortpotenzial (Identität). Die Integrität in diesem Sinne kann sich nur dann deutlich ausbilden, wenn sich das Ökosystem in einer Umgebung mit geringen oder keinen anthropogenen Einfluss befindet und somit eine „naturnahe“ Struktur (einschließlich Artenzusammensetzung) und Funktion besitzt.
Ökosystemleistungen	Ökosystemleistungen sind Ökosystemfunktionen, die direkte und indirekte Beiträge zum menschlichen Wohlergehen bilden, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistungen aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einem Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden. Der Begriff beinhaltet die häufig verwendeten Begriffe „ Ökosystemdienstleistung“ und „ökosystemare Güter und Leistungen“ und entspricht dem englischen Begriff der „Ecosystem (goods and) services“.

Ökosystemleistungs-potenzial	Die potenzielle Möglichkeit der Nutzung von Ökosystemen wird durch die Prozesse und Strukturen von Ökosystemen und Landschaften bestimmt. Das Ökosystemleistungspotenzial beschreibt dabei den potenziellen (oder hypothetischen), maximal nachhaltigen nutzbaren Ertrag einer ausgewählten Ökosystemleistung.
Ökosystemprozesse	Im Gegensatz zur Ökosystemfunktionen beschreibt der Begriff Ökosystemprozesse wenige komplexe (elementare) physikalische, chemische oder biologische Vorgänge wie z.B. Mutation, Diffusion, Pufferung oder Verwitterung. Diese Prozesse verlaufen auf unterschiedlichen Raum- sowie Zeitskalen und können in Mengenraten gemessen werden.
Ökosystemstrukturen	Ökosystemstrukturen werden gebildet durch die weiter differenzierbaren Hauptkompartimente Biotop (abiotische Kompartimente Boden, Luft und Wasser) und Biozönose (mit den Kompartimenten Phyto- und Zoozönosen) sowie deren räumliche Lagebeziehungen, die sich in Wechselwirkung zwischen den abiotischen und biotischen Bestandteilen ausprägen und sich auf mehreren räumlichen Skalen mit jeweils unterschiedlichen Indikatoren erfassen lassen (z.B. biogeographische Regionen, Landschaften; horizontale und vertikale Differenzierung von Vegetation).
Ökosystemtyp	Ökologische Elementareinheiten […], deren biotische und abiotischen Merkmale in Raum und Zeit charakteristische Ausprägungen und Kombinationen aufweisen und sich durch eine interne Homogenität in wesentlichen Merkmalen der Struktur, der wuchsbestimmenden ökologischen Faktoren und der Prozessabläufe auszeichnen.
Ökosystemzustand	Der Begriff Ökosystemzustand beschreibt die physikalischen, chemischen und biologischen Merkmale von Ökosystemstrukturen / -funktionen zu einem bestimmten Zeitpunkt. Die Kapazität eines Ökosystems, Leistungen bereitzustellen, ist eng an den Ökosystemzustand gebunden und bezieht sich dabei auf die potenzielle Leistungsfähigkeit. Der Begriff entspricht den englischen Begriffen „ecosystem condition“ und „ecosystem state“.
Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST)	Ökosystemtyp, der sich unter den heute gegebenen Standortsverhältnissen (Klima, Boden und Relief) ohne direkten Einfluss des Menschen in Selbstorganisation heimischer Florenelemente ausbilden würde. Die räumliche Zuordnung der PNOEST auf der Landesfläche Deutschlands erfolgt über die Vegetationskomplexe der Karte der Potentiell Natürlichen Vegetation (PNV) Deutschlands des Bundesamts für Naturschutz.
Referenzzustand	Ökosystemspezifischer Zustand der OEST im Zeitraum 1961–1990 als Annäherung an einen typischen, noch relativ wenig durch Stoffeinträge und Klimawandel veränderten Zustand. Die Merkmalsausprägung wird durch Intervalle von Zustandsvariablen und abgeleiteten Indikatorwerten (Mittelwert ± Standardabweichung

	aus der Gesamtheit der dem OEST nach Kap. 5.1 [aus Jenssen et al. 2013] zugeordneten Ökosysteme) gekennzeichnet.
Zustandsindikatoren	Messgrößen, die repräsentativ für komplexe Ökosystemstrukturen und -funktionen räumlich und zeitlich differenziert erfasst werden. Diese Messgrößen quantifizieren bestimmte Informationen komplexer und daher nicht direkt messbarer Ökosystemstrukturen und -funktionen.

13.3 Gruppierung der Ökosystemtypen (ANOEST)

13.3.1 Ziel

In dem Forschungsprojekt „Anwendung des Bewertungssystems für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen“ (FKZ 3713 83 254) wurden 125 aktuell naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST) für die Wälder und Forsten in Deutschland klassifiziert (Jenssen et al. 2013; Nickel et al. 2016; Schröder et al.2015). Diese hohe Anzahl ist für bestimmte Anwendungsfälle zu hoch. Dies ist z.B. dann gegeben, wenn so weitgehend differenzierte Informationen über Ökosystemtypen verknüpft werden mit zusätzlichen Daten oder Bewertungsmaßstäben, die wie im Falle der ÖSL weniger ausdifferenziert sind. Deshalb wird im Folgenden das Ziel verfolgt, ANOEST nach dem Grade der Ähnlichkeit der standortökologischen Faktoren sowie von für die Erbringung von ÖSL bestimmenden Eigenschaften zusammen zu fassen (Tabelle 43). Dabei ist zu vermeiden, dass die Zusammenfassung von ANOEST, die bei einer bestimmten Ökosystemleistung keine Informationsverluste mit sich bringt, bei einer anderen Ökosystemleistung doch zu Informationsverlusten führt. Deshalb ist es notwendig, möglichst viele, zumindest die in Deutschland relevanten ÖSL zu betrachten hinsichtlich der Ähnlichkeit ihrer potentiellen Kapazität als Voraussetzung der Zusammenfassung von ANOEST zu Gruppen ähnlicher Standortfaktoren sowie ähnlicher Leistungspotenziale.

Tabelle 43: Untersuchungsziele und Forschungsfragen

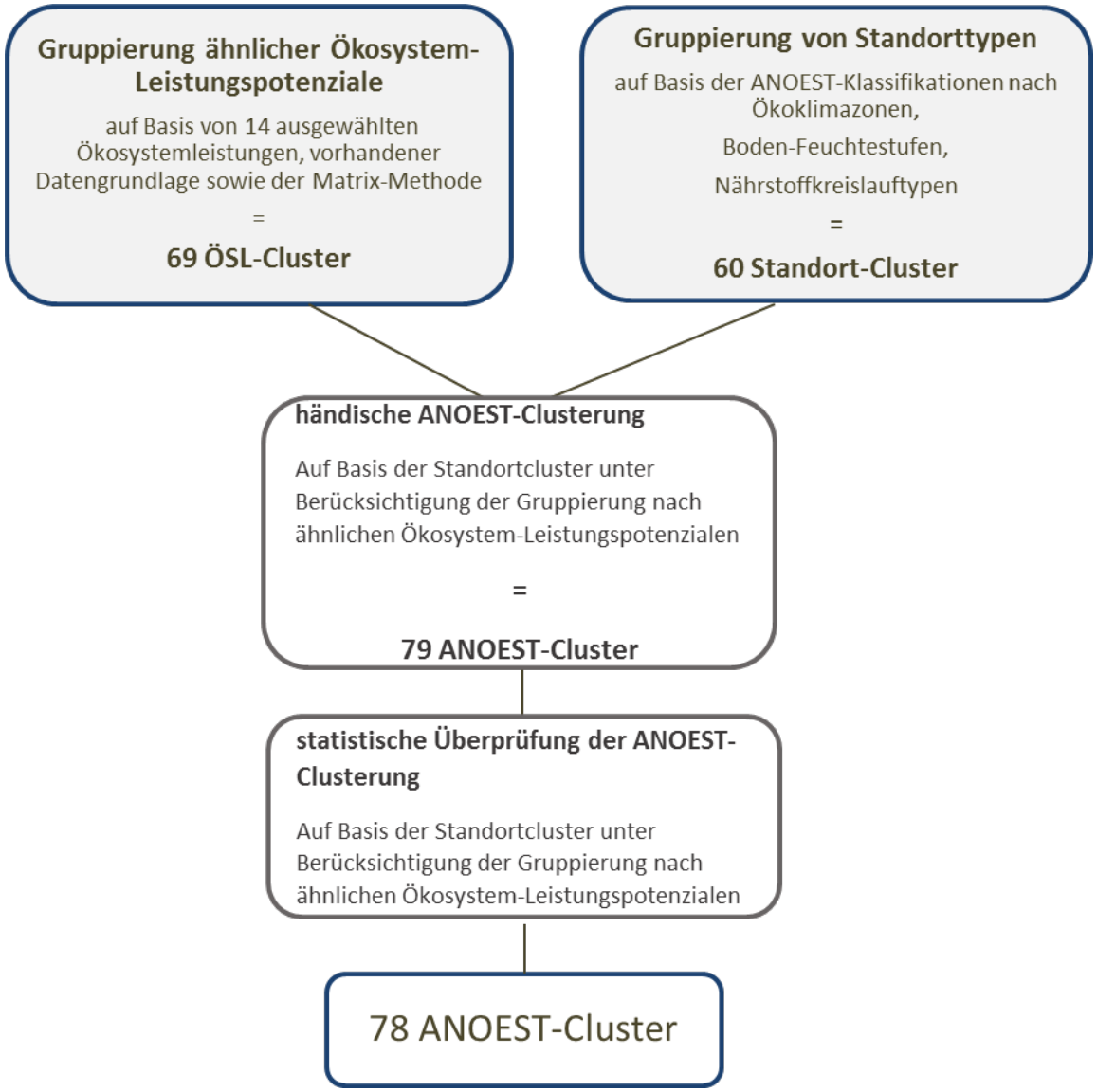
Ziel	Gruppierung von ANOEST
Datengrundlage	ANOEST-Klassifikationen sowie vorhandene Daten der Referenzzustände: 7. Ökoklimazonen 8. Bodenfeuchtestufen 9. Nährstoffkreislauftyp Gruppierung von ANOEST-Referenzzuständen und Ökosystem-Leistungspotenzialen
Methode	Matrix-Methode zur Grobbewertung von 14 Ökosystemleistungspotenzialen nach CICES für 125 ANOEST Clusterverfahren: 10. händische Clusterung 11. statistische Clusterverfahren (K-Means-Algorithmus, K-Modes-Algorithmus, Algorithmus nach WARD)
Bewertungs-grundlage	Finale Gruppierung setzt sich zusammen aus: 1. Gruppierung der ANOEST nach Standorttypen unter Berücksichtigung der 2. Ergebnisse aus der zusätzlichen Clusterung der ANOEST nach Ökosystemleistungs-Potenzialen
Aussagen	Quantitativ

Forschungsfrage	Wie lassen sich die ANOEST-Referenzzustände mit geringem Informationsverlust nach Standorttypen sowie nach Ökosystemleistungs-Potenzialen zusammenfassen?

13.3.2 Methodik

Zunächst wurde eine Zusammenfassung nach Ähnlichkeiten sowohl der abiotischen Standortfaktoren als auch der Leistungspotenziale der ANOEST händisch durchgeführt. Anschließend wurde diese inhaltlich plausible Clusterung anhand statistischer Verfahren überprüft (Abbildung 56).

Abbildung 56: Ablaufschema der Clusterung von ANOEST und Methodenvergleich Händische Gruppierung (expert judgement) mit statischen Clusterverfahren



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.3.2.1 Händische Gruppierung

13.3.2.1.1 Gruppierung von Standorttypen

Die ANOEST wurden von Jenssen et al. (2013) nach Expertenurteil „händisch“, d.h. ohne Anwendung automatischer Klassifikationsverfahren anhand empirischer Daten zu 125 Waldökosystemtypen (ANOEST) klassifiziert. Basis der Klassifizierung waren die Ausprägungen folgender standortbeschreibender Merkmale:

1. Ökoklimazonen
2. Bodenfeuchtestufe
3. Nährstoffkreislauftyp

Die Klassifizierung erfolgte auf der Datengrundlage von rund 22.000 Waldstandorten in Deutschland (vgl. Kapitel 3). Diese 125 ANOEST werden nun wie folgt ebenfalls anhand von Expertenurteil „händisch“ zusammengefasst:

Die Zusammenfassung der Klimagliederung erfolgt nach pflanzengeographischen Verbreitungsmustern (Tabelle 44). Für die aggregierten Klimagebiete wird die Nomenklatur der BGR (2014) benutzt. Auf diese Weise ist die Klimagliederung jederzeit anhand der Originaldaten des DWD (2012) nachvollziehbar und ggf. nach zukünftiger Veröffentlichung von aktualisierten DWD-Daten (z.B. 1991-2020) aktualisierbar.

Tabelle 44: Zusammenfassung der Klimazonen auf Basis von Jahresmitteltemperatur und Jahressumme des Niederschlags zu Klimagebieten (nach BMVBS 2013 und BGR 2014a) anhand der Verteilung der Hauptbaumarten in Deutschland

Klimazonen-Legende original (Jenssen et al. 2013)	Klima-Gruppen-ID	Gruppen-Legende	Jahresmitteltemperatur 1981-2010 [°C]	Jahresniederschlagssumme 1981-2010 [mm a^{-1}]
A alpine waldfreie Lagen	1	Gemäßigtes Gebirgsklima (Berg-Kiefer, Lärche, Fichte, z.T. Tanne)	-4 bis 8	1065 bis 2710
B subalpine Krummholzlagen				
Cg Hochbergwaldlagen insgesamt				
C1 Hochberglagen - nadelbaumfrei				
C2 Hochberglagen - mit Nadelbaum Fichte				
C3 Hochberglagen - mit Nadelbäumen Fichte und Tanne				
C4 Hochberglagen - laubwaldfrei (oreal)				
Dg Bergwaldlagen insgesamt	2	Gemäßigtes subozeanisches Klima, teilweise Gebirgsklima (Rotbuche, z.T. Tanne)	4,7 bis 11,1	745 bis 1291
D1 Bergwaldlagen - nadelbaumfrei				
D2 Bergwaldlagen mit Tanne				
En nordeuropäisch				
Ea atlantisch				
Eb1 subatlantisch, nördliches Tiefland				
Eb2 subatlantisch, südliches Tiefland				

Klimazonen-Legende original (Jenssen et al. 2013)	Klima-Gruppen-ID	Gruppen-Legende	Jahresmitteltemperatur 1981-2010 [°C]	Jahresniederschlagssumme 1981-2010 [mm a^{-1}]
Eg Tief- bis untere Bergwaldlagen insgesamt	2-3 (2,5)	Gemäßigtes subozeanisches bis gemäßigtes subkontinentales Klima, teilweise Gebirgsklima (Rotbuche)	5,5 bis 11,1	514 bis 854
Ec1 zentraleuropäisch, nördliches Tiefland	3	Gemäßigtes zentraleuropäisches bis subkontinentales Klima (Eichen, Wald-Kiefer, Hainbuche, Linden)	8,1 bis 12	380 bis 632
Ec2 zentraleuropäisch, südliches Tiefland				
Ed subkontinental				
Ee submediterran				

Die Zusammenfassung der Bodenfeuchtestufen erfolgt ebenfalls nach pflanzenphysiologischen Gesichtspunkten. Der volumetrische Wassergehalt im Bodenraum [m^3 Wasser/m^3 Boden] bezieht sich auf den Bereich der Feldkapazität im effektiven Durchwurzelungsraum. Die inTabelle 45 angegebene untere Spannengrenze für die anhydromorphen Bodenformen ergibt sich aus dem Wassergehalt am permanenten Welkepunkt bei pF=4,2 (AG BODEN 2005: KA 5, S. 350), die obere Spannengrenze bei gesättigter Feldkapazität, d. h. bei pF=1,8. Die in Tabelle 45 angegebene Spanne für die hydromorphen Bodenformen ergibt sich aus dem Wassergehalt bei pF 0,5-1,8.

Tabelle 45: Zusammenfassung der Feuchtestufen auf Basis des volumetrischen Wassergehaltes in Anlehnung an die Forstliche Standortskartierung (Schulze 1998; Schlutow et al. 2014)

Feuchtestufen-Legende original (Jenssen et al. 2013)	Feuchte-Gruppen-ID	Gruppen-Legende	Volumetrischer Wassergehalt im Jahresdurchschnitt [m^3 m^{-3}]
1 dürr	1	trocken	≤ 0,05 bis 0,15
2r sehr trocken-reliefbedingt bis dürr			
2n sehr trocken			
3r trocken-reliefbedingt bis sehr trocken			
3n trocken			
4r mäßig trocken-reliefbedingt bis trocken	2	mäßig trocken bis frisch	0,14 bis 0,3
4n mäßig trocken			
4w wechseltrocken			
5n mittelfrisch			
5r mittelfrisch-reliefbedingt bis frisch			
6w wechselfrisch			

Feuchtestufen-Legende original (Jenssen et al. 2013)	Feuchte-Gruppen-ID	Gruppen-Legende	Volumetrischer Wassergehalt im Jahresdurchschnitt [$m^3\ m^{-3}$]
6d dauerfrisch			
6l dauerfrisch-luftfeucht	4	feucht	0,3 bis 0,42
7w wechselfeucht			
7n mittelfeucht			
7g grundfeucht			
7z feucht-zügig			
7m dauerfeucht-mineralisch			
7wü wechselfeucht-überflutet			
7o dauerfeucht-organisch	5	nass	0,42 bis 0,66
7s langzeitig staunass			
8z dauernass-zügig			
8mq dauernass-mineralisch-quellig			
8oq dauernass-organisch-quellig			
8m dauernass-mineralisch			
8o dauernass-organisch			
4ü wechseltrocken überflutet	6	wechseltrocken bis frisch, überflutet	0,21 bis 0,3
6ü frisch-überflutet			
7ü2 grundfeucht-überflutet	7	feucht-überflutet	0,3 bis 0,52
7ü1 dauerfeucht-überflutet			
8ü dauernass-überwässert	8	sehr nass	0,5 bis 0,97
9 dauerhaft sehr nass			

Die Zusammenfassung der Nährstoff-Kreislauftypen der ANOESTerfolgt anhand des C/N-Verhältnisses im Oberboden (im Mittel über Humusauflage + 5 cm Mineraloberboden) und der Basensättigung (im Mittel über die gesamte Durchwurzelungszone) in Anlehnung an Jenssen et al. 2013, ergänzt aus Sucoow 1974, 1988, Succow und Joosten 2001). Die Nomenklatur der Gruppen orientiert sich an der Forstlichen Standortskartierung (Schulze 1998, Vergleich auch Schlutow et al. 2014). Bei diesem Standortfaktor lassen sich nur wenige Typen inhaltlich plausibel zusammenfassen (Tabelle 46).

Tabelle 46: Zusammenfassung der Nährstoff-Kreislauftypen auf Basis des C/N-Verhältnisses und der Basensättigung in Anlehnung an die Forstliche Standortskartierung (Schulze 1998, Schlutow et al. 2014)

Legende original	Aggregierung	Gruppen-Legende	C/N	Basensättigung [%]
A1 a1 Hunger-Rohhumus-verhagert A2 a2 Mager-Rohhumus B1 b1 Rohhumus	1	arm	29 bis 50	3 bis 15
B2 b2 Moder-Rohhumus (Laub-Rohhumus)	2	ziemlich arm	26 bis 33	10 bis 20
C1 c1 Rohhumus-Moder (Nadel-Moder) C2 c2 Moder	3	mäßig nährstoffhaltig	17 bis 26	15 bis 30
C3 c3 Kalk-Moder**	4	mäßig nährstoffhaltig, carbonathaltig	17 bis 21	>90
D1 d1 Braunmull	5	nährstoffkräftig	13-18	30 bis 50
D2 d2 Kalk-Braunmull***	6	nährstoffkräftig, carbonathaltig	13 bis 15	>90
E1 e1 Mull	7	nährstoffreich	11 bis 14	50 bis 80
E2 e2 Kalk-Mull, Wurmmull	8	nährstoffreich, carbonathaltig	8 bis 11	80 bis 100
T1 Extrem-Sauer-Reintorf T2 Sauer-Reintorf	9	arm, organisch	30 bis 60	<26
T3 Sauer-Volltorf	10	ziemlich arm, organisch	26 bis 36	<26 bis 52
T4 Sauer-Basen-Volltorf	11	mäßig nährstoffhaltig, organisch	20 bis 26	<26 bis 52
T5 Basen-Volltorf	12	nährstoffkräftig, organisch	13 bis 20	>26
T6 Kalk-Volltorf	13	nährstoffreich, carbonathaltig, organisch	<10 bis 30	>90
Ta1L Tangel/Kalk Ta1N Tangel/Kalk	14	ziemlich nährstoffarm, carbonathaltig, organisch	20 bis 31	>52
Ta2 Tangel/Silikat	15	ziemlich nährstoffarm, organisch	26 bis 36	10 bis 20

13.3.2.1.2 Gruppierung ähnlicher Ökosystem-Leistungspotenziale

Für die aktuell natürlichen Ökosystemtypen (ANOEST) sind Referenzzustände anhand von Daten der Jahre 1961-1990 definiert (Kapitel 3). Deshalb werden im Folgenden die Leistungspotenziale im Referenzzustand der Ökosystemtypen bewertet. Unter Leistungspotenzial eines Ökosystems soll die maximal mögliche Leistungsfähigkeit eines Ökosystemtyps verstanden werden, die sich in der Regel bei einem Referenzzustand der Ökosysteme ergibt und aus dem ungestörten funktionalen Zusammenwirken der abiotischen und biotischen Naturraumkomponenten entsteht.

Die Ökosystemtypenklassifizierung der ANOEST nach Jenssen et al. (2013) enthält aber auch Forstökosysteme, die zwar die Bedingung erfüllen, ein selbstregulierungsfähiges Wirkungsgefüge von Naturraumkomponenten in einem ökosystemaren Gleichgewichtszustand zu indizieren, die aber

aufgrund der bewirtschaftungsbedingten Dominanz und/oder Gleichaltrigkeit einer oder weniger Baumarten bestimmte Funktionen auch im ökosystemaren Gleichgewichtszustand der abiotischen Naturraumkomponenten nicht in dem Maße erfüllen können, wie dies ein naturnaher ungleichaltriger Wald auf gleichem Standort erfüllen könnte. Da es sich bei diesen Forst-Ökosystemen aber auch um aktuelle naturnahe Ökosystemtypen handelt, werden die Informationen zum Referenzzustand diesen Ökosystemtypen benutzt, um maximal mögliche Leistungspotenziale der Forsten abzuleiten, ebenso wie dies für die naturnahen Waldökosystemtypen erfolgt.

Es werden die naturräumlichen Potenziale für ÖSL aus der Liste des CICES-Katalogs der ÖSL (Haines-Young u. Potschin 2013) bewertet (Tabelle 47), die in Deutschland relevant sind (Albert et al. 2015). Die Liste des CICES-Katalogs der ÖSL (Haines-Young u. Potschin 2013) stellt die gemeinsame Grundlage für die Erfassung von ÖSL auf europäischer Ebene dar.

Tabelle 47: Klassifikation der Ökosystemleistungen nach CICES (leicht verändert nach Albert et al. 2015)

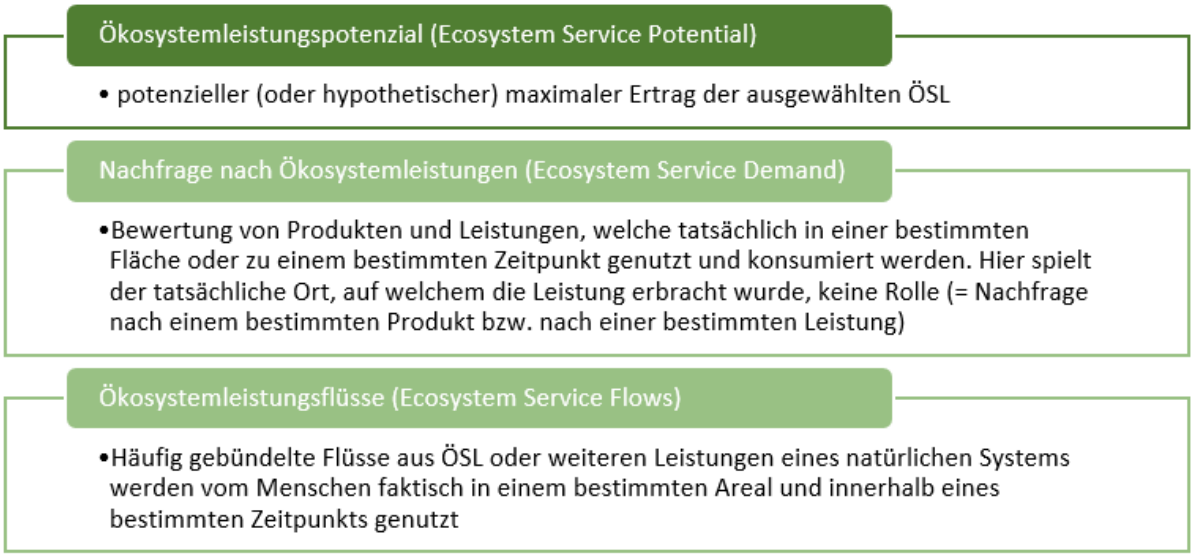
CICES-Kategorie	CICES-Bereich	CICES-Gruppe	Ökosystemleistungsklasse
Versorgungsleistungen Regulierungs- und Erhaltungsleistungen	Regulierung von Massenbewegungen	Widerstand gegen (Fest-)Massenbewegung	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion
		Regulierung von Wasserhaushalt und -abfluss	Hochwasserschutz
			Grundwasseranreicherung/ Trinkwasserbereitstellung
			Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität
	Erhaltung von physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen	Lebensraumfunktion	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen
		Pufferung von Fremdstoffeinträgen	Regulierung von Stoffeinträgen
		Beitrag zur globalen Klimaregulation	Kohlenstoff-Speicherfunktion
		Verbesserung der Luftqualität und Klimaregulierung	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima
	Nahrungsmittel	pflanzliche und tierische Nahrungsmittelproduktion	Kulturpflanzen und -produkte
	Rohstoffe	Produktion pflanzlicher und tierischer Rohstoffe	pflanzliche und tierische Rohstoffe
	Energie	Produktion energetisch verwertbarer Biomasse	Pflanzliche Energierohstoffe
kulturelle Leistungen	physische und kognitive Erfahrung von Lebewesen, Landschaftsräumen und Landschaften	Erholungsfunktion - physische und erlebnisbasierte Erfahrungen	Naturerlebnis und Erholung
		Kognitive und emotionale	Empfindung von Ästhetik,

CICES-Kategorie	CICES-Bereich	CICES-Gruppe	Ökosystemleistungsklasse
		Interaktion	Naturbildung, Naturerbe
	symbolische Bedeutung von Lebewesen, Landschaftsräumen und Landschaften	symbolische Bedeutung, andere kulturelle Leistungen	Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen

Zur Bewertung der Leistungspotenziale der ANOEST hinsichtlich der einzelnen relevanten CICES-Klassen wurde der Matrix-Ansatz von Burkhard et al. (2014) angewendet, verfeinert und untersetzt. Mit der Matrix-Methode wurden für die 125 Wald-ANOEST die Daten aus den Referenzzuständen mit den ausgewählten ÖSL verknüpft.

Die Bewertungen von ÖSL können nach unterschiedlichen ökonomisch-angelehnten Betrachtungsweisen erfolgen. Hier wird zwischen der potenziellen Bereitstellung von ÖSL (Ecosystem service potential), Ökosystemleistungsflüssen (Ecosystem service flows) oder Nachfrage nach ÖSL (Ecosystem service demands) unterschieden (Abbildung 57).

Abbildung 57: Bewertungsmöglichkeiten von Ökosystemleistungen (nach Burkhard et al. 2014)



Quelle: Burkhard et al. 2014

Das *Ökosystemleistungspotenzial* beschreibt den potenziellen (oder hypothetischen) maximalen Ertrag der ausgewählten ÖSL (Burkhard et al. 2014). Diese Potenziale sind von *Ökosystemleistungsflüssen*, welche die tatsächlich vom Menschen genutzten Leistungen beschreiben, zu unterscheiden. Diese häufig gebündelten Flüsse aus ÖSL oder weiteren Leistungen eines natürlichen Systems werden vom Menschen faktisch in einem bestimmten Areal und innerhalb eines bestimmten Zeitpunktes genutzt (ebd.). Bei der Nachfrage nach ÖSL werden die Produkte und Leistungen bewertet, welche tatsächlich in einer bestimmten Fläche oder zu einem bestimmten Zeitpunkt genutzt und konsumiert werden. Hier spielt der tatsächliche Ort, an welchem die Leistungen erbracht wurden, keine Rolle (ebd.). In dieser Studie wird das ***Ökosystemleistungspotenzial*** näher betrachtet.

Die Bewertungsskala ist in 6 Wertstufen aufgegliedert:

0 = kein bedeutendes Potenzial

1= sehr geringes Potenzial

2 = geringes Potenzial

3 = mittleres Potenzial

4 = hohes Potenzial

5 = sehr hohes Potenzial

Im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie werden die Lebensraumfunktion (Kapitel 13.4.2), die Kohlenstoffspeicherfunktion (Kapitel 13.4.3) und die Biomasseprimärproduktion (Kapitel 0) vertieft untersucht, d. h. die Ordinalskalen für die Kriterien werden mit Messdaten untersetzt. Die weiteren Funktionen (Tabelle 47) werden hier zunächst „nur“ mittels einer groben Expertenschätzung bewertet.

Die Bewertung erfolgte für jeden ANOEST zu jeder Ökosytemleistungsklasse anhand folgender Kriterien (Tabelle 48). Dabei wurde eine Wichtung der Kriterien für die Bewertung entsprechend der Reihenfolge ihrer Nennung vorgenommen. Zuerst wurde das erstgenannte Kriterium nach der ordinalen Bewertungsskala im Anhang A6.1 eingeschätzt, dann wurden für die nachfolgenden Kriterien Zu- oder Abschläge vorgenommen.

Bei der Bewertung der Leistungspotenziale nach der Ordinalskala in Anhang A6.1 wurde der allgemeine relative Wert von Wäldern und Forsten innerhalb eines Bewertungsrahmens für eine Vielzahl von Landnutzungstypen berücksichtigt. So werden z.B. Leistungspotenziale, die ein Wald generell nicht so gut wie Grünland oder Acker erfüllen kann (z. B. Grundwasseranreicherungsfunktion) nur mit den Wertstufen < 5 bewertet, während andere Leistungspotenziale, die nur im Wald maximal ausgeprägt werden können (z.B. klimaökologische und lufthygienische Ausgleichsfunktion) i.d.R. mit Wertstufen > 1 belegt werden.

Tabelle 48: Kriterien für die Bewertung der Leistungspotenziale von aktuell naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST)

Ökosystemleistungsklasse	Kriterien für die Bewertung
Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.)	Deckungsgrad der Vegetation Durchwurzelungstiefe Bodenfeuchte Hangneigung Erosionsanfälligkeit der Bodenart
Hochwasserschutzfunktion	Speicherfähigkeit des Bodens Grundwasserflurabstand Nässeverträglichkeit der Baumart
Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Jahres-Niederschlagsmenge Verdunstungsrate der Vegetation Durchlässigkeit des Bodens oberirdischer Abfluss/Hangneigung
Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Durchlässigkeit des Bodens Grundwasserflurabstand mechanische Filterwirkung der Vegetation Deckungsgrad der Vegetation

Ökosystemleistungsklasse	Kriterien für die Bewertung
Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Natürlichkeitsgrad Biodiversität Schutzbedürftigkeit Habitatswert für Fauna und Flora
Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Entzug durch Ernte von Biomasse Sickerwasserrate/akzeptable Auswaschung mit dem Sorption von Fremdstoffen im Oberboden/Humus
Kohlenstoff-Speicherfunktion	Bodenwasser-/Humusgehalt Tongehalt pH-Wert Jahresmitteltemperatur
Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Bodenfeuchte Deckungsgrad der Baumkronen Evapotranspiration Hängigkeit/Exposition
Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Vorkommen von nutzbaren Kulturpflanzen
Produktion pflanzlicher und tierischer Rohstoffe Biomasseprimärproduktion	pflanzenphysiologische Nettoprimärproduktivität Bodenfruchtbarkeit klimaökologischer Einfluss auf Biomassezuwachs
Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	pflanzenphysiologische Nettoprimärproduktivität l Bodenfruchtbarkeit klimaökologischer Einfluss auf Biomassezuwachs
Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Mannigfaltigkeit Regenerierungsvermögen Zugänglichkeit
Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Natürlichkeit Eigenart Schönheit Schutzwürdigkeit
Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	Seltenheit kulturhistorischer Wert Schutzbedürftigkeit

13.3.2.2 Statistische Überprüfung der Gruppierung

Für die Erstellung der statistischen Clusterung der 125 ANOEST wurde die freie Statistiksoftware R verwendet (R Development Core Team 2008). Folgende R-Pakete wurden für die Auswertung genutzt: rPart, rPart.plot und rattle. Mit dem Paket rattle kann eine grafische Benutzeroberfläche (R Data Miner) verwendet werden, mit der verschiedene statistische Befehle vereinfacht angewendet werden können (Williams 2011). Mit dem Paket rPart (Therneau et al. 2015) können verschiedene Algorithmen zur Clusterung implementiert werden und mit dem Paket rpart.plot (Milborrow 2016) dargestellt werden.

Die statistische Überprüfung der händischen ANOEST-Gruppierung erfolgte durch den Vergleich der Ergebnisse aus verschiedenen statistischen Clusterverfahren. Hierbei wurden sowohl divisive Verfahren (*k*-Means- und *k*-Modes-Algorithmus) als auch hierarchisch-agglomerativen Verfahren

(Ward-Verfahren) angewendet. Die einzelnen Algorithmen in dem Kapitel 13.3.2.2.1 bis 13.3.2.2.3 vorgestellt.

Der Aufbau der Clusterung mithilfe der statistischen Verfahren entspricht dem Aufbau der händischen Gruppierung (Abbildung 56): Zunächst wurde das Ökosystemleistungs-Potenzial der ANOEST-Referenzzustände nach 14 ausgewählten ÖSL nach CICES in einer Grobbewertung geschätzt (siehe Kapitel 13.3.3.1) und mit den statistischen Verfahren in 69 **ÖSL-Cluster** gruppiert. Weiter wurden die ANOEST-Referenzzustände nach Ökoklimazonen, Bodenfeuchtestufen und Nährstoffkreislauftypen in 60 **Standort-Cluster** gruppiert. Die Gruppierungen der finalen **ANOEST-Cluster** erfolgten auf Basis der Standort-Clusterung und berücksichtigte die bereits ermittelten ÖSL-Cluster. Dieser Schritt erzeugte schließlich eine Anzahl von Cluster mit einer eindeutigen Zuordnung (n:1), welche sowohl nach den Standorttypen, als auch nach den Ökosystem-Leistungspotenzialen inhaltlich plausibel sind.

13.3.2.2.1 K-Means-Algorithmus

Der verwendete *K*-Means-Algorithmus ist ein divisives Clusteranalyseverfahren, welches Clusterzentren zur Bildung von Cluster erstellt und die Gruppeneinteilung mithilfe einer bereits vorgegebenen Anzahl von Gruppen durchführt (Bacher et al. 2010, Williams 2011). Bei diesem Algorithmus ist eine minimale Streuungsquadratsumme in den Clustern ein zentrales Kriterium. Mithilfe des Algorithmus werden bei der vorgegebenen Klassenanzahl zufällig Clusterzentren ausgewählt, welche bei der anschließenden Zuteilung so zu modifizieren sind, dass keine weiteren Veränderungen der Clusterzentren zwischen zwei Iterationsschritten auftreten. Diese Optimierung findet sowohl gleichzeitig zwischen den Clusterzentren, als auch über die Abstände zu allen Objekten satt. Dabei wird die ausgewählte Klassenanzahl iterativ optimiert oder bestätigt (Wagstaff et al. 2001; Bacher et al. 2010).

Nach Bacher et al. (2010) kann der Aufbau des Algorithmus verkürzt wie folgt ausgedrückt werden:

1. Die Objekte werden zufällig zu *K* Clustern zugeordnet, wobei *K* die Anzahl der Cluster ist.
2. Die Clusterzentren werden über

$$\bar{x}_{k,j} = \frac{\sum_{g \in k} x_{g,j}}{n_{k,j}}$$

   mit $n_{k,j}$ = Zahl der Objekte des Clusters k; Clusterzentren $\bar{x}_{kj}$ (k = 1,2, …, K; j = 1,2, .., m), m= Anzahl der Variablen, k = Clusterzentrum, g = Klassifikationsobjekt gebildet.

3. Die Objekte *g* werden den Clusterzentren *k* zugeordnet, bei welchen die quadrierten euklidischen Distanzen zwischen *g* und *k* am minimalsten sind.

   Mit jedem Iterationszyklus wird die Streuungsquadratsumme in den Clustern, welche formal als

$$SQ_{in}\,(K) = \sum_{k}\sum_{g \epsilon k} d^2_{g,k} = \sum_{g^{k*}=1,2,\ldots,K} \min(d^2_{g,k*})$$

   beschrieben werden kann, minimiert.

4. Der Algorithmus wird beendet, sobald bei der Iteration zwischen der Zuordnung der Objekte zwischen Schritt 2 und 3 keine Unterschiede mehr liegen (Bacher et al. 2010: 299f).

Dieser Algorithmus wurde bei der Gruppierung von ANOEST-Referenzzuständen und Ökosystemleistungs-Potenzialen (ÖSL-Cluster) angewendet. Die Anzahl der Cluster lehnt an das Ergebnis der händischen ÖSL-Cluster mit 69 Gruppen an.

Der größte Vorteil des *K*-Means-Algorithmus ist, dass das Verfahren eine schnelle und einfache Implementierung ermöglicht (Kim & Yamashita 2005). Nachteilig ist hingegen, dass die Anzahl der Cluster bereits vor der Clusterung bekannt sein muss. Des Weiteren ist das Verfahren gegenüber

Ausreißern empfindlich. Die Clustermethode erzeugt oft gleichmäßig große Cluster, auch wenn die Eingangsdaten unterschiedlich große Clustergrößen aufweisen würden.

13.3.2.2.2 K-Modes-Algorithmus

Der *K*-Modes-Algorithmus ist eine Erweiterung des *K*-Means-Algorithmus von Huang (1997) und lässt eine Clusterung mit nominalen Variablen zu, weshalb das divisive Clusterverfahren mit *K*-Modes-Algorithmus fortgeführt wurde. Im Gegensatz zur ÖSL-Clusterung ist die Datengrundlage für die Standort-Clusterung und somit Teil der finalen ANOEST-Clusterung nominalskaliert. Mit dem *K*-Modes-Algorithmus wird anstelle des Mittelwertes der Modus als Lagemaß verwendet Bacher et al. 2010). Jedes Cluster ist somit durch die Verwendung des Modus durch eine genaue Ausprägung einer nominalen Variable gekennzeichnet (Bacher et al. 2010).

Wie beim *K*-Means-Algorithmus werden die Objekte nach einer vorgegeben Clusteranzahl gruppiert, bei denen die Abstände von den Objekten zu den zugeordneten Clustermodi minimal sind (Roever et al. 2006). Der Algorithmus entspricht dem obigen beschrieben *K*-Means-Algorithmus, die Berechnung der Distanzen für nominale Variablen unterscheidet sich jedoch wie folgt (Bacher et al. 2010: 346):

$$d_{g,k} = \sum_j d_{g,k,j}$$

mit

$$d_{g,k,j} = \begin{cases} 0 \; wenn \; x_{g,j} \; = \; x_{k,j}^{modus} \\ 1 \; wenn \; x_{k,j} \neq \; x_{k,j}^{modus} \end{cases}$$

mit $x_{k,j}^{modus}$ = Modus des Clusters *k* in der Variable *j.*

13.3.2.2.3 Algorithmus nach WARD

Für einen weiteren Vergleich der Clusterergebnisse wurde das hierarchische Ward-Verfahren für die Konstruktion von Clusterzentren angewendet. Bei einem hierarchisch-agglomerativen Verfahren wird ein hierarchisches System durch eine sukzessive Gruppierung von Objekten gebildet (Therneau et al. 2015). Die Cluster werden dabei so gruppiert, dass die Erhöhung der gesamten Fehlerquadratsumme (Varianz) minimal ist. Cluster, welche eine minimale Erhöhung der Varianz in den darauffolgenden neuen Clustern haben, werden zusammen neu gruppiert (Bacher et al. 2010).

Nach Bacher et al. (2010) können die Schritte dieses Verfahrens wie folgt beschrieben werden:

1. Cluster C_g werden zu Beginn von jedem Objekt gebildet. Die Clusterzentren werden mit $\bar{x}_{g,j} = x_{g,j}$ gebildet, wobei $x_{g,j}$ die Ausprägung des Objektes *g (g* =1,2, …, n*)* in der Variable *j (j*= 1,2, …, m) darstellt.
2. Clusterpaare *{p, q}* werden gesucht. Die Berechnung der Distanzen kann dabei u.a. mit der minimalen euklidischen Distanz durchgeführt werden.
3. Nach der Zusammenführung des Clusterpaares *{p, q}* werden die Clusterzentren mit dem Ward-Verfahren wie folgt berechnet:

$$x_{\{p,q\},j} \; = \sum_{g \in p+q} \frac{x_{g,j}}{n_p + n_q}$$

Der Prozess endet, wenn alle Objekte zu einem einzelnen Cluster zusammengeführt wurden. Da dies jedoch nicht erwünscht ist, kann eine Clusteranzahlgrenze zum Stoppen des Algorithmus angegeben werden. Da die statistische Gruppierung mit den Ergebnissen der händischen Gruppierung verglichen

wird, wurde die händisch ermittelte Gruppenanzahl (ÖSL-Cluster K = 69, ANOEST-Cluster K=78) als Clusteranzahlgrenze verwendet.

Die Anzahl der Cluster wurde auf Basis der händischen Clusterung gewählt. Eine Entscheidung durch die Dendogramme ist nur schwer möglich, da trotz schrittweiser Erhöhung der Clusteranzahl eine genaue Aussage schwierig ist. Die Bestimmung der geeignetsten Anzahl an Clustern ist mit Unsicherheiten behaftet, besonders wenn Ausreißer nicht erkennbar sind. Von Vorteil ist, dass in sich sehr homogene Cluster fusioniert werden. Das Verfahren lässt zusätzlich die Bildung von unterschiedlich großen Clustern zu.

13.3.3 Ergebnisse

13.3.3.1 Händische Gruppierung (expert judgement)

Die aktuell naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) wurden zunächst gruppiert nach gleichem Kombinationstyp aus Ökoklima-Gruppe, Feuchtestufen-Gruppe und Stoffkreislauftyp-Gruppe. Dabei ergaben sich 60 unterschiedliche Kombinationstypen (ANOEST-Standortgruppen). Die Zusammenfassung der ANOESTanhand der Ähnlichkeit aller ihrer relevanten Ökosystemleistungspotenziale (ÖSL) ergab 69 inhaltlich plausible ÖSL-Cluster (Anhang A6.2). Anschließend wurden die ANOEST-Standortgruppen und die ÖSL-Cluster miteinander verknüpft. Dabei stellte sich heraus, dass in Einzelfällen innerhalb eines ÖSL-Clusters unterschiedliche ANOEST-Standortgruppen auftraten. Deshalb war es notwendig, einige ÖSL-Cluster wieder aufzuspalten, damit eine eindeutige Zuordnung (n:1) von ANOESTzu ANOEST-Gruppen gewährleistet bleibt. Im Ergebnis entstanden 78 inhaltlich plausible eindeutige ANOEST-Gruppen (Anhang A6.3). Die Benennung erfolgt anhand der abiotischen Standortfaktoren und der Hauptbaumart(en) sowie anhand des Natürlichkeitsgrades (Tabelle 49).

Tabelle 49: Ökosystemgruppierung anhand der Standortfaktoren, der Hauptbaumart(en) und der Bewertung der Leistungspotenziale von aktuell naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST)

Ökosystemtypen (ANOEST; Jenssen et al. 2013)		Ökosystemtypengruppen (ANOEST-Gruppen)	
Magerrohhumus-Kiefernforst	Ebcd-3n-a2	1	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernforst
Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	Ec-2n-b1	1	
Küstendünen-Sand-Kiefernwald	En-2r-A2	2	subozeanischer, trockener, armer Kiefernwald
Rohhumus-Sand-Kiefernwald	Ed-2n-B1	3	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernwald
Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	Ed-2n-A2	3	
Rohhumus-Kiefernforst (f)	Eb-5n-b1	4	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Kiefernforst
Rohhumus-Kiefernforst	Ebc-4n-b1	4	
Rohhumus-Lärchenforst	Eg-4n-b1	5	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst
Hager-Sand-Buchenwald	Eb-4n-A1	6	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Buchenwald
Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	C4-6d-B1	7	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenwald
Rohhumus-Fichten-Bergforst	Dg-5n-b1	8	subozeanischer, mäßig trockener bis

Ökosystemtypen (ANOEST; Jenssen et al. 2013)		Ökosystemtypengruppen (ANOEST-Gruppen)	
Rohhumus-Fichtenbergforst	Eg-5n-b1	8	frischer, armer Fichtenforst
Atlantischer Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	Ea-7m-b1	9	subozeanischer, feuchter, armer Kiefernforst
Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	Ebc-7m-b1	9	
Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	Ebc-7m-b2	10	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Kiefernforst
Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	Eg-7m-b1	11	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, feuchter, armer Fichtenwald
Kiefern-Fichten-Feuchtwald	Ed-7m-B1	11	
Rohhumus-Traubeneichenwald	Ec-3n-B2	12	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Traubeneichenwald
Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	Ed-3n-B2	12	
Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	Ed-3/4n-b1	13	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst
Rohhumus-Kiefern-Buchenwald	Eb-4n-B2	14	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald
Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	C1-6d-B2	15	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald
Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	C2-6d-B2	15	
Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C3-6d-B2	15	
(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	Ea-7m-B2	16	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Stieleichenwald
Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	Eb-7n-B2	16	
Stieleichen-Feuchtwald	Eg-7m-B2	16	
Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	D2-7s-B2	17	subozeanischer, nasser, ziemlich armer Tannenwald
Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	Ebc-3n-c2	18	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst
Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ed-3n-c1	18	
Moder-Traubeneichenwald	Ec-3n-C1	19	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, mäßig nährstoffhaltiger Traubeneichenwald
Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	Ed-3n-C2	19	
Atlantischer Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ea-5n-c1	20	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst
Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	Eb-5n-c1	20	
Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ebc-4n-c1	20	
Atlantischer Moder-Kiefernforst	Ea-5n-c2	20	

Ökosystemtypen (ANOEST; Jenssen et al. 2013)		Ökosystemtypengruppen (ANOEST-Gruppen)	
Moder-Kiefernforst	Ebc-4n-c2	20	
Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ed-4n-c1	21	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst
Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	Ed-4n-c2	21	
Moder-Eichen-Feuchtforst	Eg-7n-c2	22	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Eichenforst
Kiefern-Alpentalwald	Eg-3r-C3	23	subozeanischer, trockener, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Kiefern-Alpentalwald
Moder-Sand-Buchenwald	Eb-4n-C2	24	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald
Moder-Buntsand-Buchenwald	Eb-5n-C2	24	
Moder-Traubeneichen-Buchenwald	Ec-4n-C2	25	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Traubeneichen-Buchenwald
Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	Ed-4n-C2	26	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Winterlinden-Hainbuchenwald
Moder-Buchen-Hochbergwald	C1-6d-C2	27	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald
Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C3-6d-C2	27	
Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	Dg-5n-c1	28	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst
Rohhumus-Fichten-Hochbergforst	Dg-6d-c1	28	
Moder-Fichten-Bergforst	Dg-5n-c2	28	
Moder-Fichtenforst	Eg-5n-c2	28	
Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	D2-5n-C1	29	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichten-Tannen-Wald
Moder-Douglasien-Bergforst	Dg-5n-c2?	30	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Douglasienforst
Moder-Buchen-Bergwald	D1-5n-C2	31	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald
Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	D2-6d-C2	31	
Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	Ea-5n-C2	32	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Buchenwald
Moder-Eichenforst	Eg-5n-c1	33	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger

Ökosystemtypen (ANOEST; Jenssen et al. 2013)		Ökosystemtypengruppen (ANOEST-Gruppen)	
			Eichenforst
Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	C3-7n-C1	34	Gemäßigtes Gebirgsklima, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchen-Wald
Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	D2-7n-C2	35	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchen-Wald
Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	Eg-7g-C1	36	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Hainbuchen-Wald
Moder-Tannen-Feuchtbergwald	D2-7s-C2	37	subozeanischer, nasser, mäßig nährstoffhaltiger Tannenwald
Karbonat-Kiefern-Trockenforst	Eg-3r-c3	38	subozeanischer, trockener, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Kiefernforst
Karbonat-Fichtenforst	Eg-5n-c3	39	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Fichtenforst
Felsahorn-Traubeneichen-Felstrockenwald	Ee-2r-D1	40	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, nährstoffkräftiger Felsahorn-Traubeneichen-Wald
Braunmull-Eichen-Wechseltrockenwald	Eg-4w-D1	41	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Hainbuchenwald
Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	Ec-4n-D1a	41	
Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	Ec-4n-D1	41	
Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald	Ec-4r-D1	41	
Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	Ec-5n-D1	42	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Winterlindenwald
Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	Ed-4n-D1	42	
Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C2-6d-D1	43	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Fichten-Tannen-Wald
Braunmull-Buchen-Bergwald	D1-6d-D1	44	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald
Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	D2-6d-D1	44	
Sandbraunmull-Buchenwald	Eb-5n-D1a	44	
Lehmbraunmull-Buchenwald	Eb-5n-D1	44	
Schwarzerlen-Hainbuchenwald	Eg-7m-D1	45	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Bergahorn-Eschenwald
Braunmull-Eichenforst	Eg-5n-d1	46	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Eichenforst
Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	D1-7n-D1	47	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Buchenwald
Braunmull-Tannen-Buchen-	D2-7n-D1	47	

Ökosystemtypen (ANOEST; Jenssen et al. 2013)		Ökosystemtypengruppen (ANOEST-Gruppen)	
Feuchtbergwald			
Braunmull-Buchen-Feuchtwald	Eb-7n-D1	47	
Bergahorn-Eschenwald	Dg-7z-D1	48	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Stieleichen-Hainbuchen-Eschen-Wald
Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	Eg-7g-D1	48	
Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	Dg-8z-D1	49	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger Schwarzerlen-Auenwald
Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	Eg-7wü-D1	50	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald
Mull-Eichen-Wechseltrockenwald	Eg-4w-E1	51	subozeanischer mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Eichen-Wechseltrockenwald
Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	Ed-4n-E1	52	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Winterlindenwald
Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	Ed-4r-E1	52	
Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	C1-6d-E1	53	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergahorn-Buchen-Wald
Mull-Hainbuchen-Buchen-Bergwald	D1-5n-E1	54	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald
Mull-Hainbuchen-Buchenwald	Ec-5n-E1	55	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald
Mull-Buchen-Bergwald	D1-6d-E1	56	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald
Mull-Tannen-Buchen-Bergwald	D2-6d-E1	56	
Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	Eg-5r-E1	57	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald
Mull-Buchen-Feuchtbergwald	D1-7n-E1	58	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Buchenwald
Mull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	D2-7n-E1	58	
Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	Eg-7g-E1	59	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald
Eschen-Feldulmen-Auenwald	Eg-7wü-E1	59	
Fahlweiden-Auenwald	Eg-7ü2-E1	60	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffreicher Fahlweiden-Auenwald
Traubeneichen-Felstrockenwald	Eg-2r-E2	61	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger

Ökosystemtypen (ANOEST; Jenssen et al. 2013)		Ökosystemtypengruppen (ANOEST-Gruppen)	
			Traubeneichen-Felstrockenwald
Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	Eg-3r-E2	62	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Eichenwald
Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	Eb-4r-E2	63	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Sonnhang-Buchenwald
Mull-Karbonatbuchenwald	Eb-5n-E2	64	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald
Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	Eb-5r-E2	64	
Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	Eb-7n-E2	65	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher carbonathaltiger Eschenwald
Mull-Eschen-Feuchtwald	Eg-7m-E2	65	
Mull-Eschen-Feuchtwald	Eg-7z-E2	65	
Bergland-Hochmoor	Cg-9-T2	66	Gemäßigtes Gebirgsklima, sehr nasses, armes organisches Hochmoor
Tiefland-Hochmoor	Eg-9-T1	67	subozeanisches, sehr nasses, armes organisches Hochmoor
Spirken-Moorwald	Bg-7o-T3	68	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Moorwald
Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	C4-8o-T3	68	
Karpatenbirken-Feuchtwald	Cg-7o-T3	69	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Karpatenbirkenwald
Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	Eg-7o-T3	70	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, nasser, ziemlich armer organischer Moorbirkenwald
Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	Eg-8o-T3	70	
Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	Ed-7o-T3	70	
Schwarzerlen-Stieleichen-Feuchtwald	Eg-7m-T4	71	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger organischer Schwarzerlenwald
Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	Eg-8o-T4	72	subozeanischer, nasser, mäßig nährstoffhaltiger organischer Schwarzerlenwald
Schwarzerlen-Bergauenwald	Dg-8z-T5	73	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger organischer Schwarzerlenwald
Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	Eg-7o-T5	73	
Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	Eg-8o-T5	73	
Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	Eg-8z-T5	73	
Grauerlen-Bergauenwald	Dg-7ü-T5	74	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger organischer Grauerlenwald
Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	Eg-7ü-T5	75	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger organischer

Ökosystemtypen (ANOEST; Jenssen et al. 2013)		Ökosystemtypengruppen (ANOEST-Gruppen)	
			Traubenkirschen-Eschenwald
Kalk-Latschen-Krummholz	Bg-6d-Ta1N	76	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Latschen-Krummholz
Karbonat-Fichten-Hochbergwald	C4-6d-Ta1N	77	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Fichtenwald
Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C2-6d-Ta1L	78	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Fichten-Buchenwald

13.3.3.2 Statistische Überprüfung der Gruppierung

Die Ergebnisse aus der händischen Gruppierung (Kapitel 13.3.3.1) wurden mit den Ergebnissen aus der statistischen Gruppierung (siehe Anhang A6.3) verglichen.

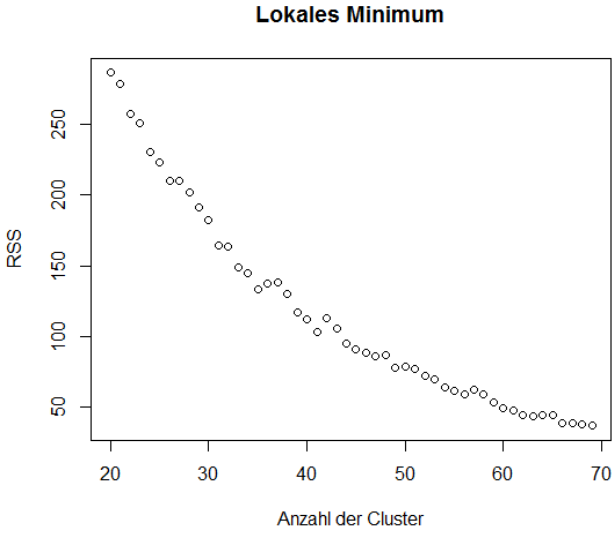
13.3.3.2.1 *K*-Means-Algorithmus

Mit dem *K*-Means-Algorithmus wurden Cluster ermittelt, bei denen die ANOESTnach der Ähnlichkeit aller relevanten Ökosystemleistungspotenziale gruppiert sind.

Der Algorithmus wird in R automatisch gestoppt, wenn die Streuungsquadratsumme in den Clustern am geringsten ist und wenn zwischen den Iterationszyklen keine neue Zuordnung der Objekte erfolgt. Die summierte Streuungsquadratsumme (engl. residual sum of squares – RSS) aller Clusterzentren kann als Fehlermaß verwendet werden, da ein geringerer RSS-Wert eine höhere Homogenität der Klassifikationsobjekte innerhalb der Cluster darstellt (Zeileis u. Croissant 2010).

Das jeweilige lokale Minimum aus der summierten Streuungsquadratsumme für jede mögliche Clusteranzahl zeigt Abbildung 58. Auf der Abbildung ist zu erkennen, dass die RSS bei einer kleinen Anzahl von ANOEST-Gruppen hoch ist. Der RSS-Wert sinkt mit einer höheren Anzahl an möglichen Gruppen. Der RSS-Wert für die ausgewählte Clusteranzahl K = 69 (ermittelte Clusteranzahl aus der händischen Gruppierung nach ähnlichen Leistungs-Potenzialen) liegt bei 35,156 Fehlerpunkten.

Abbildung 58: Lokales Minimum, Anzahl der Klassen K = 20 – 69



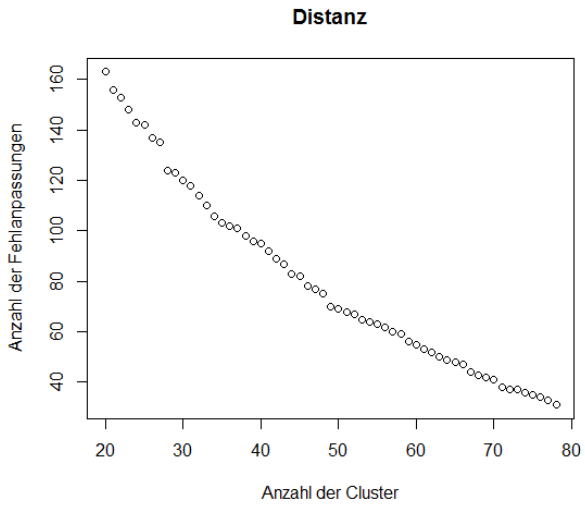
Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.3.3.2.2 K-Modes-Algorithmus

Der *K*-Modes-Algorithmus wurde für die finale ANOEST-Clusterung angewendet. Für *K* = 78 sind 31 Fehlanpassungen in den finalen ANOEST-Clustern enthalten.

Zur Erläuterung: Das Distanzmaß ist beim *K*-Modes-Algorithmus für nominalskalierte Variablen ein einfach abgestimmter Abstand, welcher die Unähnlichkeit von zwei Objekten bestimmt. Der Unähnlichkeitsabstand wird berechnet, indem die Anzahl der Fehlanpassungen in allen Variablen summiert wird.

Abbildung 59: Unähnlichkeitsabstand für K = 20 - 78



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

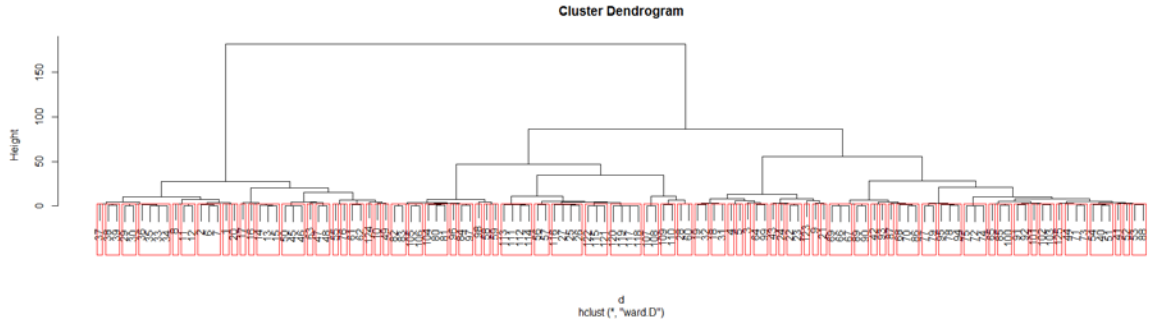
Die Abbildung 59 zeigt den Verlauf der Distanz für den *K*-Modes-Algorithmus.

13.3.3.2.3 Algorithmus nach WARD

Mit dem hierarchischen Clusterverfahren nach WARD konnten die ANOEST sowohl nach Ökosystemleistungs-Potenzialen als auch auf Basis der ANOEST-Referenzzuständen über Ökoklimazonen, Bodefeuchtestufen und Nährstoffkreislauftypen gruppiert werden.

Die Cluster und die Clustergrenzen sind in dem folgenden Dendogramm dargestellt (Abbildung 60). In dem Dendogramm werden die Objekte auf der untersten Ebene dargestellt. Nach oben werden diese zu immer größeren Gruppen verbunden. Als ein Maß für die Abstände zwischen den Clustern dient die Sprunghöhe zwischen den Verbindungen. Bei den für diese Studie verwendeten Eingangsdaten erfolgte die Varianzreduktion bereits in der ersten Stufe von unten.

Abbildung 60: Clusterung mit dem WARD-Verfahren; Dendogramm der Cluster nach Leistungs-Potenzialen, K=69



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

Die weitere ANOEST-Clusterung nach den abiotischen Standortmerkmalen mit Verwendung der bereits ermittelten ÖSL-Cluster hat eine Clusterung ergeben, die im Anhang A6.3 näher betrachtet werden kann.

13.3.3.2.4 Vergleich der Ergebnisse

Mithilfe von Distanzmaßen können Maße zur Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit zwischen den Clusterergebnissen ausgedrückt werden. Die Tabelle 50 und die Tabelle 51 stellen die Ergebnisse für diese Untersuchung dar. Sowohl bei der Gruppierung von ANOEST-Referenzzuständen und Ökosystem-Leistungspotenzialen als auch bei der finalen ANOEST-Clusterung unterscheiden sich die Clusterzuordnungen zwischen der händischen Gruppierung und statistischen Gruppierung mit dem WARD-Algorithmus in einem geringerem Maße als zwischen der händischen Gruppierung und statistischen Gruppierung mit dem k-Means/k-Modes-Algorithmus.

Tabelle 50: Distanzmaße zwischen den Clusterergebnissen aus der Gruppierung von ANOEST-Referenzzuständen und Ökosystem-Leistungspotenzialen

	Händische Gruppierung	WARD-Algorithmus
WARD-Algorithmus	71,24605	-
k-Means-Algorithmus	100,40418	106,83164

Tabelle 51: Distanzmaße zwischen den Clusterergebnissen der ANOEST-Clusterung

	Händische Gruppierung	k-Modes-Algorithmus
k-Modes-Algorithmus	103,01942	-
WARD-Algorithmus	26,90725	107,99537

13.3.3.3 Vergleich der Ergebnisse der händischen mit der statistischen Clusterung und Schlussfolgerungen

Nachdem sowohl der Entwurf der händischen Clusterung als auch die statistische Clusterung nach 2 Verfahren vorlag, erfolgte die Auswertung der Unterschiede. Wie bereits in Kapitel 13.3.3.2.4 dargestellt, haben die Ergebnisse mit der WARD-Methode die größere Ähnlichkeit mit der händisch erzeugten Clusterung. 52 Cluster stimmen völlig überein.

17 händische Cluster werden von WARD aufgeteilt. Der Grund hierfür ist folgender: Die Klimastufe 2,5 umfasst sowohl die Klimastufe 2 als auch 3. Es handelt sich hierbei um ANOESTmit sehr breiter klimaökologischer Nische. ANOEST mit Klimastufe 2,5 passen sowohl zu ANOESTmit Klimastufe 2 als auch zu jenen mit Klimastufe 3. Dies kann mit den ausgewählten Methoden in der modellgestützten Clusterung naturgemäß nicht berücksichtigt werden. Somit haben die statistischen Clusterungen einen höheren Informationsverlust als die händische Gruppierung. In den betreffenden Fällen werden die händischen Cluster bevorzugt.

9 händische Cluster werden von WARD zusammengelegt. Dabei fällt auf, dass Cluster mit unterschiedlichen Hauptbaumarten zusammengelegt werden. Dies ist dadurch bedingt, dass die Hauptbaumart(en) nicht in die Codierung der ANOEST eingegangen ist. Bei der händischen Clusterung wurden sie jedoch berücksichtigt.

Die Durchsicht der statistischen Clusterungsergebnisse führte zu einer Anpassung der händischen Clusterung in 3 Fällen. So wurden zweimal Cluster entsprechend der statistischen Clusterung zusammengelegt, weil die Baumarten den Steckbriefen entsprechend nach Art und Mächtigkeit zusammenpassen, auch wenn die Bezeichnungen der ANOEST größere Unterschiede vermuten lassen. Gleichzeitig wurde ein Cluster wieder aufgeteilt. Insgesamt reduzierte sich die Anzahl an händischen Clustern von 79 auf 78 Cluster.

13.4 Verknüpfung von ANOEST-Referenzzuständen mit Ökosystemleistungen

13.4.1 Ziel

In der vorliegenden Machbarkeitsstudie sollen Zusammenhänge und die erklärenden Parameter zwischen strukturellen Merkmalen von Ökosystemtypen und der Bereitstellung bestimmter ÖSL identifiziert werden (Tabelle 52). Dabei ist das Ziel, den Matrixansatz mit den ausdifferenzierten und kartierten ANOEST mit den jeweiligen Daten zum Referenzzustand zu verbinden (vgl. Kapitel 3).

Für die Verknüpfbarkeit mit MAES und ReWaLe ist eine räumlich differenzierende Betrachtung maßgeblich, welche auf Bundesebene aggregierte Aussagen ermöglicht.

Die Aufgabe des Arbeitspaketes ist laut Aufgabenstellung „die Prüfung der Eignung der Datengrundlagen in den Steckbriefen zu den Referenzzuständen (Strukturen und Funktionen) der ANOEST für die Quantifizierung des Angebotes bestimmter Ökosystemfunktionen. Der Schwerpunkt sollte hierbei auf den im ÖSI-Projekt mit Indikatoren belegten Funktionen (vgl. Kapitel 3) liegen."

Tabelle 52: Untersuchungsziele und Forschungsfragen

Ziel	Verknüpfung von ANOEST-Referenzzuständen und Ökosystemleistungen
Datengrundlage	ANOEST-Klassifikationen sowie vorhandene Daten der Referenzzustände CORINE Land Cover 2012, BÜK1000N 2014 DWD-Daten 1981-2010
Methode	Matrix-Methode zur vertieften Bewertung von 3 Leistungspotenzialen

	(Lebensraumfunktion, Kohlenstoffspeicherfunktion, Biomasseprimärproduktivität) für 125 ANOEST
Bewertungs-grundlage	Kriterienkatalog und Ordinalskalen zur Bewertung der potenziellen Bereitstellung von Ökosystemleistungen, Untersetzung der Kriterien mit Messdaten wo möglich
Aussagen	Quantitativ und qualitativ
Forschungsfrage	Wie stark sind Ökosystemleistungs-Potenziale im Referenzzustand der ANOESTausgeprägt?

In dieser Machbarkeitsstudie werden drei ÖSL-Potenziale vertieft untersucht:

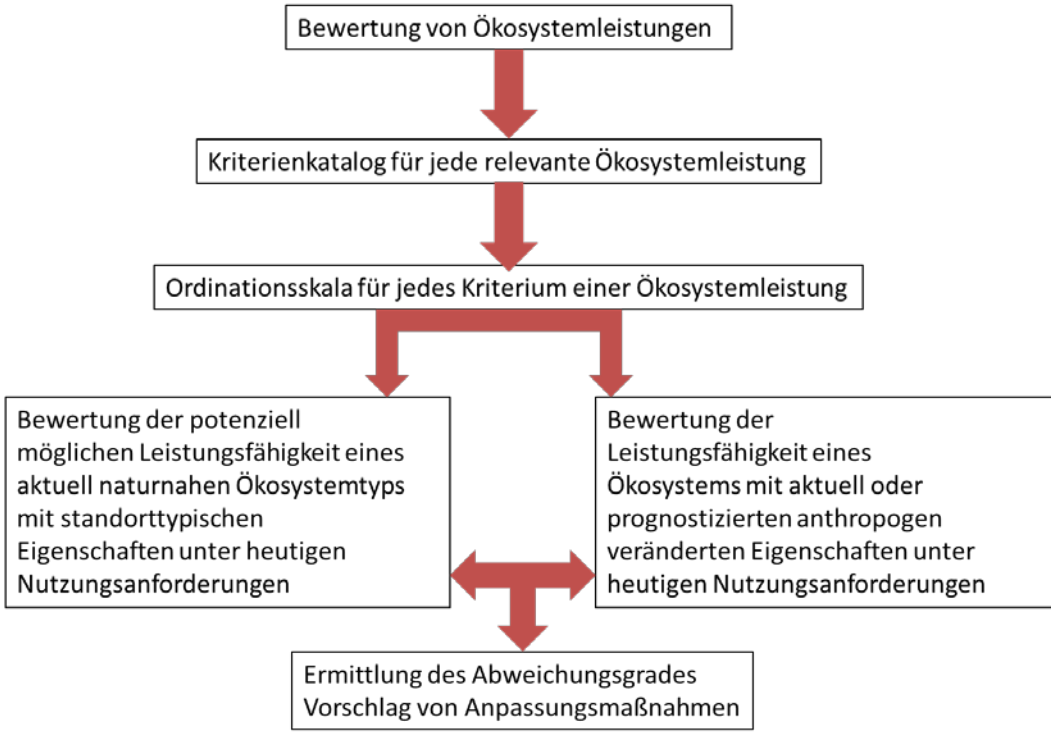
- Lebensraumfunktion (unter CICES als „Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen“ eingeordnet)
- Kohlenstoffspeicherfunktion (unter CICES als „Beitrag zur globalen Klimaregulation“ zuordenbar)
- Biomasseprimärproduktion (Baumholz) (der CICES-Klasse „pflanzliche und tierische Rohstoffe“ zugeordnet).

Diese drei ÖSL wurden ausgewählt, da sie beispielhaft für die Regulierungs- und Erhaltungsleistungen sowie für Versorgungsleistungen und kulturelle Leistungen stehen und zugleich auf nationaler Ebene flächendeckend von Bedeutung sind (Jenssen et al. 2013: 23).

Die Auswertungsmethoden sollten so gewählt werden, dass die Analysen für vertiefende Forschung auch auf weitere ÖSL ausgedehnt werden können. Für diese Aufgabe wird der Matrixansatz (Burkhard et al. 2009, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015) für die 3 beispielhaft zu bewertenden ÖSL untersetzt und verfeinert.

Das Ziel der Bewertung der ÖSL besteht darin, durch Vergleich der Leistungspotenziale im Referenzzustand mit der aktuellen oder prognostizierten Leistungsfähigkeit eines Ökosystems die Notwendigkeit sowie Art und Umfang von Maßnahmen zur Wiederherstellung einer höchstmöglichen Leistungsfähigkeit abzuleiten (Abbildung 61). Dafür ist es notwendig, die Bewertungskriterien anhand messbarer Parameter zu definieren, so dass die Herleitung der Bewertung nachvollziehbar und die Ergebnisse wiederholbar sind. Nur eine auf der Basis von eindeutig bestimmbaren Parametern zu ermittelnde Bewertung von aktuellen ÖSL ermöglicht es, die Abweichung zum Leistungspotenzial des Ökosystems objektiv einzuschätzen und somit einen realistischen Handlungsbedarf zur Wiederherstellung der möglichen Leistungsfähigkeit abzuleiten.

Abbildung 61: Flussdiagramm für die Bewertung von Leistungspotenzialen und die Umsetzung der Ergebnisse



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Je geringer die Abweichung der aktuell (ggf. anthropogen beeinträchtigten) feststellbaren Ökosystemleistung eines Ökosystems von der potenziellen Leistungsfähigkeit des Ökosystemtyps im Referenzzustand ist, desto höher ist die Funktionstüchtigkeit des Ökosystems zu bewerten. Voraussetzung hierzu ist zunächst die Einschätzung der potenziellen Leistungsfähigkeit des Ökosystemtyps im Referenzzustand, wie im Folgenden beispielhaft an 3 ÖSL dargestellt (Kapitel 13.4.2 bis 0).

13.4.2 Lebensraumfunktion

13.4.2.1 Möglichkeiten und Ziele der Bewertung der Lebensraumfunktion durch Verknüpfung mit Zustandsinformationen zu Waldökosystemen

Der Attribut-Datensatz der Ökosystemtypenkartierung (vgl. Kapitel 3) enthält für jeden Ökosystemtyp (ANOEST) eine verbal-argumentative Bewertung der Lebensraumfunktion (mäßig, mittel, hoch, sehr hoch). Die Einstufung erfolgte anhand von Expertenschätzungen. Daneben sind Angaben über die Zugehörigkeit des ANOEST zu

- den Lebensraumtypen entsprechend Anhang I der FFH-Richtlinie,
- den geschützten Biotopen nach Bundes-Naturschutzgesetz und
- der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands

enthalten. Die Naturnähe der Vegetation wird mit der Kullback-Distanz angegeben, jedoch nur für 60 der 135 ANOEST, so dass bei der deutschlandweiten Darstellung Datenlücken auftreten. Die Expertenschätzung, die eine sehr wichtige Grundlage für die Bewertung bildet, soll im Folgenden anhand von Messwerten und weiteren Indikatoren, die die Gesamteinschätzung des Leistungspotenzials erklären, auch für weitere Indikatoren, untersetzt werden.

Im Kapitel 13.4.2 werden 3 Ziele verfolgt:

1. Die verbal-argumentative Einschätzung soll anhand von regelbasierten Ableitungen aus den erklärenden Einflussfaktoren validiert werden (vgl. Kapitel 13.4.2.4).

2. Die Leistungspotenziale der ANOEST sind deutschlandweit zu kartieren. Dazu müssen die Datenlücken gefüllt werden (vgl. Kapitel 13.4.2.5).

3. Es soll für die Nutzer eine Möglichkeit gegeben werden, eine Bewertung der Lebensraumfunktion im konkreten Einzelfall nachvollziehbar und reproduzierbar anhand von messbaren Parametern durchzuführen (vgl. Kapitel 13.4.2.2). Die folgende Methode dient dem Anwender insbesondere zur Verknüpfung von Zustandsinformationen zur Abschätzung möglicher Abweichungen des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand. So können Anwender denjenigen Einflussfaktor identifizieren, der maßgeblich den Abweichungsgrad der aktuellen Lebensraumfunktion vom Lebensraumpotenzial im Referenzzustand bestimmt und auf dieser Erkenntnis die Strategie für effektive Wiederherstellungsmaßnahmen aufbauen.

13.4.2.2 Kriterien zur Bewertung der Lebensraumfunktion

Für die Bewertung der Leistungspotenziale von ANOEST als Lebensraum für Pflanzen und Tiere sind folgende Kriterien vorrangig von Bedeutung (nach Fröhlich u. Sporbeck 2002, erweitert und verändert).

1. Naturnähe
2. Biodiversität
3. Relative Artenvielfalt der Flora und charakteristische Vegetationsstruktur
4. Habitatswert für Fauna
5. Schutzbedürftigkeit
6. Wiederherstellbarkeit
7. Maturität
8. Stellung im Biotopverbundsystem

Diese Kriterien sind im Einzelnen nachfolgend definiert (Kapitel 13.4.2.2.1 bis 13.4.2.2.6). Die Bewertung erfolgt durch Zuordnung von Bewertungspunkten von 0 bis 5 (sehr gering bis sehr gut) zu einer Klassifikation der Ausprägungen der Kriterien.

13.4.2.2.1 Naturnähe

Hierunter soll die Abweichung des aktuell naturnahen Ökosystemtyps ANOESTvon der heutigen potenziell natürlichen Vegetation (hPNV) verstanden werden (Tabelle 53). Die Naturnähe ist ein Maß für die Selbstregulationsfähigkeit eines Ökosystems.

Tabelle 53: Bewertungsmatrix der Natürlichkeitsgrade als Maß für die Abweichung des aktuell naturnahen Ökosystemtyps zur heutigen potenziell natürlichen Vegetation

Klassifizierung des Natürlichkeitsgrades	Hemerobiegrad	Bewertungspunkte
natürlich - weitgehend unbeeinflusst	ahemerob,	5
Naturnah - anthropogene Veränderungen erkennbar	oligohemerob	5
halbnatürlich - entwaldet, jedoch wenig veränderter Standort (Dauergrünland)	mesohemerob	4
naturnah/halbnatürlich mit deutlichen Beeinträchtigungen	euhemerob	3
naturfern	polyhemerob	2
naturfern – mit veränderten Standortfaktoren		1
naturfremd - völlige Überformung	metahemerob	0

13.4.2.2.2 Biodiversität

1. Relative Artenvielfalt der Flora und charakteristische Vegetationsstruktur

Der Ansatz folgt der Zielstellung der „Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt“ (BMU 2007): Erhaltung und Entwicklung der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften. Dies erfordert, den Ähnlichkeitsgrad der Artenzusammensetzung und Vegetationsstruktur eines Ökosystems zu einem Referenzzustand als Kriterium für die Bewertung der Biodiversität eines Ökosystemtyps einzusetzen (Tabelle 54). Dazu dienen als Referenz die Artenkombinationen im Referenzzustand von Ökosystemtypen, die an wenig oder nicht belasteten Standorten um 1961 oder davor kartiert und beschrieben worden sind, mithin die diagnostische Arten der naturnahen bzw. halbnatürlichen Pflanzenkombinationen nicht erheblich beeinträchtigter vergleichbarer Standorte. Die Bewertung dieses Kriteriums ist naturgemäß hoch korreliert mit der Bewertung des Natürlichkeitsgrades. So ist davon auszugehen, dass in den naturnahen Wald-Ökosystemen, deren Referenzstandorteigenschaften optimal für die Ausprägung des Waldvegetationstyps geeignet sind, die Artenausstattung und –struktur weitestgehend der potenziell natürlichen Pflanzengesellschaft entspricht. Halbnatürliche extensiv genutzte Dauergrünlandflächen auf waldfähigen Standorten weisen meistens eine hohe Artenzahl auf. Dennoch ist dies nicht ein Indiz für eine hohe Biodiversität im Sinne der Biodiversitätsstrategie. Dort heißt es: „Unsere Vision für die Zukunft ist: Deutschland beherbergt eine gebietstypische, natürlich und historisch entstandene Artenvielfalt in für die einzelnen Lebensräume charakteristischer Ausprägung.“ (BMU 2007, S. 26). Demzufolge (und dem Stand des Wissens allgemein folgend) ist nicht die absolute Artenzahl das Maß für eine hohe Artendiversität, sondern der Anteil der vorhandenen Arten an der „natürlich und historisch entstandenen Artenvielfalt“, die gebietstypisch für die charakteristische Ausprägung eines Lebensraumes ist. Eine hohe Artenanzahl ist nicht mit dem Natürlichkeitsgrad korreliert. Erst der Vergleich der potenziellen mit der aktuellen Artenzusammensetzung und ihrer Vegetationsstruktur ist das Maß für die Bewertung der Biodiversität in Sinne der o.g. Biodiversitätsstrategie. Die naturnahen bzw. halbnatürlichen Ökosystemtypen mit deutlichen Beeinträchtigungen, deren Standortparameter sich bereits z. B. durch Versauerung, Eutrophierung, Entwässerung o.ä. soweit verändert haben, dass sie dem Vegetationstyp nicht mehr eine optimale Existenzmöglichkeit bieten, weisen nicht mehr alle diagnostischen Referenzarten auf. In naturfernen Forsten, deren Baumartenzusammensetzung gegenüber der hPNV stark verarmt und / oder nicht standorttypisch ist, sind meist jedoch noch einige diagnostische Referenzarten anzutreffen. Naturferne Forsten mit standortfremden Baumarten, deren Streu eine Veränderung der Referenz-Standorteigenschaften verursacht hat, weisen in der Krautschicht meist keine diagnostischen Referenzarten mehr auf. Es haben sich Derivatgesellschaften gebildet, die aus

einer oder wenigen sehr weit verbreiteten Arten bestehen, die daher nicht mehr als diagnostische Arten fungieren können.

Tabelle 54: Bewertungsmatrix der relativen Ähnlichkeit der Vegetation als Maß für die Abweichung des aktuell naturnahen Ökosystemtyps zur heutigen potenziell natürlichen Vegetation

Klassifizierung der Biodiversität der Vegetation	Bewertungspunkte
> 90 -100 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	5
> 80 -90 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	4
> 50 - 80 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	3
> 30-50 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	2
> 10-30 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	1
< 10% der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	0

2. Habitatswert für Fauna

Die Bewertung der potenziellen Ökosystemleistung der ANOEST als Lebensraum für Tiere erfolgt anhand von Artengruppen, die mehr oder weniger eindeutige Präferenzen für bestimmte Ökosystemtypengruppen als (Teil-)Habitat ausgeprägt haben. Dabei gilt eine hohe Bewertungspunktzahl für Ökosystemtypen mit möglichst vielen (Teil-)Habitatsfunktionen für möglichst viele Tiergruppen) (Tabelle 55).

Einen sehr hohen Habitatswert für die Indikator-Tierarten weisen naturnahe Feuchtwälder auf. Hohe Habitatswerte weisen die anhydromorphen naturnahen Wälder und halbnatürlichen Offenland-Ökosystemtypen auf. Forsten haben i.d.R. einen mittleren Habitatswert.

Tabelle 55: Bewertungsmatrix der Eignung des ANOESTals Habitat(e) für eine oder mehrere Tierklassen als Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum

Klassifizierung der Habitatseignung für Tiere	Bewertungspunkte
ANOEST ist gleichzeitig Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Reptilien und Amphibien sowie Insekten	5
ANOEST ist gleichzeitig Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, oder Vögel, oder Reptilien oder Amphibien oder Insekten	4
ANOEST ist Vermehrungs-, oder Nahrungs-, oder Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Reptilien und Amphibien sowie Insekten	3
ANOEST ist Vermehrungs-, oder Nahrungs-, oder Rückzugshabitat für Säuger, oder Vögel, oder Reptilien, oder Amphibien, oder Insekten	2
ANOEST ist kein Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Reptilien, Amphibien oder Insekten	0

13.4.2.2.3 Schutzbedürftigkeit

Besondere Bedeutung haben Ökosystemtypen, die als FFH-Lebensraumtyp (Anhang I FFH-Richtlinie) ausgewiesen sind. Eine hohe Bedeutung haben Ökosystemtypen, die (Teil-)Lebensraum für geschützte Arten bieten. Dies sind die Arten der im Folgenden genannten Verordnungen und Richtlinien (Tabelle 56):

- EU-Vogelschutzrichtlinie (VRL)
- Anhang II und IV Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) (43/92 EWG)

- Anhang A VO 1332/2005 EG-Artenschutzverordnung (EG-VO)
- Anhang B VO 1332/2005 EG-Artenschutzverordnung (EG-VO)
- Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) Anlage 1, Spalte 2
- Bundesartenschutzverordnung BArtSchV Anlage 1, Spalte 3

Tabelle 56: Bewertungsmatrix des Schutzstatus von Ökosystemtypen als Maß für deren Schutzbedürftigkeit

Klassifizierung der Schutzbedürftigkeit	Bewertungspunkte
ANOEST ist FFH-Lebensraumtyp (Anhang I FFH-Richtlinie)	5
ANOEST ist standortgeeignet für geschützte Arten der FFH-Richtlinie (Anhang II u. IV) sowie für besonders und streng geschützte Vogelarten der EU-Vogelschutzrichtlinie	4
ANOEST ist standortgeeignet für Vorkommen nach BArtSchV (Anhang 1) besonders und streng geschützte Arten	3
ANOEST ist standortgeeignet für ein Geschütztes Biotop (§20 BNatSchG)	2
ANOEST ist selten und durch Nutzungsdruck gefährdet	1
ANOEST ist nicht standortgeeignet für Vorkommen geschützter/ gefährdeter Arten	0

13.4.2.2.4 Wiederherstellbarkeit/Ersetzbarkeit von Lebensräumen

Wenn sich nach Anpflanzung / Ansaat / Anlage einer Initialvegetation (Bäume, Sträucher und / oder dominante Grasarten, Gestaltung des Bodens und des Wasserregimes) innerhalb der Zeit, die unter der Wiederherstellbarkeit angegeben wurde (Tabelle 57), ein funktionstüchtiges und selbstregenerierbares Ökosystem eingestellt hat, gilt der Ökosystemtyp als wiederhergestellt.

Tabelle 57: Bewertungsmatrix des Zeitraums für die Wiederherstellbarkeit des ANOESTals Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum

Klassifizierung	Bewertungs-punkte
ANOEST ist langfristig nicht wiederherstellbar	5
ANOEST ist langfristig wiederherzustellen (in ca. 100-300 Jahren)	4
ANOEST ist in mittelfristig wiederherzustellen (in ca. 60 - 100 Jahren)	3
ANOEST ist in mittelfristig wiederherzustellen (in ca. 30 - 60 Jahren)	2
ANOEST ist in mittelfristig wiederherzustellen (in ca. 10 - 30 Jahren)	1
ANOEST ist kurzfristig wiederherzustellen (bis ca. 10 Jahren)	0

13.4.2.2.5 Maturität (Reifegrad)

Wälder im Klimaxstadium haben die höchstmöglichen Lebensraumpotenziale für die meisten Tier- und Pflanzenarten (außer Neobiota), da die heimischen Arten an die vor dem Mittelalter fast flächendeckend vorhandenen Klimax-Wälder evolutionär besonders gut angepasst sind. Der Reifegrad der Ökosysteme ist ein nicht linear mit der Zeit verlaufender Prozess. Eine Klimax ist nur ein flächenmäßig und zeitlich begrenzter Zustand. Dennoch soll hier der Begriff Klimax als Bezeichnung für ein sich selbst organisierendes Stadium der Waldentwicklung verwendet werden (Tabelle 58).

Tabelle 58: Bewertungsmatrix der Maturität des ANOESTals Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum

Klassifizierung	Bewertungs-punkte
Klimax erreicht	5
Klimax mit der heutigen Vegetation erreichbar (naturnahes Vorstadium des "Klimax")	4
Klimax bei weiterer nicht anthropogen gestörter Entwicklung des Ökosystems erreichbar (natürliche Sukzession zur potentiell natürlichen Vegetation bei Aufgabe der Nutzung)	3
Klimax mit heutiger Vegetation standortbedingt nicht erreichbar (standortfremde Baumarten)	2
Klimax mit heutiger Vegetation nutzungsbedingt nicht erreichbar (ständig gestörte Standorte)	1
Klimax aufgrund irreversibler Standortbeeinträchtigungen nicht erreichbar	0

13.4.2.2.6 Bedeutung im Biotopverbund

Die Stellung des Ökosystems im Biotopverbundsystem soll hier bewertet werden (Tabelle 59). Dabei soll auch von der Bedeutung des Ökosystemtyps als Habitat oder Teilhabitat von vorkommenden Arten mit sehr großen Flächenansprüchen (z. B. Greife, Großsäuger usw.) ausgegangen werden.

Tabelle 59: Bewertungsmatrix der Eignung des ANOESTals Biotopverbundelement für eine oder mehrere Tierklassen als Maß für die Funktionstüchtigkeit als Lebensraum

Klassifizierung	Bewertungs-punkte
Hauptvernetzungselement im Biotopverbund	5
Trittsteinbiotop im Biotopverbund	3
geringe Bedeutung im Biotopverbund	1
keine Bedeutung für den Biotopverbund	0

13.4.2.3 Zusammenführung der Einzelparameterbewertungen zur Gesamtbewertung des Leistungspotenzials der ANOEST als Lebensraum

Die Kriterien für die Bewertung der Lebensraumfunktion wurden für die 125 Wald-ANOEST auf Basis der Klassifizierungsrahmen bewertet (vgl. Anhang A6.9). Bei der Zusammenführung der einzelnen Kriterienbewertungspunkte wurde eine Rangfolge der Kriterien berücksichtigt, die davon ausgeht, dass die einzelnen Kriterien nicht gleichgewichtet in eine Zusammenführung eingehen sollten. Dem Kriterium Naturnähe wurde die erste Priorität eingeräumt, die folgenden Kriterien wurden in der Reihenfolge ihrer Aufzählung priorisiert. Zum Bewertungspunkt für die Naturnähe wurden dann entsprechend Zu- oder Abschläge nach folgender Formel vorgenommen:

L = N+((R-N)*0,5)+((H-N)*0,25)+((S-N)*0,125)+((W-N)*0,06)+((M-N)*0,03)+((B-N)*0,015)

L = Bewertungpunkte für die Lebensraumfunktion insgesamt

N = Bewertungpunkte für die Naturnähe

R = Bewertungpunkte für die relative Artenvielfalt der Flora und charakteristische Vegetationsstruktur

H = Bewertungpunkte für den Habitatswert für Fauna

S = Bewertungpunkte für die Schutzbedürftigkeit

W = Bewertungpunkte für die Wiederherstellbarkeit

M = Bewertungpunkte für die Maturität

B = Bewertungpunkte für die Stellung im Biotopverbundsystem

13.4.2.4 Ergebnisse der ANOEST-Bewertung und Vergleich

Die Ergebnisse der Bewertung der Einzelkriterien und die Gesamtbewertung des Leistungspotenzials als Lebensraum mit dem Matrixansatz (Kapitel 13.4.2.2) sind in Anhang A6.9 für die 125 ANOEST aufgelistet.

Daraus lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

Die höchste Wertstufe weisen ANOEST mit naturnahen Mischwäldern auf selten gewordenen Extremstandorten auf, z.B. die Feucht- und Nasswälder (Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald - Eg-8o-T5) sowie die naturnahen Wälder der nährstoffarmen und/oder trockenen Standorte (Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald - Ed-2n-A2). Neben der hohen Punktzahl für die Naturnähe trägt hierzu auch der hohe Schutzstatus bei. Nadelbaum-Reinforste haben dagegen meist niedrige Punktwerte. Wenn sie jedoch in der Baumartenzusammensetzung der potenziell natürlichen Vegetation entsprechen und sich von dieser nur durch die Überrepräsentanz der Hauptnadelbaumart und durch fehlende Nebenbaumarten unterscheiden, können sie auch mittlrere Punktwerte erreichen (z. B. Magerrohhumus-Kiefernforst - Ebcd-3n-a2).

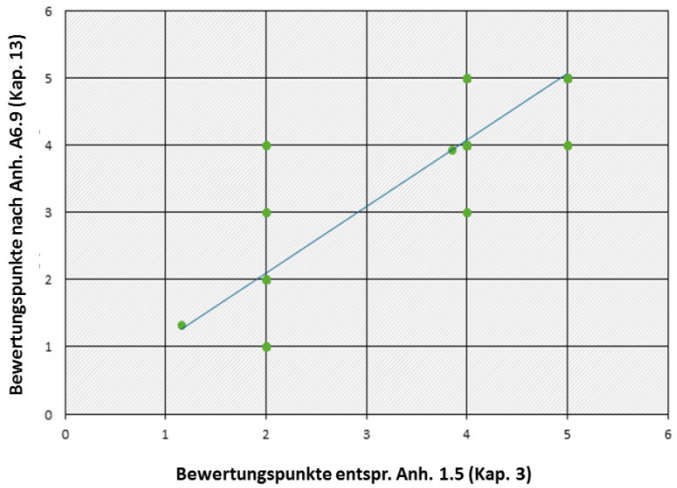
Vergleich der Bewertungen aus dem Matrixansatz (Kapitel 13.4.2.2) mit dem ANOEST-Datensatz (vgl. Kapitel 3 und 4):

Der Attribut-Datensatz der Ökosystemtypenkartierung (vgl. Kapitel 3) enthält für jeden Ökosystemtyp (ANOEST) eine verbal-argumentative Bewertung der Lebensraumfunktion (mäßig, mittel, hoch, sehr hoch).

Um einen statistischen Vergleich beider Bewertungsverfahren durchführen zu können, wurden die verbalen Bewertungen in die ordinale Skalierung von 0-5 überführt, indem folgende Zuordnung getroffen wurde: sehr hoch = 5, hoch = 4, mittel = 3, mäßig = 2. Die Bewertung „mittel“ kommt in der Datenbank der ANOEST-Referenzwerte jedoch nicht vor.

Die graphische Darstellung des Vergleichs zeigt Abbildung 62.

Abbildung 62: Vergleich der Bewertung der Leistungspotenziale der ANOEST als Lebensraum entsprechend Kapitel 3 vs. Anhang A6.9 (n=125 gepaart)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Der Spearman-Korrelationskoeffizient (linearer Zusammenhang) beträgt 0,86. Die Regressionslinie unterscheidet sich nicht signifikant von der 1:1-Linie ($t_{(gepaart)}$=1,55). Daraus ergibt sich nach Brosius (2013) eine sehr starke Übereinstimmung der Bewertung nach beiden Methoden.

Deutliche Unterschiede bei der Bewertung gibt es nur bei 4 ANOEST. Der Bergahorn-Eschenwald (Dg-7z-D1) wird nach dem Matrix-Ansatz (Anhang A6.9) um 3 Punkte höherwertig eingestuft. Die Gründe für die niedrige Bewertung in Kapitel 3 sind nicht erkennbar. Es handelt sich um eine Ausprägungsform eines FFH-Lebensraumtyps mit sehr hoher Naturnähe, relativer Artenvielfalt der Flora und Habitatseignung für Tiere. Der Braunmull-Eichenforst (Eg-5n-d1), der Moder-Eichen-Feuchtforst (Eg-7n-c2) und der Moder-Eichenforst (Eg-5n-c1) werden nach dem Matrix-Ansatz (Anhang A6.9) mit jeweils 2 Punkten höher bewertet (4 vs. 2 Punkte). Die niedrigere Bewertung in Kapitel 3 ist darin begründet, dass es sich um Forste handelt. Stiel- und/oder Traubeneiche sind standortgerecht und heimisch, aber in einem Forst überrepräsentiert. Die Naturnähe wäre demnach nur mittel (3), aber einige der sonstigen Kriterien können mit gut (4) bewertet werden.

13.4.2.5 Datengrundlagen für die deutschlandweite Bewertung der Lebensraumfunktion

Für die Abschätzung der potenziellen und aktuellen Funktionstüchtigkeit eines Wald-Ökosystems als Lebensraum sind folgende Informationen erforderlich:

1. potenzieller und aktueller Hemerobiegrad
2. Anzahl der Referenz- Arten der potenziell natürlichen Vegetation (hPNV); Anzahl der aktuell vorhandenen Arten, die mit den Referenzarten übereinstimmt
3. potenzielle und aktuelle Eignung des Ökosystems als Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Insekten, Reptilien und Amphibien
4. Zeitraum, in denen das Ökosystem nach Devastierung wiederhergestellt werden könnte
5. potenzielles und aktuelles Vorkommen von geschützten Arten im Ökosystem, Zugehörigkeit des Ökosystems zu geschützten Lebensraumtypen oder Biotopen
6. Maturität
7. Stellung des Ökosystems im Biotopverbundsystem

Welche dieser erforderlichen Datengrundlagen deutschlandweit für die Bewertung der potenziellen Lebensraumfunktion eines Wald-Ökosystemtyps (ANOEST) gegenwärtig verfügbar sind, wird im Folgenden dargestellt:

Neben den Informationen aus der ANOEST-Datenbank über die Zugehörigkeit des ANOESTzu

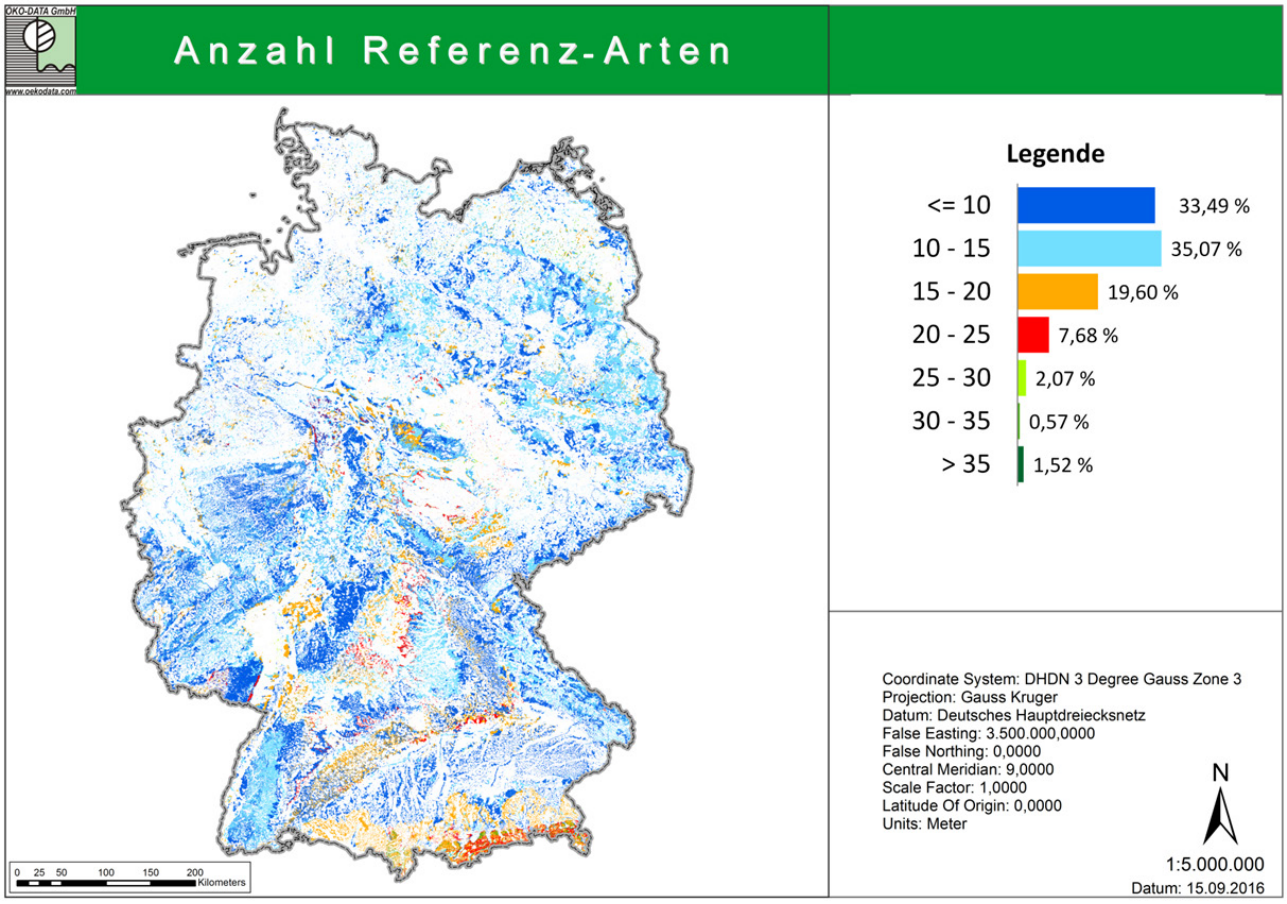
den Lebensraumtypen entsprechend Anhang I der FFH-Richtlinie
den geschützten Biotopen nach Bundes-Naturschutzgesetz
der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands

stehen deutschlandweit folgende Daten zur Verfügung:

1. Hemerobiegrad: Eine deutschlandweite Erhebung des Natürlichkeitsgrades (Hemerobiegrad) von Walz u. Stein (2014) wurde ausgewertet. Auf der Basis der ANOEST-Kartierung erfolgt eine Zuordnung in Auswertung diese Karte in Verbindung mit den Angaben zur Methodik (ebenda)

2. Anzahl der Referenzarten der potenziell natürlichen Vegetation (hPNV): Die Erhebung der Referenz-Artenzahl in Abbildung 63 basiert auf der Zuordnung der potenziell natürlichen Vegetation zu den Standorttypen aus dem Verschnitt der BÜK1000N, der CORINE-Landnutzungskarte 2012, der Ökoklimazonen-Kartierung (BMVBS 2013) und der BERN4-Datenbank (Schlutow in BMVBS 2013).

Abbildung 63: Anzahl der diagnostischen Referenz-Arten, ermittelt auf Basis einer boden- und klimaspezifischen Zuordnung der potenziell natürlichen Waldvegetation



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

3. Eignung des ANOEST als Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Insekten, Reptilien und Amphibien

Eine deutschlandweite Kartierung liegt noch nicht vor. Die Beschreibung der Referenzzustände der ANOEST ermöglicht jedoch eine Bewertung der Funktion auf der Grundlage der Kenntnis der Habitatsansprüche von Leitarten entsprechend Anhang A6.4.

4. Zeitraum, in denen der ANOESTnach Devastierung wiederhergestellt werden könnte

Die Referenzzustandsinformationen zu den ANOEST enthalten die Hauptbaumart(en). Die Lebensdauer der Hauptbaumarten ist in Tabelle 60 dargestellt. Besonders hohe Habitatseignung haben ausgereifte Ökosysteme mit Totholz abgestorbener Bäume, mithin Wälder, in denen die Baumarten ihr natürliches Höchstalter erreichen. Derartige Wälder sind in Mitteleuropa jedoch (noch) nicht vorhanden. Somit ergibt sich die Wiederherstellbarkeitsdauer aus der Umtriebszeit der Hauptbaumart(en).

Tabelle 60: Natürliche Lebensdauer und bewirtschaftungsbedingte Umtriebszeiten der Baumarten in Deutschland

Baumart	Umtriebszeit von	Umtreibszeit bis	Lebensdauer von	Lebensdauer bis
Abies alba	90	130	500	600
Acer tataricum	-	-	50	70
Alnus glutinosa	60	80	100	120
Alnus incana	30	40	50	100
Betula pendula	60	80	100	120
Betula pubescens	60	80	100	120
Betula pubescens carpatica	-	-	30	50
Carpinus betulus	60	100	100	150
Fagus sylvatica	120	160	200	300
Fraxinus excelsior	100	140	250	300
Larix decidua	100	140	200	400
Picea abies	80	120	200	300
Pinus mugo rotundata	-	-	80	150
Pinus sylvestris hercynica	80	140	200	300
Pinus sylvestris sylvestris	80	140	200	500
Populus nigra	30	50	100	150
Quercus petraea	180	300	500	800
Quercus pubescens	180	300	500	800
Quercus robur	180	300	500	800
Salix alba	-	-	50	80
Salix fragilis	-	-	50	80
Tilia platyphyllos	120	140	900	1000
Ulmus carpinifolia	120	140	300	600
Ulmus glabra	120	140	400	500

Baumart	Umtriebszeit von	Umtreibszeit bis	Lebensdauer von	Lebensdauer bis
Ulmus laevis	120	140	200	250
Acer campestre	-	-	120	150
Acer platanoides	100	120	120	150
Acer pseudoplatanus	120	140	400	500
Pinus mugo mugo	-	-	80	150
Pinus nigra nigra	80	140	150	200
Populus tremula	30	40	100	150
Sorbus aucuparia	-	-	50	100
Sorbus torminalis	-	-	50	100
Tilia cordata	120	140	700	800
Ulmus glabra	120	140	400	500
Pseudotsuga menziesii	60	100	400	700

5. potenzielles Vorkommen von geschützten Arten im ANOEST, Zugehörigkeit des ANOEST zu geschützten Lebensraumtypen oder Biotopen

Ausgewählte besonders und streng geschützte Leitarten mit ihren bevorzugten Habitaten sind in Anhang A6.4 aufgelistet. Eine Zuordnung zu den ANOEST ist auf dieser Basis möglich.

6. Maturität

Die Maturität der Wälder hängt vom Zeitpunkt der Bestandesbegründung, von der Bewirtschaftungsweise und der Baumartenzusammensetzung ab. Hierzu gibt es deutschlandweit verfügbare Daten für die ca. 1800 Flächen der Forstlichen Bodenzustandserhebung BZE II. Eine Auswertung war bisher nicht möglich, da die Daten im Projektzeitraum nicht rechtzeitig zu Verfügung standen.

7. Stellung des ANOEST im Biotopverbundsystem

Eine Ableitung der Funktionalität der ANOEST im Biotopverbundsystem aus den Referenzzustandsbeschreibungen ist möglich. Die ANOEST können wie folgt zu den Elementen eines Biotopverbundnetzes zugeordnet werden:

Hauptvernetzungselemente:
- alle naturnahen Auenwälder und Fließgewässer begleitenden Feuchtwälder

Trittsteinökosysteme:
- sonstige Feucht- und Moorwälder
- Trockenwälder, -gebüsche
- Feuchtstaudenflure und Halbtrockenrasen
- alle sonstigen naturnahen Wälder

Ökosystemtypen mit geringer Bedeutung für den Biotopverbund
- Frischwiesen
- naturferne Forsten

13.4.2.6 Test der Umsetzbarkeit

Das Ergebnis der Abschätzung der potenziellen Lebensraumfunktion der ANOESTmit dem Matrix-Ansatz ist in Anhang A6.2 Spalte 6 dargestellt. Die Ergebnisse aus der Clusterung sowie der Bewertung nach Ökosystemleistungs-Potenzialen lassen sich nach dem Schema der Matrix-Methode in Matrizen sowie in Karten darstellen. Die Matrizen (Matrix 1 (Anhang A6.5, Anhang A6.6), Matrix 2 (Anhang A6.7) sind hierbei wie folgt aufgebaut: Die Spalten stellen die untersuchten ÖSL dar, welche nach dem ÖSL-Klassifizierungssystems CICES gegliedert sind. Die Zeilen zeigen die zusammengefassten und neubenannten ANOEST-Gruppen an.

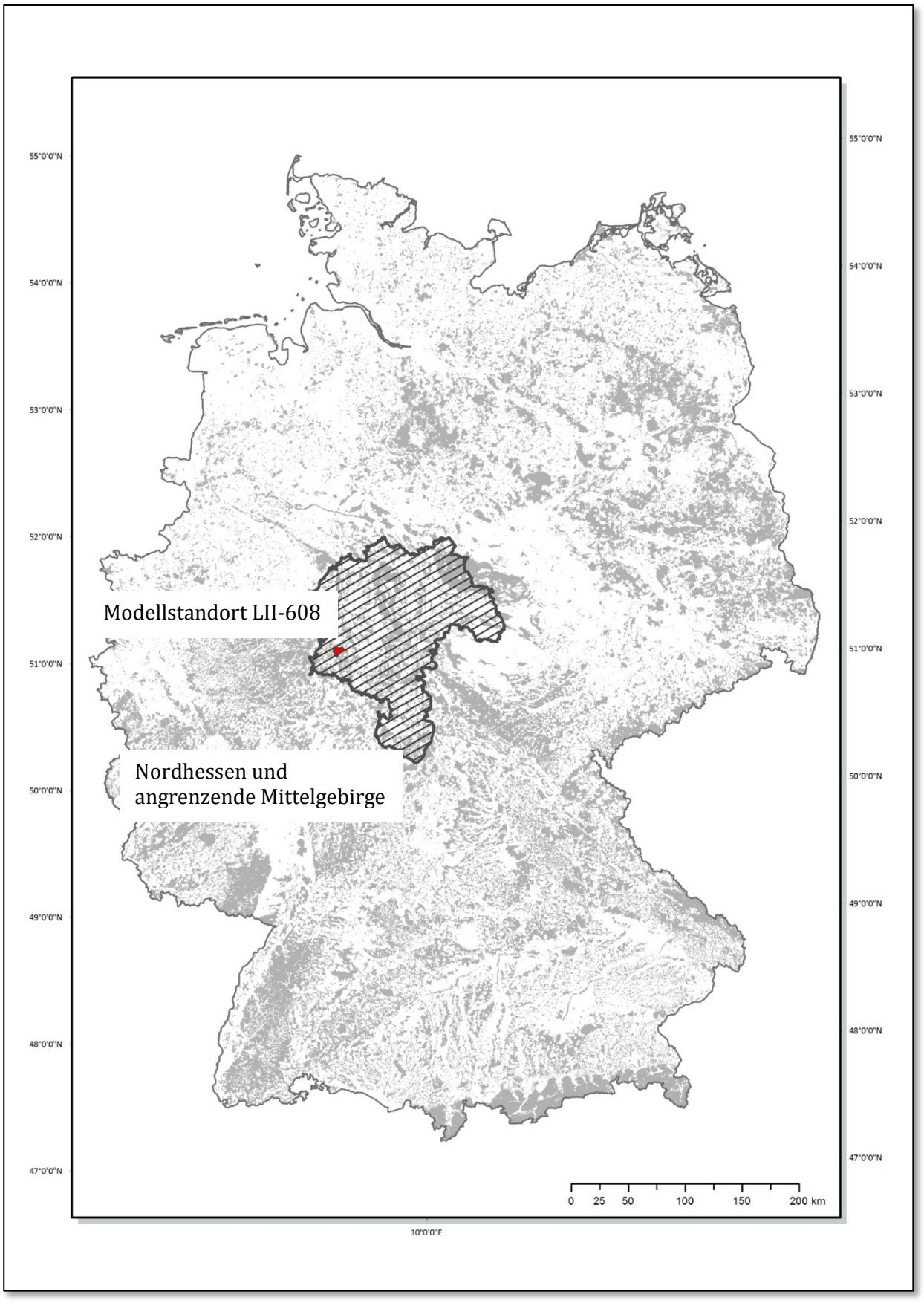
Die ÖSL-Potenziale in den Matrizen sind die Medianwerte der zusammengefassten ANOEST-Gruppen aus allen Bewertungen der ANOEST (Kapitel 13.3.3.1). Die Matrizen und die dazugehörigen kartographischen Darstellungen geben eine verständliche Übersicht über die ÖSL-Bereitstellungspotenziale von einzelnen Raumeinheiten und weisen auf Muster hin (Burkhard et al. 2009). Sowohl in den Matrizen als auch den Karten zeigen dunkelgrüne Bereiche hohe Potenziale zur Bereitstellung der entsprechenden ÖSL an. Im Gegensatz dazu deuten die rosa und hellgrünen Bereiche auf geringeres Potenzial hin. Des Weiteren sind in der Matrix Informationen wie ÖSL-Potenzialsummen, Flächengrößen sowie das das prozentuale Vorkommen der gruppierten ANOEST dokumentiert.

Die Umsetzbarkeit der Ergebnisse wurde für **drei ausgewählte Untersuchungsgebiete** getestet (Abbildung 64):

- Auf nationaler Ebene,
- Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“,
- sowie für den Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee).

Detaillierte Informationen über die Modellregion 2 und den Modellstandort LII-608 sind im Kapitel 7.1 „Modellregionen und Modellstandorte“ zu finden.

Abbildung 64: Räumliche Darstellung der ausgewählten Untersuchungsgebiete



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.2.6.1 Statistische und räumliche Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion

Die Lebensraumfunktion wird unter dem CICES-Klassifikationssystem als „Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen" beschrieben. In der Tabelle 61 werden die prozentualen Flächenanteile der ANOEST-Gruppen pro Medianwert tabellarisch gegenübergestellt.

Bei keiner ANOEST-Gruppe wurde in dieser ÖSL-Klasse kein bedeutendes Potenzial der Leistungsfähigkeit ermittelt.

Fast ein Drittel der gesamten ANOEST-Fläche (95.192 km²) hat auf nationaler Ebene ein sehr geringes ermitteltes Potenzial in der ÖSL-Klasse „Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen". In dieser Kategorie sind u.a. zwei ANOEST-Gruppen aufgelistet, welche einen sehr hohen Anteil an allen ANOEST-Flächen in Deutschland ausmachen: „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst" (15.129,72 km² – 15,9 %) sowie „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst" (9.567,68 km² – 10,05 %).

Ca. ein Viertel aller ANOEST-Flächen haben eine potenziell geringe Leistungsfähigkeit als Lebensraum. Bei diesen Flächen handelt sich um Nadelforsten wie beispielsweise die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst" (11.258,13 km² – 11,83 %).

Mittleres Potenzial für diese ÖSL wurde bei sechs ANOEST-Gruppen klassifiziert, die flächenmäßig einen sehr kleinen Anteil an der gesamten ANOEST-Fläche ausmachen. Hier handelt es sich primär um Nadelforsten wie beispielsweise die ANOEST-Gruppe „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernforst" (732,1 km² – 0,8 %). Es kommen jedoch auch Nadel-Laub-Mischwälder wie „subozeanische, nasse, mäßig nährstoffhaltige Tannenwälder" (39,88 km2 – 0,04 %) oder Moorwälder wie „Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Moorwald" (95,25 km² – 0,1%) vor.

Insgesamt wurde für 25 ANOEST-Gruppen ein hohes Potenzial in der untersuchten ÖSL ermittelt, welche auf ein Drittel der ANOEST-Flächen vorkommen und somit flächenmäßig den größten Anteil ausmachen. Besonders bei Buchenwäldern, wie beispielsweise für die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald" (11344,14 km² – 11,91 %), wurden ein hohes Potenzial für die Lebensraumfunktion bestimmt.

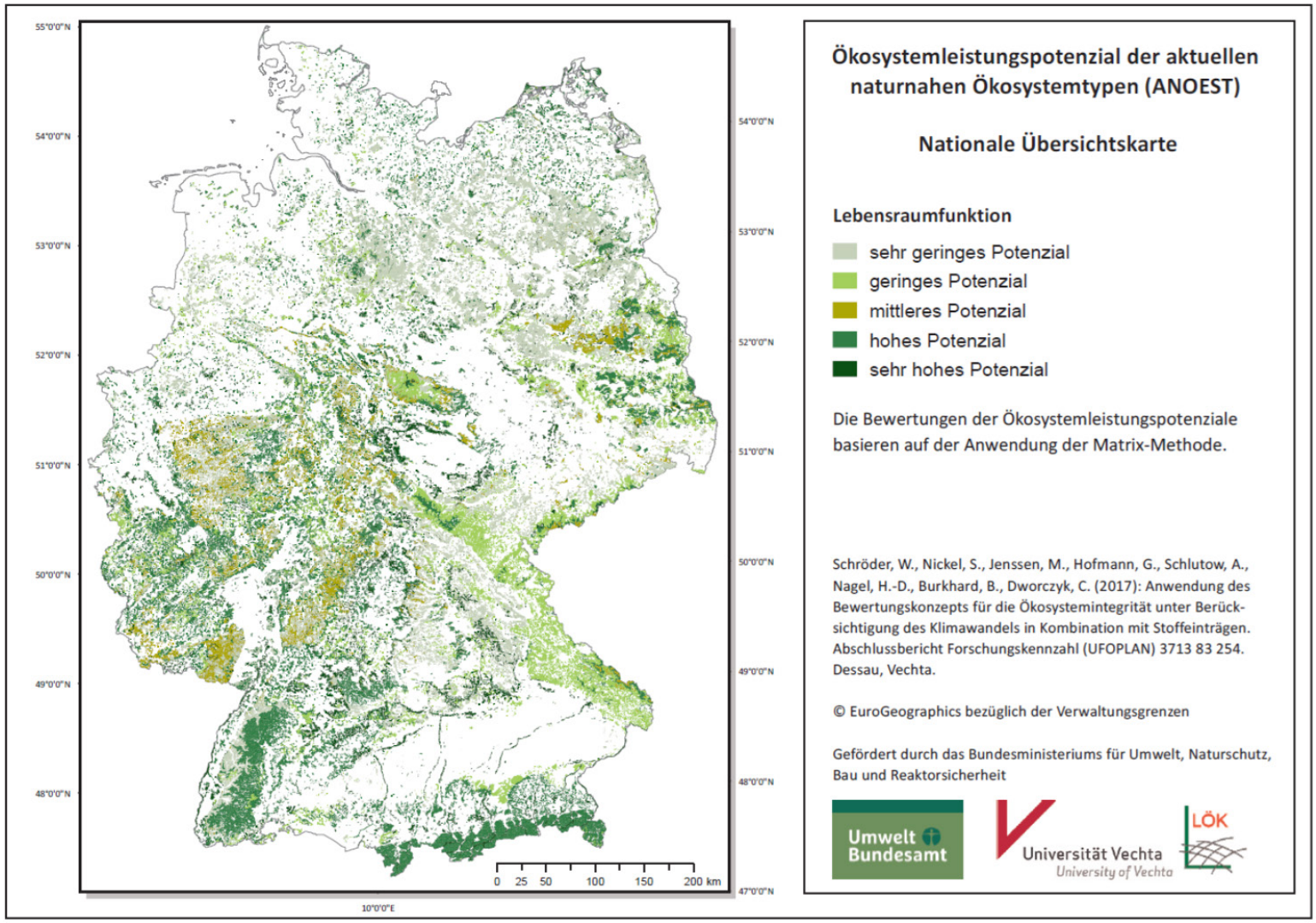
Auf nationaler Ebene wurden bei 35 von 78 ANOEST-Gruppen sehr hohe Leistungspotenziale zur Selbstregulation- und Organisation ermittelt. Sehr hohes Potenzial haben beispielsweise ANOEST-Gruppen wie „subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald" (1.722 km² – 1,8 %) oder „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald" (3.213,13 km² – 3,38 %).

Tabelle 61: Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials der Wald-ANOEST für die ÖSL Lebensraumfunktion

Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	<0,5	-	-
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	27896,3	29,3
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	24588,0	25,8
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	1153,9	1,2
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	29160,0	30,6
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	12393,7	13,0

Die räumliche Verteilung des deutschlandweiten ÖSL-Potenzials zeigt die Abbildung 65. Das Auftreten von hohen bis sehr hohen Potenzialen verteilt sich in ganz Deutschland, verdichtet sich besonders im Südwesten und in den Alpen. Die ANOEST-Flächen mit geringem und sehr geringem Potenzial sind im Harz, Teilen Bayerns sowie im Osten Deutschlands zu finden.

Abbildung 65: Räumliche Verteilung der deutschlandweiten Bewertung der Leistungspotenziale der Wald-ANOEST-Gruppen als Lebensraum



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.2.6.2 Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“

Die Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ hat eine gesamte ANOEST-Fläche von 6.668,98 km². Auf dieser Fläche sind 33 von 78 zusammengefasste ANOEST-Gruppen vorzufinden (Anhang A6.7). Die räumliche Verteilung der Wertestufen für die Modellregion 2 zeigt die Abbildung 66). In Bezug auf die ÖSL „Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen“ können in diesem Untersuchungsgebiet folgende Aussagen gemacht werden (Tabelle 62):

Die Ökosystemleistungs-Potenzialgruppe „sehr geringes Leistungspotenzial“ ist in der gesamten Modellregion auf einem Fünftel der Untersuchungsflächen vertreten. In dieser Kategorie zeigt sich die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst“ dominant, gefolgt von weiteren ANOEST-Gruppen wie der „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst“.

Im Untersuchungsgebiet haben für diese ÖSL ca. 40 % der ANOEST-Flächen eine geringe ÖSL-Potenzialbewertung. Diese Flächen setzten sich aus den ANOEST-Gruppen „subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Kiefernforst“ sowie „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ zusammen. Diese zwei ANOEST-Gruppen treten im Untersuchungsgebiet insbesondere im Mittelgebirge der Modellregion auf.

Nur die ANOEST-Gruppe - „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenwald“ hat ein mittleres Potenzial in der ÖSL „Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen“. Diese Flächen sind im Mittelgebirge der Modellregion zu finden.

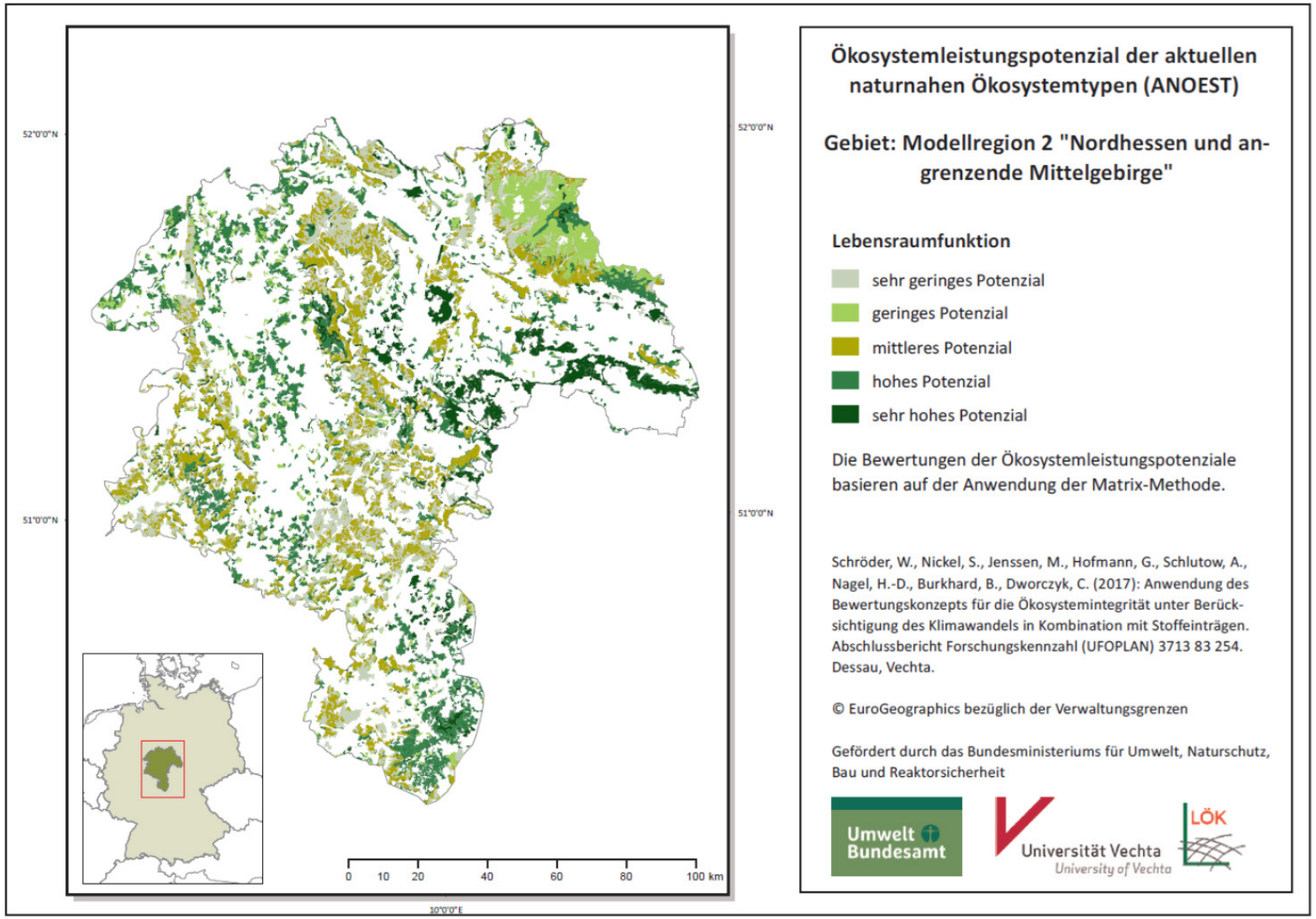
Für die Modellregion wurde auf einem Viertel der gesamten ANOEST-Flächen im Untersuchungsgebiet ein hohes Leistungspotenzial ermittelt. Dieses Leistungspotenzial ist gleichmäßig verteilt. Die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald“ ist mit 1258,51 km² (18,87 %) in dieser Kategorie die flächenmäßig dominanteste ANOEST-Gruppe.

Sehr hohes Leistungspotenzial ist in der Modellregion auf 22,18 % der ANOEST-Flächen ermittelt worden. Dieses Potenzial ist besonders im Osten des Untersuchungsgebietes mit der ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald“ zu finden.

Tabelle 62: Lebensraumfunktion - Modellregion "Nordhessen und angrenzendes Mittelgebirge"

Prozentuale Verteilung des Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	<0,5	-	-
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	1349,27	20,2
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	2714,19	40,7
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	3,29	0,0
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	1761,65	26,4
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	840,58	12,6

Abbildung 66: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.2.6.3 Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)

In der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ liegt der Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee). Der Nationalpark Kellerwald-Edersee hat eine ANOEST-Fläche von 44,99 km². In diesem Untersuchungsgebiet sind 11 von 78 zusammengefassten ANOEST-Gruppen vertreten (Tabelle 63).

Tabelle 63: ÖSL-Potenziale für den Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)

ÖSL-Potenziale für den Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)						
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Selbstregulation und -organisation von Öko-systemen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	pflanzliche Rohstoffe	Flächengröße im Untersuchungsgebiet in [km²]	in [%]
5	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst	1	1	3	0,3	0,67
24	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald	1	2	3,5	4,11	9,14
28	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst	2	2	4	7,45	16,6
31	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald	4	3	4	31,7	70,4
36	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Hainbuchen-Wald	5	3	4	0,22	0,49
44	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald	4	4	4	0,48	1,07
48	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Stieleichen-Hainbuchen-Eschen-Wald	5	3,5	4	0,11	0,24
49	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger Schwarzerlen-Auenwald	5	3	3	0,22	0,49
56	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald	4	5	5	0,15	0,33
57	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	5	4	4	0,17	0,38
61	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Traubeneichen-Felstrockenwald	5	4	3	0,12	0,27

Obwohl der **Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)** sich innerhalb der Modellregion 2 befindet, gibt es Unterschiede bei der Verteilung der ANOEST-Gruppen. In Bezug auf die Lebensraumfunktion können in diesem Untersuchungsgebiet folgende Aussagen gemacht werden (Abbildung 67):

Die ÖSL-Potenzialkategorien „kein bedeutendes Potenzial“ sowie „mittleres Potenzial“ wurden in keiner ANOEST-Gruppe innerhalb des vorliegenden Gebietes ermittelt.

Die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst“ hat sehr geringes Potenzial, Leistungen der Lebensraumfunktion bereitzustellen und ist flächenmäßig auf 0,66 % vertreten.

Die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ kommt auf 9,13 % der ANOEST-Flächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee vor und besitzt ein geringes Potenzial für die Bereitstellung der ÖSL „Lebensraumfunktion“. Diese ANOEST-Gruppe ist besonders an den Nationalparkgrenzen vertreten (Abbildung 67).

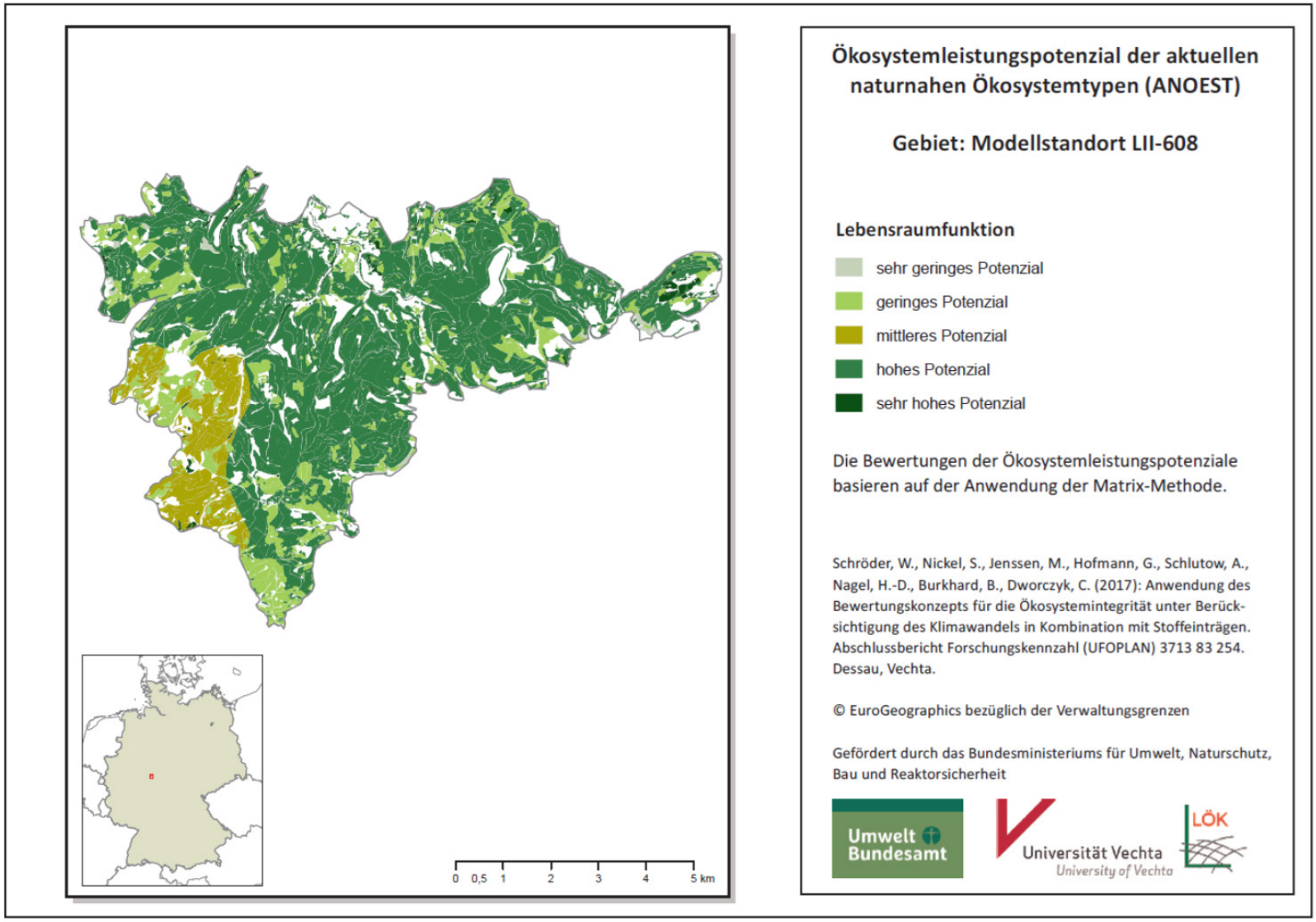
Mit einem prozentualen Auftreten von 72 % ist die ÖSL-Potenzialkategorie „hohes Potenzial“ dominant (Tabelle 64). Diese Verteilung ist in der Abbildung 67 gut zu erkennen. In ihr ist die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald“ mit einem prozentualen Auftreten von insgesamt 70,37 % die häufigste ANOEST-Gruppe.

Die letzte vorkommende ÖSL-Potenzialkategorie „sehr hohes Potenzial“ hat in der Untersuchungsregion einen geringen prozentualen Anteil von 1,73 %. Diese Flächen befinden sich vorrangig im äußersten Norden und im Osten des Nationalparks.

Tabelle 64: Lebensraumfunktion – Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)

Prozentuale Verteilung des Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	<0,5	-	-
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	0,3	0,67
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	11,56	25,7
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	0	0,0
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	32,29	71,8
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	0,84	1,9

Abbildung 67: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Lebensraumfunktion; Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.2.7 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die notwendige Erweiterung/Verfeinerung des Datenbestandes

Der Vergleich der Bewertungen zwischen der verbal-argumentativen Bewertung (teilweise gestützt auf Kullback-Distanzwerte und Ähnlichkeitgrade der mittleren Artmengenverteilung der Pflanzenarten) entsprechend Kapitel 3 und den Bewertungsergebnissen nach der Matrix-Methode (Kapitel 13.4.2.2) ergibt sich eine hohe Übereinstimmung der Bewertung nach beiden Methoden. Der Spearman-Korrelationskoeffizient (linearer Zusammenhang) beträgt 0,86. Damit kann man beide Methoden als valide betrachten.

Nach dem Matrixansatz basiert die Bewertung des Leistungspotenzials überwiegend anhand leicht erfassbarer Eigenschaften der Standorttypen, die sich im Zuge des Klimawandels und infolge von Stickstoffeinträgen deutlich ändern, wenn auch mit einer gewissen Zeitverzögerung. Die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand ist im Einzelfall vom Anwender des Matrixansatzes insbesondere an der Änderung der Biodiversität ablesbar.

Die Ergebnisse des Tests einer bundesweiten sowie regional differenzierten Kartierung der Leistungspotenziale als Lebensraum (vgl. Kapitel 0) zeigen, dass sich die Methoden der ANOEST-Gruppierung und die darauf angewandte Matrixmethode zur Potenzialbewertung bewähren. Ein Informationsverlust hinsichtlich des Lebensraumpotenzials konnte bei der Clusterung vermieden werden. Mit dem Matrixansatz konnten 83,5% der Waldfläche Deutschlands bewertet werden.

Die höchste Wertstufe weisen ANOEST mit naturnahen Mischwäldern auf selten gewordenen Extremstandorten auf, z.B. die Feucht- und Nasswälder (z.B. subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger organischer Schwarzerlenwald) sowie die naturnahen Wälder der nährstoffarmen und/oder trockenen Standorte (zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernwald) in den unteren Berglagen der Mittelgebirge und im Tiefland auf. Neben der hohen Bewertungspunktzahl für die Naturnähe trägt hierzu auch der hohe Schutzstatus bei. Nadelbaum-Reinforste haben in ganz Deutschland dagegen meist niedrige Punktwerte. Wenn sie jedoch in der Baumartenzusammensetzung der potenziell natürlichen Vegetation entsprechen und sich von dieser nur durch die Überrepräsentanz der Hauptnadelbaumart und durch fehlende Nebenbaumarten unterscheiden, können sie auch mittlere Punktwerte erreichen (z. B. zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst oder subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Eichenforst).

Das Auftreten von hohem bis sehr hohem Lebensraumpotenzial verteilt sich in ganz Deutschland, verdichtet sich besonders im Südwesten und in den Alpen. Die ANOEST-Flächen mit geringem und sehr geringem Potenzial sind im Harz, Teilen Bayerns sowie im Osten Deutschlands zu finden.

Die verfügbare Datenbasis erlaubt zumindest einen guten deutschlandweiten Überblick über die potenzielle Leistungsfähigkeit der aktuell naturnahen Waldökosysteme als Lebensraum für wildlebende heimische Arten im Maßstab 1:1 Mio. Die Bewertungsmatrizes befähigen den Anwender, auch für Flächenkartierungen im größeren Maßstab oder für Einzelstandorte eine entsprechende Bewertung durchzuführen, denn die Kriterien sind nachprüfbar und somit das Ergebnis wiederholbar.

Der zur Verfügung stehende Datenbestand erlaubt jedoch nicht einen deutschlandweiten Vergleich mit der aktuellen Funktionstüchtigkeit der heutigen realen Waldbestände.

Einzelne Kriterien können der Datenbank der forstlichen Bodenzustandserhebung BZE I und II (Wellbrock et al. 2017) entnommen oder hiervon abgeleitet werden.

Eine deutschlandweite Kartierung der aktuellen Vegetationsstruktur liegt für die ca. 1800 Flächen der Forstlichen Bodenzustandserhebung BZE II vor. Ein Vergleich der kartierten Arten mit den Referenzarten der hPNV war bisher nicht möglich, da die Daten im Projektzeitraum nicht rechtzeitig zu Verfügung standen., wäre aber theoretisch möglich.

13.4.3 Kohlenstoff-Speicherfunktion

Kohlenstoff (C) wird in der lebenden Biomasse und letztendlich in der organischen Bodensubstanz festgelegt und somit gespeichert. Der Anteil an Kohlenstoff in der lebenden Biomasse beträgt aber nur etwa ein Drittel im Vergleich zum Vorrat im Boden (Schlesinger 1990). Im Folgenden wird daher vereinfachend die Kohlenstoffspeicherfunktion im Boden betrachtet. Ein Teil des C-Vorrates aus abgestorbener Biomasse befindet sich in der (noch) nicht oder kaum zersetzten Blatt-/Nadelstreu in der Humusauflage (in den deutschen Waldböden ca. 18% im Mittel – Grüneberg et al. 2017). Der größte C-Vorrat (59 % - ebenda) liegt in der Mineralbodenschicht bis in 30 cm vor. Hier findet eine Einbindung der Huminstoffe in langfristig stabile organo-mineralische Komplexe (z. B. Ton-Humus-Komplexe) stat**t.**

13.4.3.1 Möglichkeiten und Ziele der Bewertung der Kohlenstoff-Speicherfunktion durch Verknüpfung mit Zustandsinformationen zu Waldökosystemen

Der Attribut-Datensatz der Ökosystemkartierung (vgl. Kapitel 3) enthält für die Ökosystemtypen (ANOEST) Spannen zum Vorrat an organisch gebundenem Kohlenstoff in t C ha^{-1} im Boden bis 80 cm Tiefe. In den Steckbriefen von 2 ANOEST sind andere Angaben zum C-Vorrat als im entsprechenden Attribut-Datensatz enthalten. Für den Vergleich (s. Kapitel 13.4.3.4) wurden die Angaben aus den Attribut-Datensätzen verwendet.

Angaben zum C-Vorrat sind jedoch nur für 60 der 135 ANOEST enthalten, so dass bei der deutschlandweiten Darstellung Datenlücken auftreten. Die Angaben der organischen Kohlenstoffvorräte in der Referenzzustandsbeschreibung der ANOEST (Attribut-Datensätze und Steckbriefe) basieren auf der statistischen Auswertung einer Vielzahl von empirisch erhobenen Daten. Diese Angaben, die eine sehr wichtige Grundlage für die Bewertung bilden, sollen im Folgenden regelbasiert mit Erklärungsparametern untersetzt werden (vgl. Kapitel 13.4.3.4). Zum einen lassen sich nach der folgenden Methode Datenlücken für die Referenz-Ökosystemtypen (ANOEST) auffüllen, um eine deutschlandweite Kartierung der Leistungspotenziale der Wald- und Forst-ANOEST zu ermöglichen (vgl. Kapitel 13.4.3.5). Zum anderen dient die Methode aber auch dem Anwender insbesondere zur Bewertung von Zustandsinformationen zur Abschätzung möglicher Abweichungen des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand im konkreten Einzelfall So können Anwender denjenigen Einflussfaktor identifizieren, der den Abweichungsgrad der aktuellen Kohlenstoffspeicherfunktion vom Leistungspotenzial im Referenzzustand maßgeblich verursacht und daraus die Strategie für effektive Wiederherstellungsmaßnahmen des Ökosystem-Leistungspotenzials ableiten.

Darüber hinaus kann die folgende Methode alternativ zum Vorschlag in Kapitel 10 angewendet werden, wenn die Ermittlung des aktuellen Kohlenstoffvorrates nicht möglich oder nicht sinnvoll ist, z.B. wenn standortspezifische Potenziale der Kohlenstoffspeicherung für eine geplante Aufforstung oder Waldumwandlung ermittelt werden sollen.

13.4.3.2 Kriterien zur Bewertung der Leistungspotenziale der ANOEST-Klassen

Für die Bewertung der Leistungspotenziale der aktuell natürlichen Ökosystemtypen (ANOEST) zur Kohlenstoffspeicherung sind folgende Kriterien von besonderer Bedeutung (nach Grüneberg et al. 2017):

1. Tongehalt
2. Masse an Streu und Ernterückständen
3. Zersetzbarkeit der Streu und Ernterückstände
4. Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme
5. Bodenwassergehalt
6. pH-Wert

Diese Kriterien sind im Einzelnen mit messbaren Parametern untersetzt und für die Bewertungsmatrizes sind die Parameterwerte in Spannen klassifiziert (Kapitel 13.4.3.2.1 bis 13.4.3.2.6). Die Bewertung erfolgt durch Zuordnung von Bewertungspunkten von 0 bis 5 (sehr gering bis sehr gut) zu einer Klassifikation der Ausprägungen (Parameterspannen) der Kriterien.

13.4.3.2.1 Tongehalt

Während im Auflagehumus der C-Vorrat bei niedrigen Tongehalten etwas höher ist als bei hohen Tongehalten, steigt im Mineralboden der C-Vorrat bei höheren Tongehalten deutlich an. Da der C-Vorrat im Auflagehumus in der deutschlandweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) im Mittel nur etwa ein Fünftel des C-Vorrates im Mineralboden beträgt, ist der Tongehalt mit dem C-Vorrat für die Bodenprofile insgesamt signifikant positiv korreliert (Grüneberg et al. 2017). Der Tongehalt ist aber gleichzeitig auch ein Kriterium, das neben anderen Faktoren Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit (und damit auf die Menge an Nadel- und Blattstreu), auf den Wassergehalt im Boden, auf die effektive Kationenaustauschkapazität und auf den pH-Wert (und damit auf die Aktivität der Humusdestruenten) hat. Der Tongehalt ist offensichtlich der stärkste Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherung (Grüneberg et al. 2017, Grabe et al. 2003, Wiesmeier et al. 2013). Folgende Bewertung wird angewandt (Tabelle 65).

Tabelle 65: Bewertungsmatrix des Tongehaltes im Mineralboden als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherrate (nach AG Boden 2005, S.142),

Klassifizierung des Tongehaltes im Mineralboden	Bewertungspunkte
Tongehalt >60%	5
Tongehalt >30-60%	4
Tongehalt >20-30%	3
Tongehalt >10-20%	2
Tongehalt >5-10%	1
Tongehalt ≤5%	0

13.4.3.2.2 Masse an Streu und Ernterückständen

Kohlenstoff wird weit überwiegend in organischer Form im Boden gespeichert. Er resultiert zu einem Teil aus nicht mineralisierten Komponenten, insbesondere aus nicht oder nur teilweise zersetzten Bestandteilen der Pflanzenstreu und Ernterückständen (Blätter, Nadeln, Rinde, Zweige, Grobwurzeln, Feinwurzeln). Die Streumasse ist in Wäldern und Forsten abhängig von der Bodenfruchtbarkeit, aber auch von der Hauptbaumart, wobei einige bestandsbildende Baumarten Böden einer bestimmten Nährkraft vorziehen und insofern als Indikator für die Bodenfruchtbarkeit fungieren. Die Bewertung der Streumasseproduktion ist nach folgender Matrix erfolgt (Tabelle 66).

Tabelle 66: Bewertungsmatrix der mittleren Produktion von Streu und Ernterückständen als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherrate nach Schachtschabel et al. (1998), Jacobson et al. (2002), Scheffer u. Ulrich (1960) und Madl (2017)

Klassifizierung der Streumasseproduktivität	Bewertungspunkte
>5,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	5
>4,5 bis ≤ 5,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	4
>3,5 bis ≤ 4,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	3
>2,5 bis ≤ 3,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	2
≤ 2,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	1

13.4.3.2.3 Zersetzbarkeit der Streu und der Ernterückstände

Die Zersetzbarkeit der Pflanzenreste hängt (auch) von der chemischen Zusammensetzung der Streu ab. Ein niedriges C/N-Verhältnis und ein hoher pH-Wert in der frischen Streu begünstigen einen raschen Abbau. Ein gut untersuchtes Kriterium für die Zersetzbarkeit ist die Zersetzungsdauer der Streu und Ernterückstände (Tabelle 67).

Tabelle 67: Bewertungsmatrix der Zersetzungszeit von Streu und Ernterückständen als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherrate nach Madl (2017)

Klassifizierung der Zersetzungszeit	Bewertungspunkte
≥3 bis -> 4 Jahre	5
≥2 bis -≤ 4 Jahre	4
≥1 bis -≤ 3 Jahre	3
≥0,5 bis -≤ 2 Jahre	2
≤0,5 bis -≤ 1 Jahr	1

13.4.3.2.4 Bodenwassergehalt

Eine gute Wasserversorgung bei gleichzeitiger guter Sauerstoffversorgung fördert die Aktivität der Destruenten und damit die Bildung von stabilen Ton-Humuskomplexen im Mineralboden. Trockenheit führt dagegen zu einer Minderung der Aktivität. Aber auch anaerobe Verhältnisse im Boden hemmen die Mineralisierung der Streu. Obwohl bei Sauerstoffmangel auch ein Abbau stattfindet, da z.B. methanogene Mikroorganismen die Mineralisierung übernehmen, vollzieht sich der Abbauprozess unter anaeroben Bedingungen deutlich langsamer und meist unvollständig (Schachtschabel et al. 1998, S. 49). Die Hemmung des Abbaus kann in wassergesättigten Böden derartige Ausmaße annehmen, dass sich Torfschichten aus wenig zersetzter Streu bilden, die widerum einen hohen Vorrat an organisch gebundenem Kohlenstoff akkumulieren. Folgende Skala für die Bewertung des Einflusses des Wassergehaltes auf den C-Vorrat wird angewandt (Tabelle 68):

Tabelle 68: Bewertungsmatrix des volumetrischen Wassergehaltes bei gesättigter Feldkapazität als Einflussfaktor auf die Kohlenstoffspeicherfunktion im Humus und Mineralboden (nach AG Boden, S. 350)

Klassifizierung des volumetrischen Wassergehaltes bei gesättigter Feldkapazität (m^3 Wasser m^{-3} Boden)	Bewertungspunkte
≤ 0,05 bis 0,15	1
0,14 bis 0,3	5
0,3 bis 0,42	4
0,42 bis 0,66	3
0,5 bis 0,97	4
>0,97	5

13.4.3.2.5 Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme

Während der Kohlenstoffvorrat im Humus bei hohen Wassergehalten und niedrigeren Jahresdurchschnittstemperaturen steigt, nimmt die Kohlenstoffanreicherungsrate im Mineralboden, wo der höchste Anteil des C-Vorrates angesiedelt ist (vgl. Kapitel. 13.4.3), bei hohen Wassergehalten und niedrigen Temperaturen ab. Die Mineralisierungsrate von organischer Substanz und die nachfolgende Bildung stabiler organo-mineralische Komplexe wird u.a. gesteuert von der Temperatur und der Niederschlagsmenge. Die biologische Aktivität mineralisierender Bodenorganismen steigt bei zunehmender Bodentemperatur. Die Bodentemperatur im biologisch aktiven Oberboden wird nur selten gemessen; sie hängt aber von der Lufttemperatur im Jahresdurchschnitt ab (Tabelle 69). Die Aktivität der humuszersetzenden Bodenorganismen wird durch anaerobe Verhältnisse im Boden gehemmt. Hohe Niederschlagsmengen führen häufiger und länger anhaltend zu anaeroben Verhältnissen.

Tabelle 69: Bewertungsmatrix des Einflusses von Temperatur und Niederschlag auf die Kohlenstoffspeicherrate im Mineralboden

Jahresdurchschnittstemperatur	Jahresniederschlagssumme	Bewertungspunkte
-4 bis 8 °C	1065 bis 2710 mm	1
4,7 bis 11,1	745 bis 1291 mm	2
5,5 bis 11,1	514 bis 854 mm	3
8,1 bis 12	380 bis 632 mm	4
>12	< 400 mm	5

13.4.3.2.6 pH-Wert

In verschiedenen pH-Wert-Spannen setzt sich die Organismengesellschaft im Boden aus jeweils anderen Arten bzw. Artengruppen zusammen, die jeweils unterschiedliche Abbauintensitäten entwickeln. Bei einem pH(H2O)-Wert <4,2 sind z. B. Regen- und Borstenwürmer nicht mehr lebensfähig, die neben der Humuszersetzung auch für die Verbindung von Humin- und Mineralstoffen und den Transport aus der Auflage in die obere Mineralbodenschicht verantwortlich sind. Zum anderen ist der pH-Wert i.d.R. mit der Basensättigung hoch korreliert, so dass ein hoher pH-Wert auch ein Indikator für eine gute Nährkationenversorgung der Humusdestruenten darstellt. Je niedriger der

pH-Wert, desto geringer ist die Aktivität der Destruenten (Leuschner et al. 2013). Eine hohe Aktivität der Destruenten ist aber die Voraussetzung für die Bildung von organo-mineralische Komplexen im Mineralboden, wo der größte C-Anteil gespeichert wird (vgl. Kap. 13.4.3). Folgende Bewertungsmatrix wird angewandt (Tabelle 70):

Tabelle 70: Bewertungsmatrix des Einflusses des pH-Wertes in der Humusschicht auf die Kohlenstoffspeicherrate im Mineralboden

Klassifizierung des pH(H_2O)-Wertes	Bewertungspunkte
<3,8	1
4,2-3,8	2
5,0-4,2	3
6,2-5,0	4
8,6-6,2	5

13.4.3.3 Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Kohlenstoffspeicherungsspotenziale der ANOEST

Die Kriterien für die Bewertung der Kohlenstoffspeicherfunktion wurden für die 125 Wald-ANOEST auf Basis der Klassifizierungsrahmen bewertet (vgl. Anhang A6.10). Bei der Zusammenführung der einzelnen Kriterienbewertungspunkte wurde eine Rangfolge der Kriterien berücksichtigt, die davon ausgeht, dass die einzelnen Kriterien nicht gleichgewichtet in eine Zusammenführung eingehen sollten. Dem Kriterium Tongehalt wurde die erste Priorität eingeräumt, gefolgt von der Streumasseproduktion als einem Teilsummenfaktor. Die Streumasseproduktion ergibt sich erst aus der pflanzenphysiologisch möglichen maximalen Streumasseproduktion, relativiert anhand des Ertragspotenzials des Bodens (vgl. Kapitel 13.4.4.2.2). Die dritte Priorität wird den Einflussfaktoren auf die Zersetzungsaktivität der Humusdestruenten gelegt. Dabei werden die Einflussfaktoren pH-Wert, Klima, volumetrischer Wassergehalt im Boden und die Zersetzungszeit gleichgewichtet zu einem arithmetrischen Mittelwert zusammengeführt.

Tabelle 71: Übersicht der Regeln für die Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Kohlenstoffspeicherungsspotenziale

Priorität	Teilsummen-Faktor	Kriterium	Zusammenführung zu Teilsummen
1	Tongehalt (T)		T=T
2	Streumasseproduktion (S)	max. Streumasseproduktivität (S_{pot}) Ertragspotenzial des Bodens ($EP_{geo\text{-}prof}$)	S=(($EP_{geo\text{-}prof}$ -1)/(5-1))* S_{pot}
3	Einfluss auf Destruentenaktivität (D)	pH(H_2O)-Wert (pH) Klima (Jahresniederschlagssumme/Jahresmitteltemperatur (J) Bodenwassergehalt (W) Zersetzungszeit (Z)	D= (pH+J+W+Z)/4

Zum Bewertungspunkt für den Tongehalt wurden dann entsprechend Zu- oder Abschläge nach folgender Formel vorgenommen:

K = T+((S-T)*0,5)+((D-T)*0,25)

K = Bewertungspunkte für die Kohlenstoffspeicherfunktion insgesamt

T = Bewertungspunkte für den Tongehalt

S = Bewertungspunkte für die Streumasseproduktion

D = Bewertungspunkte für den Einfluss auf Destruentenaktivität

13.4.3.4 Ergebnisse der ANOEST-Bewertung und Vergleich

Die Ergebnisse der Bewertung der Einzelkriterien und die Gesamtbewertung des Leistungspotenzials zur Kohlenstoffspeicherung mit dem Matrixansatz (Kapitel 13.4.2.2) sind in Anhang A6.10 für die 125 ANOEST aufgelistet.

Daraus lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

Die höchste Wertstufe weisen ANOEST-Gruppen weisen reiche Buchenwälder (z.B. „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald“, „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“, „subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Buchenwald“) auf. Kiefernwälder – und –forsten, die meist auf trockene oder feuchte nährstoffarme Standorte beschränkt sind, weisen dagegen nur geringe Kohlenstoffspeicherkapazitäten auf.

Vergleich der Bewertungen aus dem Matrixansatz (Kapitel 13.4.2.2) mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz (vgl. Kapitel 3):

Der Attribut-Datensatz der Ökosystemtypenkartierung (vgl. Kapitel 3) bzw. die Steckbriefe der ANOEST enthalten für 60 Ökosystemtypen (ANOEST) die Angabe des C_{org}-Gehaltes im Bodenprofil bis 80 cm Tiefe.

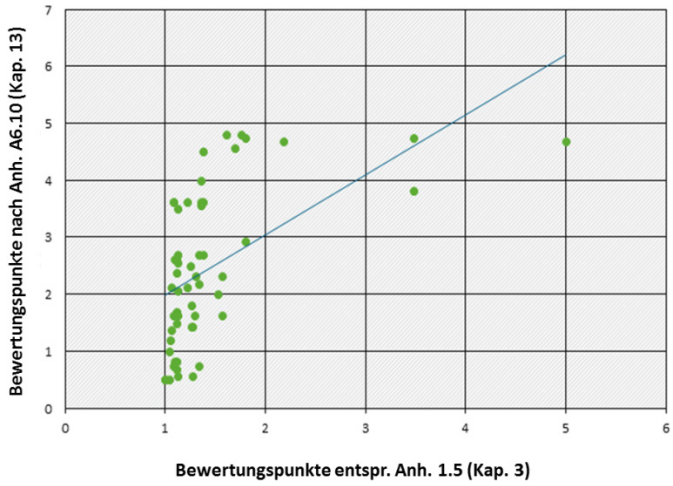
Um einen statistischen Vergleich beider Bewertungsverfahren durchführen zu können, wurden die Angaben des C_{org}-Gehaltes in Wertstufen von 0-5 überführt, indem eine Umrechnung durchgeführt wurde. Dabei wird angenommen, dass der kleinste Wert nicht 0 sein kann, sondern wird mit 1 Punkt bewertet. Zwischen dem C_{org}-Minimum (=1 Punkt) und dem C_{org}-Maximum (=5 Punkte) aller 60 ANOEST-Referenzwerte wird durch Interpolation mit dem ANOEST-spezifischen C_{org}-Gehalt die Bewertungspunktzahl nach folgender Formel berechnet:

$$K = (C_{org(ANOEST)} - C_{org(min)})/(C_{org(max)} - C_{org(min)})*4+1$$

K = Bewertungspunkte für die Kohlenstoffspeicherfunktion

Die graphische Darstellung des Vergleichs zeigt Abbildung 68.

Abbildung 68: Vergleich der Bewertung der Kohlenstoffspeicherfunktion entsprechend Kapitel 3 vs. Anhang A6.10 (n=60 gepaart)



Quelle: eigene Darstellung, ÖKO-DATA Strausberg

Der Spearman-Korrelationskoeffizient (linearer Zusammenhang) beträgt 0,54. Daraus ergibt sich nach Brosius (2013) eine mittlere Übereinstimmung der Bewertung nach beiden Methoden.

Die lineare Regressionslinie unterscheidet sich jedoch signifikant von der 1:1-Linie ($t_{(gepaart)}$=-10,5). Sie beschreibt eher die linke Hälfte einer Parabel. Die Differenz der Standardabweichungen beider Datenreihen beträgt 1,15 Punkte.

Besonders deutlich sind die Unterschiede bei den niedrigen Punktbewertungen entsprechend Kapitel 3, die nach dem Matrixansatz (Anhang A6.10) differenzierter und teilweise mit bis zu 3 Punkten höher bewertet werden. Das ist dem hohen C_{org}-Maximum aus den Steckbriefen geschuldet, wobei nur bei 3 ANOEST die C_{org}-Werte über dem Mittelwert liegen. Während die Mull-Karbonat-Böden mit dem Matrix-Ansatz hoch bewertet werden, weisen sie in der ANOEST-Referenz-Datenbank nur mittlere Wertepunkte auf. Mit hohen Wertepunkten sind nur 3 Schwarzerlen-Nassmoor-ANOEST bewertet, die nach dem Matrix-Ansatz ebenfalls sehr hoch bewertet wurden. Eine Reihe anderer Feucht- und Nass-ANOEST weisen dagegen nur geringe C_{org}-Gehalte auf. Somit lässt sich kein genereller Trend höherer C-Speicherkapazität bei höherem Bodenwassergehalt anhand der Attribut-Datensätze der ANOEST erkennen.

Es ist offensichtlich schwierig, die Kohlenstoffspeicherfunktion anhand von wenigen Einflussfaktoren erklären zu wollen. Möglicherweise ist aber auch nur die eine Regel für die Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen für alle ANOEST gleichermaßen nicht ausreichend. Bei der Bewertung nach dem Matrix-Ansatz wurde das Primat auf die Speicherkapazität im Mineralboden gelegt, weil der Anteil von C_{org} im Mineralboden der BZE-II-Standorte dreimal höher war als im Humus. Dadurch wird die Speicherkapazität in den mineralischen Böden möglicherweise im Vergleich zu einigen organischen Nassböden überschätzt. Für eine Anpassung der Regel gibt es jedoch aus den Referenzwerten des C_{org}-Gehaltes keine verallgemeinerbaren Anhaltspunkte.

13.4.3.5 Datengrundlagen für die deutschlandweite Bewertung der Kohlenstoffspeicherfunktion der Wälder

Für die Abschätzung der potenziellen und aktuellen Funktionstüchtigkeit eines Wald-Ökosystemtyps als Kohlenstoffspeicher sind folgende Informationen erforderlich:

1. Bodenform mit Tongehalt, pH-Wert und Wassergehalt bei gesättigter Feldkapazität
2. Hauptbaumart(en) mit Angabe der artspezifischen Streumasse und Zersetzungszeit der Streu

3. Ökoklimazone mit Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagsmenge

Welche dieser Datengrundlagen deutschlandweit gegenwärtig für die Bewertung der potenziellen Kohlenstoffspeicherfunktion der aktuell naturnahen Waldökosysteme (ANOEST) verfügbar sind, wird im Folgenden dargestellt.

13.4.3.5.1 Tongehalt

Für eine deutschlandweite Bewertung des Einflusses des Tongehaltes auf die Kohlenstoffspeicherkapazität ist die geeignete Grundlage die Bodenübersichtskarte Deutschlands BÜK1000N (BGR 2014a).

Die Datenbank der Referenzbodenprofile enthält keine Angaben des Tongehaltes. Dieser Wert lässt sich aber aus anderen Parameterwerten in der BÜK-Datenbank wie folgt ableiten:

In der BÜK-Datenbank ist für das jeweilige Referenzprofil horizontweise die Bodenart angegeben. Der Tongehalt konnte nun indirekt aus der Bodenart des Horizontes mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (AG Boden, S. 142, Abbildung 17) ermittelt werden (Tabelle 72).

Tabelle 72: Durchschnittliche Tongehalte der Bodenarten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 142, Abbildung 17)

Boden-art	Tonge-halt [%]	Boden-art	Tongehalt [%]	Boden-art	Tongehalt [%]
Ss	3	Ls2	21	Ut2	10
Sl2	7	Ls3	21	Ut3	14
Sl3	10	Ls4	21	Ut4	21
Sl4	15	Lt2	30	Tt	75
Slu	13	Lt3	40	Tl	55
St2	11	Lts	35	Tu2	52
St3	21	Lu	24	Tu3	36
Su2	3	Uu	4	Tu4	28
Su3	4	Uls	13	Ts2	55
Su4	4	Us	4	Ts3	40
				Ts4	30

Über eine entsprechend der jeweiligen Horizontmächtigkeit gewichtete Mittelung der Tongehalte der mineralischen A- und B-Horizonte bis maximal 80 cm Tiefe konnte nun der Tongehalt für jedes Referenzbodenprofil der BÜK1000N berechnet werden.

13.4.3.5.2 Wassergehalt bei gesättigter Feldkapazität

Der Code der ANOEST enthält die Feuchtestufe. Diese lässt sich nach Zusammenfassung entsprechend Kapitel 13.3.2.1.1 (Tabelle 45) einer Spanne des volumetrischen Wassergehaltes bei Feldkapazität zuordnen (Tabelle 73).

Tabelle 73: Zuordnung einer Spanne des volumetrischen Wassergehaltes bei Feldkapazität zu den Gruppen der ANOEST

Gruppen-Legende	volumetrischer Wassergehalt bei gesättigter Feldkapazität ($m^3\ m^{-3}$)
Trocken	≤ 0,05 bis 0,15
mäßig trocken bis frisch	0,14 bis 0,3
Feucht	0,3 bis 0,42
Nass	0,42 bis 0,66
wechseltrocken bis frisch, überflutet	0,21 bis 0,3
feucht-überflutet	0,3 bis 0,52
sehr nass	0,5 bis 0,97

13.4.3.5.3 pH-Wert

Der pH-Wert hat nur signifikanten Einfluss auf die Humusauflage. Deshalb kann der in der ANOEST-Klassifikation angegebenen Humusform eine pH-Wert-Spanne nach Jenssen et al. (2013: Anhang 3) zugeordnet werden. Allerdings ist der pH-Wert in der ANOEST-Datenbank als pH(KCl_2)-Wert angegeben und muss daher für eine Bewertung noch in pH(H_2O)-Werte umgerechnet werden. Dazu

gibt die Bodenkundliche Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 367) den Hinweis zur Umrechnung durch Addition von 1.

13.4.3.5.4 Hauptbaumart(en) mit Angabe der artspezifischen Streumasse und Zersetzungszeit der Streu

Die Bezeichnungen der ANOEST wie auch der zusammengefassten ANOEST-Gruppen enthalten die Angabe der Hauptbaumart(en) (Tabelle 49). Somit war eine Verknüpfung der ANOEST-Gruppen zur mittleren Streumasseproduktion, zur Zersetzungszeit und weiteren chemischen Parametern der Blattstreu nach Schachtschabel et al. (1998), Jacobson et al. (2002), Scheffer u. Ulrich (1960) und Madl (2017) möglich (Tabelle 74).

Tabelle 74: Streumasse, Zersetzungszeit und weitere chemische Parameter der Blattstreu in Abhängigkeit von der Hauptbaumart nach Schachtschabel et al. (1998), Jacobson et al. (2002), Scheffer u. Ulrich (1960) und Madl (2017)

Baumart		mittl. Streumasse-Produktion [t TS ha^{-1} a^{-1}]	C/N in der frischen Streu	pH in der frischen Streu	Zersetzungszeit (a)	
latein	**deutsch**				**von**	**bis**
Ulmus	Ulme	5,161	28	6,5	0,4	1
Alnus glutinosa	Schwarz-Erle	5,534	15	5,6	0,5	1
Fraxinus excelsior	Esche	5,534	21	6,4	0,5	1
Robinia pseudacacia	Robinie	5,534	14	5,4	0,5	1,5
Carpinus betulus	Hainbuche	5,161	23	5,6	0,5	1,5
Castania sative	Edel-Kastanie	5,161	23	4,5	0,5	1,8
Acer pseudoplatanus	Berg-Ahorn	5,161	52	4,5	1,5	2
Tilia cordata, T. platyphyllos	Linde	5,161	37	5,4	1,5	2
Quercus robur, Q. petraea	Trauben-, Stieleiche	5,534	47	4,7	1,5	2,5
Betula pendula	Birke	5,161	50	5,5	1,5	2,5
Populus tremula	Zitter-Pappel	5,161	63	5,7	1,5	2,8
Quercus rubra	Rot-Eiche	5,534	53	4,8	1,5	3
Fagus sylvatica	Rotbuche	5,161	51	4,3	1,5	3
Picea abies	Fichte	3,805	48	4,1	2,5	3,3
Pinus sylvestris	Waldkiefer	1,408	66	4,2	2,5	3,8
Pseudotsuga menziesii	Douglasie	3,347	77	4,3	2,5	3,8
Larix decidua	Lärche	3,266	113	5,7	2,8	5

13.4.3.5.5 Ökoklimazonen mit Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagsmenge

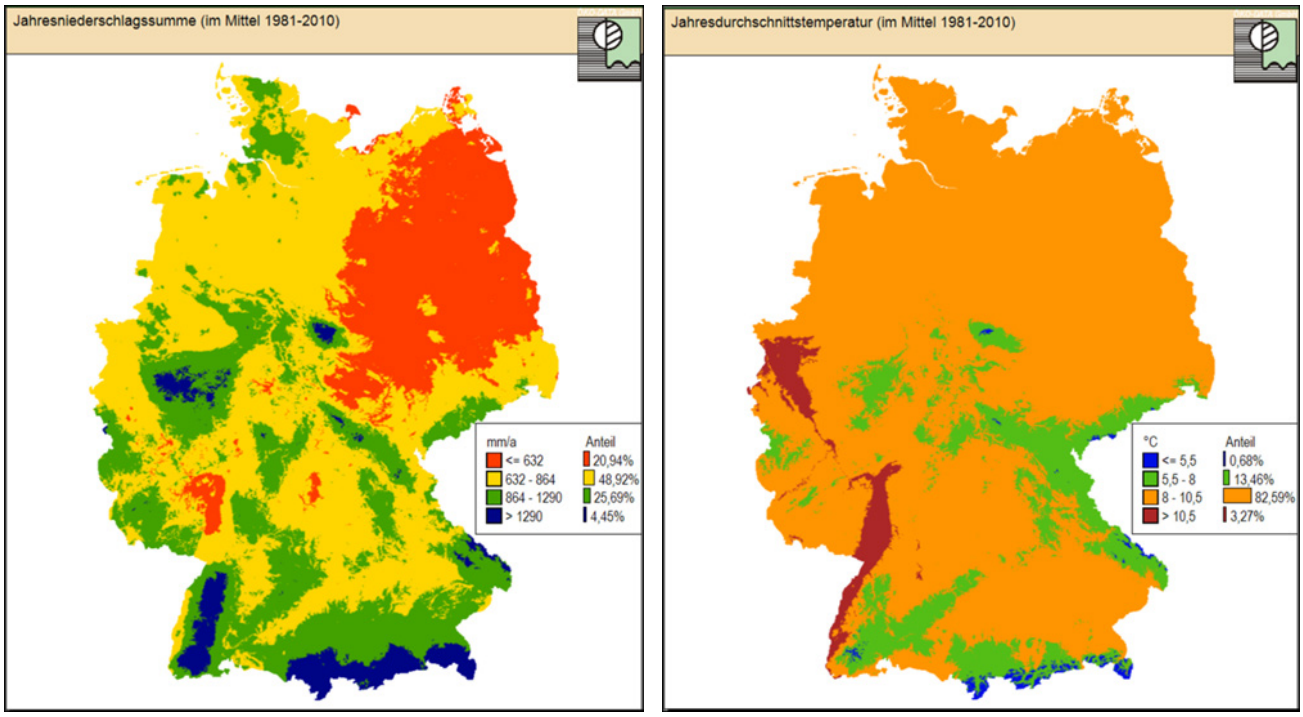
Der Code der ANOEST enthält die Ökoklimazone. Diese lässt sich nach Zusammenfassung entsprechend Kapitel 13.3.2.1.1 (Tabelle 44) den Spannen von Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagsmittel im langjährigen Mittel 1981-2010 zuordnen (Tabelle 75).

Tabelle 75: Zuordnung der Spannen von Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagsmittel im langjährigen Mittel 1981-2010 (DWD 2012) zu den Gruppen der ANOEST entsprechend Kapitel 13.3.2.1.1 (Tabelle 44)

Ökoklimazonen-Gruppe	Jahresdurchschnitts-temperatur	Jahresniederschlags-summe
Gemäßigtes Gebirgsklima	-4 bis 8 °C	1065 bis 2710 mm
Gemäßigtes subozeanisches Klima, teilweise Gebirgsklima	4,7 bis 11,1	745 bis 1291 mm
Gemäßigtes subozeanisches bis gemäßigtes subkontinentales Klima, teilweise Gebirgsklima	5,5 bis 11,1	514 bis 854 mm
Gemäßigtes zentraleuropäisches bis subkontinentales Klima	8,1 bis 12	380 bis 632 mm

Diese Spannen wurden aus den Rasterdaten des DWD abgeleitet (Abbildung 69) Die dabei verwendeten Klassengrenzen haben einen vegetationsökologischen Bezug. So entspricht in der Karte des Jahresniederschlags der rote Bereich dem Hauptverbreitungsgebiet der Baumarten Eiche und Kiefer, im gelb gefärbten Bereich ist die Buche dominant, während grün das Verbreitungsgebiet von Buche und Fichte angibt und blau mehr den Fichten zugerechnet werden kann.

Abbildung 69: Klimadaten im langjährigen Mittel (DWD 2012)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

13.4.3.6 Test der Umsetzbarkeit

Das Ergebnis der relativen Bewertung der potenziellen Kohlenstoffspeicherfunktion der ANOEST-Gruppen mit dem Matrix-Ansatz ist in Anhang A6.2 Spalte 8 dargestellt.

13.4.3.6.1 Statistische und räumliche Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion

Die Kohlenstoffspeicherfunktion ist der CICES-Klasse „Kohlenstoffspeicherfunktion“ zugeordnet. Alle ermittelten ÖSL-Potenziale für diese ÖSL-Klasse können in der Matrix 1.1 (Anhang A6.5) entnommen werden. In der Tabelle 76 werden die prozentualen Flächenanteile der ANOEST-Gruppen pro ÖSL-Potenzialkategorie tabellarisch gegenübergestellt.

Auf nationaler Ebene wurde bei 12 ANOEST-Gruppen ein sehr geringes Potenzial zur Speicherung von Kohlenstoff im Boden ermittelt. Diese Gruppen kommen besonders in Brandenburg und Sachsen vor (Abbildung 70). Unter dieser Kategorie treten zwei ANOEST-Gruppen „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst“ sowie „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst“ besonders häufig auf.

Unter den 25 ANOEST-Gruppen mit geringer C-Speicherfunktion sind aktuelle naturnahe Waldökosysteme zu finden, wie beispielsweise die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald“. Geringes Potenzial zur C-Speicherung haben aber auch viele Forst-ANOEST-Gruppen. In dieser Gruppe sind beispielsweise u.a. Fichtenforste wie der „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ oder „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst“ vertreten, welche flächenmäßig sehr dominant sind.

Weiterhin weisen 17 ANOEST-Gruppen mittleres Potenzial zur Kohlenstoffspeicherfähigkeit auf. Unter diesen ANOEST-Gruppen nimmt die Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald“ den flächenmäßig größten Anteil ein.

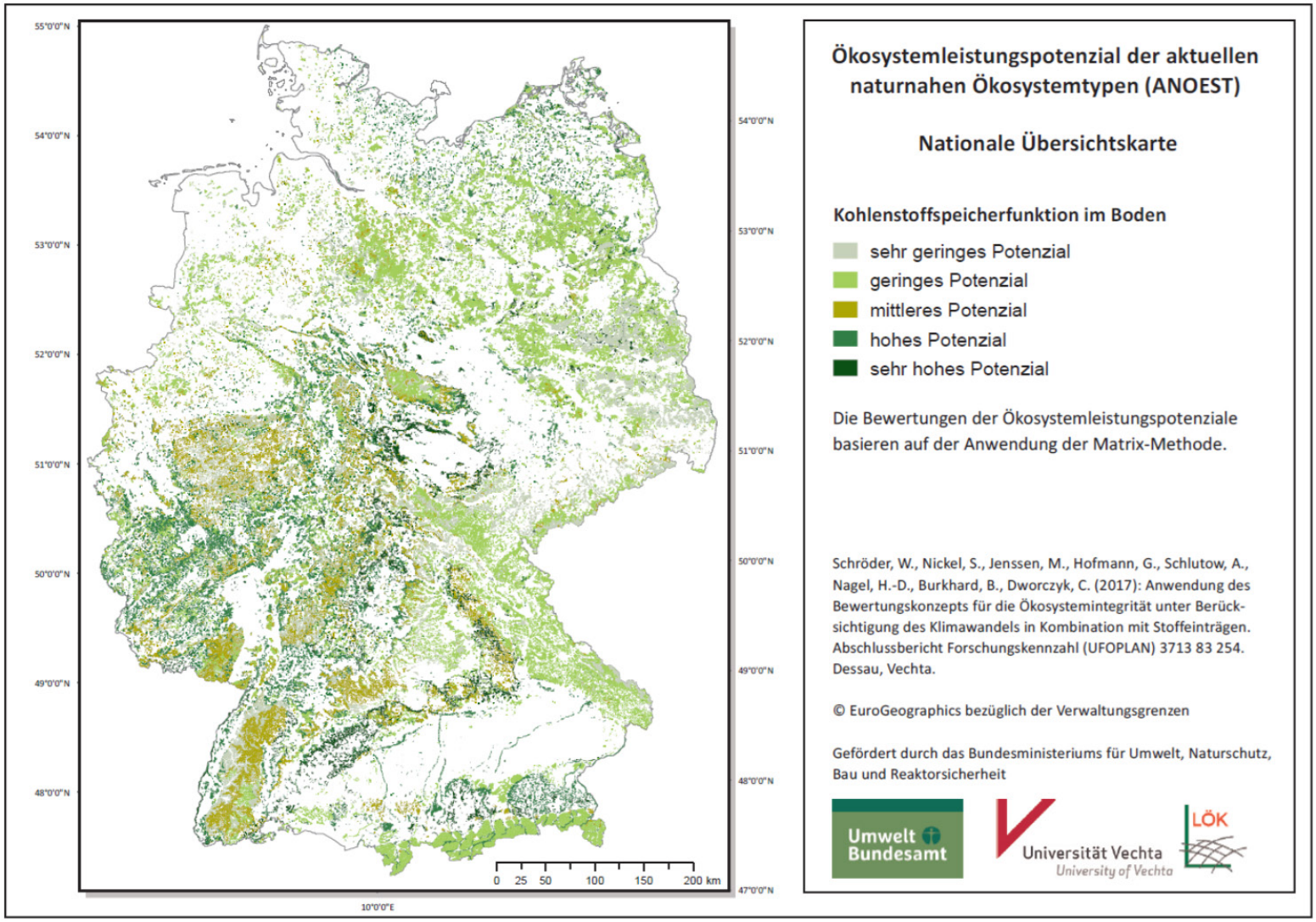
Abbildung 70 zeigt, dass besonders in in der Schwäbischen und Fränkischen Alb und im Thüringer Becken ANOEST-Gruppen vorkommen, welche ein hohes Potenzial zur Speicherung von Kohlenstoff haben. Insgesamt vertreten 16 ANOEST-Gruppen diese ÖSL-Potenzialkategorie. Unter diesen Gruppen sind beispielsweise Buchenwälder wie die Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald“ oder der „subozeanische, feuchte, nährstoffkräftige Buchenwald“ vertreten.

Bei insgesamt 12 ANOEST-Gruppen wurde ein sehr hohes Potenzial ermittelt. Sie sind jedoch nur sehr vereinzelt und auf kleinräumigen Flächen in Deutschland vertreten. Bei diesen ANOEST-Gruppen handelt es sich primär um reiche Buchenwälder (z.B. „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald“, „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“, „subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Buchenwald“).

Tabelle 76: Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion

Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	<0,5	0	0
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	16410,387	17,24
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	35642,474	37,44
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	18666,1049	19,61
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	17061,9718	17,92
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	7410,915	7,79

Abbildung 70: Räumliche Verteilung des deutschlandweiten Kohlenstoffspeicherpotenzials der Wald-ANOEST-Gruppen



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.3.6.2 Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge

In der Modellregion „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ sind die Leistungspotenziale der ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion unterschiedlich verteilt (Tabelle 77, Abbildung 71). Zu den Leistungspotenzialen für diese ÖSL können folgende Aussagen gemacht werden:

Für keine ANOEST-Gruppe wurde die ÖSL-Potenzialkategorie „kein bedeutendes Potenzial“ zugeteilt.

Die ÖSL-Potenzialkategorie „sehr geringes Potenzial“ ist hingegen häufig im Untersuchungsgebiet zu finden. Das Potenzial ist in der gesamten Modellregion heterogen verteilt. In diese Kategorie ist die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenwald“ sowie die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst“ vertreten.

Die ÖSL-Potenzialkategorie „geringes Potenzial“ wurde für insgesamt 11,8 % der gesamten ANOEST-Fläche klassifiziert. Dieses Potenzial dehnt sich zwar in der gesamten Modellregion aus, ist jedoch besonders im Harz verdichtet.

Auf insgesamt 2282,25 km² (34,2 %) haben die ANOEST-Flächen im Untersuchungsgebiet mittleres Leistungspotenzial zur Speicherung von Kohlenstoff im Waldboden. Die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald“ ist in dieser ÖSL-Potenzialkategorie vorrangig vertreten.

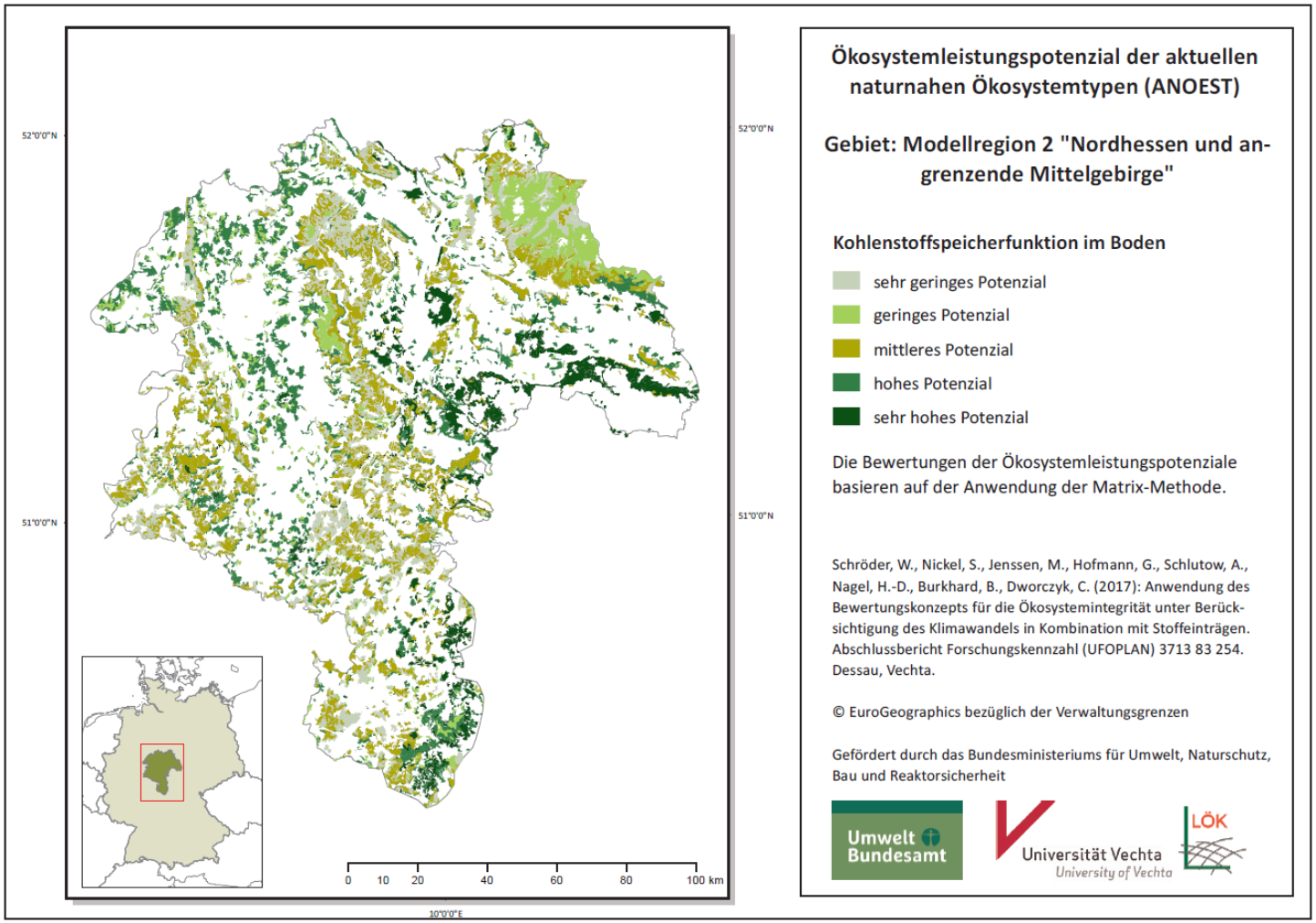
8 der 33 in der Modellregion vorkommenden ANOEST-Gruppen charakterisieren sich durch hohe Potenziale der Kohlenstoffspeicherfähigkeit. Diese Flächen sind insbesondere im Süden und im Westen des Untersuchungsgebietes zu finden.

Die letzte ÖSL-Potenzialkategorie „sehr hohes Potenzial“ wurde für 7 ANOEST-Gruppen ermittelt. Die hohe Speicherfähigkeit von Kohlenstoff im Boden ist beispielsweise in den ANOEST-Gruppen „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“ und „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald“ im Süden und Osten der Modellregion zu finden.

Tabelle 77: Kohlenstoffspeicherfunktion am Beispiel der Wald-ANOEST-Gruppen in der Modellregion "Nordhessen und angrenzendes Mittelgebirge"

Prozentuale Verteilung des Potenzials für die ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion Modellregion „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	<0,5	0	0
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	1297,9	19,5
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	788,02	11,8
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	2282,25	34,2
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	1478,52	22,2
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	822,29	12,3

Abbildung 71: Räumliche Verteilung des Potenzials für die Kohlenstoffspeicherfunktion in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.3.6.3 Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)

Die Speicherfähigkeit von Waldböden im Nationalpark Kellerwald-Edersee erstreckt sich nach den ÖSL-Potenzialkategorien von „sehr geringes Potenzial“ bis „hohes Potenzial“ (Tabelle 78, Abbildung 72, Anhang A6.7).

Die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst“ hat im Nationalpark Kellerwald-Edersee einen prozentualen Anteil von 0,66 % und als einzige ANOEST-Gruppe sehr geringes Potenzial zur Speicherfähig von Kohlenstoff in Waldböden.

Die ÖSL-Potenzialkategorie „geringes Potenzial“ ist für die ÖSL „Kohlenstoffspeicherfunktion“ die zweithäufigste Kategorie im Nationalpark Kellerwald-Edersee. In dieser Kategorie ist die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald“ und die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ vertreten.

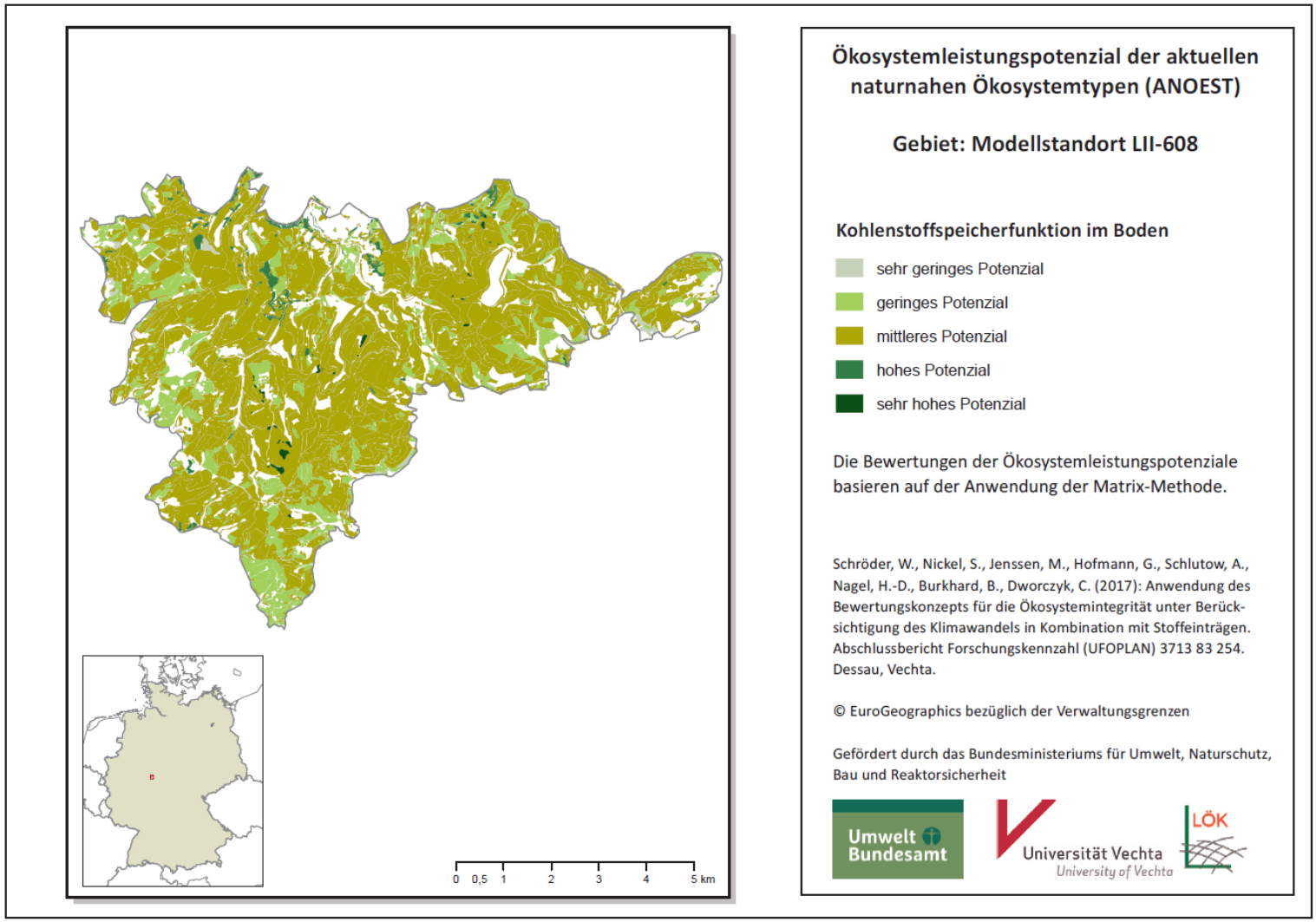
Die ÖSL-Potenzialkategorie „mittleres Potenzial“ ist die flächenmäßig dominante Kategorie. So hat allein die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald“ 70 % des Nationalparks inne.

Hohes und sehr hohes Potenzial für die Speicherung von Kohlenstoff ist mit einem prozentualen Auftreten von 2,3 % in dem Nationalpark Kellerwald-Edersee eher selten. ANOEST-Gruppen mit hohem Potenzial sind primär der „subozeanische, mäßig trockene bis frische, nährstoffkräftige Buchenwald“. Die Flächen mit hohem Potenzial gehören der ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“ an.

Tabelle 78: Kohlenstoffspeicherfunktion am Beispiel Nationalpark Kellerwald-Edersee

Prozentuale Verteilung des Potenzials für die ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	0	0	0
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	0,3	0,7
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	7,45	16,6
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	36,2	80,5
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	0,89	2,0
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	0,15	0,3

Abbildung 72: Räumliche Verteilung des Potenzials für die Kohlenstoffspeicherfunktion: Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.3.7 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die notwendige Erweiterung/Verbesserung des Datenbestandes

Eine ausreichende Übereinstimmung der regelbasiserten Bewertung der Erklärungskriterien mittels Matrixansatz (Kapitel 13.4.3.3) mit den Messdaten des C_{org}-Vorrates in den ANOEST-Attributdaten der Referenzdatenbank (Kapitel 3) wurde mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,54 bestätigt.

Nach dem Matrixansatz basiert die Bewertung des Leistungspotenzials überwiegend anhand leicht erfassbarer Eigenschaften der Standorttypen, die sich im Zuge des Klimawandels und infolge von Stickstoffeinträgen deutlich ändern, wenn auch mit einer gewissen Zeitverzögerung. Die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand ist im Einzelfall vom Anwender des Matrixansatzes insbesondere an der Änderung des Bodenwassergehaltes, der Klimaparameter und des pH-Wertes ablesbar.

Die Ergebnisse des Tests einer bundesweiten sowie regional differenzierten Kartierung der Leistungspotenziale zur Kohlenstoffspeicherung (vgl. Kapitel13.4.3.6) zeigen, dass sich die Methoden der ANOEST-Gruppierung und die darauf angewandte Matrixmethode zur Potenzialbewertung bewähren. Ein Informationsverlust hinsichtlich des Kohlenstoffspeicherpotenzials konnte bei der Clusterung vermieden werden.

Mit dem Matrixansatz konnten 95.192 km^2 Wald hinsichtlich ihres Kohlenstoffspeicherpotenzials bewertet werden, das sind 83,5% der gesamten Waldfläche Deutschlands und 100% der kartierten ANOEST-Flächen. Dabei hat sich die Gruppierung der ANOEST bewährt, da diese zur besseren Übersichtlichkeit und Auswertbarkeit geführt hat.

Die höchste Wertstufe weisen ANOEST-Gruppen wie reiche Buchenwälder (z.B. „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald“, „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“, „subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Buchenwald“) auf. Kiefernwälder – und –forsten, die meist auf trockene oder feuchte nährstoffarme Standorte beschränkt sind, weisen dagegen nur geringe Kohlenstoffspeicherkapazitäten auf.

Der Datenbestand aus der BÜK1000N und der ANOEST-Datenbank sowie die Klimadaten des DWD erscheinen als eine ausreichende Grundlage für die Abschätzung der potenziellen Kohlenstoffspeicherfunktion im Maßstab 1:1 Mio. Für größere Maßstäbe oder für eine standortspezifische Schätzung kann die Deutschlandkarte nicht ohne weiteres verwendet werden.

Sowohl die Referenzprofildatenbank der BÜK1000N als auch die Klimadaten stammen aus einer Zeit, in der der Einfluss menschlicher Tätigkeiten bereits zu erheblichen Veränderungen des Referenzzustandes geführt hat. Insofern handelt es sich nicht um Referenzwerte im strikten Sinne dieses Projektes (1960-1990). Bodendaten aus einer Zeit vor dem massiven Einfluss des Menschen sind jedoch nicht ausreichend verfügbar. Die Referenzbodenprofile charakterisieren jedoch laut BGR (2014) typische Bodeneigenschaften.

Für die Ermittlung der Abweichung des aktuellen vom Referenzzustand liegen bundesweit die C-Vorräte in Datenbank der forstlichen Bodenzustandserhebung BZE I und II (Wellbrock et al. 2017) vor. Eine Auswertung war bisher nicht möglich, da die Daten im Projektzeitraum nicht rechtzeitig zu Verfügung standen.

13.4.4 Oberirdische Biomasse-Primärproduktion

13.4.4.1 Möglichkeiten der deutschlandweiten Bewertung der oberirdischen Biomasse-Primärproduktivität durch Verknüpfung mit Zustandsinformationen zu Waldökosystemen

Der Attribut-Datensatz der aktuell naturnahen Ökosystemtypen (Jenssen et al. 2013) enthält für Ökosystemtypen (ANOEST) Spannen zu

- Nettoprimärproduktion (Baumholz) zum Zeitpunkt der Kulmination in t TS ha^{-1} a^{-1},
- pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis,
- Gehalte an organischem Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Kalium, Kalzium, Magnesium,
- Feuchtezahl und
- Effektive Kationenaustauschkapazität.

Diese Angaben sind jedoch nur für 60 der 135 ANOEST enthalten, so dass bei der deutschlandweiten Darstellung Datenlücken auftreten. Die Angaben der Nettoprimärproduktion in der Referenzzustandsbeschreibung der ANOESTbasieren auf der statistischen Auswertung einer Vielzahl von empirisch erhobenen Daten. Diese Angaben, die eine sehr wichtige Grundlage für die Bewertung bilden, sollen im Folgenden regelbasiert mit Erklärungsparametern untersetzt werden (vgl. Kapitel 13.4.4.4). Damit lassen sich nach der folgenden Methode Datenlücken für die Referenz-Ökosystemtypen auffüllen, um eine deutschlandweite Kartierung der Leistungspotenziale der Wald- und Forst-ANOEST zu ermöglichen (vgl. Kapitel 13.4.4.5).

Zum anderen dient die Methode dem Anwender insbesondere zur Verknüpfung von Zustandsinformationen mit den Referenzökosystemtypen zur Abschätzung möglicher Abweichungen vom aktuellen zum Referenzzustand im konkreten Einzelfall. So können Anwender denjenigen Einflussfaktor identifizieren, der überwiegend die Abweichung der aktuellen Biomasseprimärproduktivität vom Leistungspotenzial im Referenzzustand verursacht (Kapitel 13.4.4.2) und daraus Schlüsse für die Effektivierung von Wiederherstellungsmaßnahmen des Leistungspotenzials ziehen.

Weiterhin kann die folgende Methode alternativ zum Vorschlag in Kapitel 10 angewendet werden, wenn die Ermittlung des jährlichen Zuwachses an Holzmasse nicht oder nur schwierig möglich ist, z.B. wenn die Effektivität geplanter Auf- oder Umforstungen eingeschätzt werden soll.

13.4.4.2 Kriterien zur Bewertung der Nettoprimärproduktivität der ANOEST

13.4.4.2.1 Bewertung der pflanzenphysiologischen Nettoprimärproduktivität

Die Bewertung der pflanzenartspezifischen Nettoprimärproduktivität für den Referenzzustand der Ökosystemtypen soll sich am Potenzial der Arten auf Standorten im nachhaltigen ökologischen Gleichgewicht des Nährstoff-, Wasser- und Energiehaushaltes orientieren. Deshalb sind für die Abschätzung insbesondere solche Ertragstafeln und Ertragsstatistiken auszuwerten, die an Standorten erhoben wurden, die ein mehr oder weniger harmonisches Gleichgewicht der Standortfaktoren repräsentieren oder zum Zeitpunkt der Erhebung repräsentiert haben, mithin Erhebungen insbesondere aus der Zeit vor 1960. Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung der potenziellen Nettoprimärproduktivität in Wald-LRT dienen Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten. Über 100 Jahre (abweichend zur Angabe des Zuwachses zum Zeitpunkt der Kulmination in der ANOEST-Datenbank) wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart aus den Ertragstafeln ermittelt. Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (Nagel et al. 2008). Es wird angenommen, dass die Rinde, wie derzeit allgemein üblich, aus dem Bestand ausgetragen wird. Die Bewertung der baumartenspezifischen Nettoprimärproduktivität erfolgt mit Bewertungspunkten von

0 bis 5, wobei die 0 nicht vergeben wird, da jede Baumart und jeder Boden eine Nettoprimärproduktivität aufweist (Tabelle 79).

Tabelle 79: Spannen der Nettoprimärproduktivität (Baumholz) der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]		Bewertungs-punkte
	Nettoprimärproduktivität der Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde	Nettoprimärproduktivität der schlechtesten Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde	
	$E_{max(Phyto)}$	$E_{min(Phyto)}$	
	[t TS ha^{-1} a^{-1}]	[t TS ha^{-1} a^{-1}]	
Gemeine Kiefer	3,5	1,4	3
Gemeine Fichte	4,9	3,2	5
Berg-/ Schwarzkiefer	0,7	0,7	1
Weiß-Tanne	3,5	3	3
Europ. Lärche	2,5	2	2
Rotbuche	4,9	2,4	5
Stiel- und Trauben-Eiche	4	1,4	4
Erle	4,3	2,5	4
Birke, alle Arten	2,8	2,1	2
Weiden, alle Arten	2,3	1,6	2
Ulme, alle Arten	4,8	3	4
Esche	3,7	2,5	4
Eberesche	2,1	1,6	2
Linde, alle Arten	5,2	3	5
Ahorn, alle Arten	3,5	2,5	3
Pappeln, Espe	4,5	1,1	4

Quellen: Wiedemann 1943 in Schober 1975, Wiedemann 1936 in Schober 1975, Schober 1967 in Schober 1975, Jüttner 1955 in Schober 1975, Mitcherlich in Schober 1975, Schwappach 1929 in Schober 1975, Schober 1975, Bauer 1953, Wimmenauer 1919, Erteld 1952, Böckmann 1990, Schober 1987, Knapp 1973

13.4.4.2.2 Ermittlung der bodenspezifischen Nettoprimärproduktivität

Die nachfolgend beschriebene Methode dient dazu, einen diskreten bodentypischen Wert innerhalb der vegetationstypspezifischen Spanne der Nettoprimärproduktivität (Tabelle 79) unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Bodeneigenschaften zu konkretisieren. Dazu ist zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte eines durchwurzelten Profils erforderlich. Dabei werden die einzelnen Kriterien wie folgt bewertet:

***Bodenarten und ihre Entstehungsgeschichte*:** Die Nomenklatur der Bodenarten richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartierungsanleitung (Arbeitsgruppe Bodenkunde 2005). Auf die Ausprägung der Kriterien Gründigkeit kann vereinfachend indirekt aus der Entstehung sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand geschlossen werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in die Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden).

Porenanteile mit Totwasser, pflanzenverfügbarem Haftwasser und mit Luft: Die Volumenanteile und Durchmesser von wasser- und luftgefüllten Poren sowie die Saugspannung der verschiedenen Bodenarten wurden aus Ergebnissen von Müller et al. und Mückenhausen (in Amberger 1988, S. 76) entnommen.

Der Anteil an pflanzenverfügbarem Haftwasser (= nutzbare Feldkapazität) ist bei den verschiedenen Lagerungsdichten im Mittel mit 26 vol % in Schluffen und sandigen Schluffen am höchsten, mit ca. 10 vol % in reinen Sanden am niedrigsten. Die Klassifizierung ergibt sich aus folgender Einteilung (Tabelle 80):

Tabelle 80: Einfluss von pflanzenverfügbarem Haftwasser auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials

Anteil an pflanzenverfügbarem Haftwasser	Bewertungspunkte
> 22 vol%	5
20 - 22 vol%	4
17 - < 20 vol%	3
13 - < 17 vol%	2
< 13 vol%	1

Der Porenanteil durchwurzelbarer luftgefüllter Poren ist bei reinen Sanden mit 36 vol% am höchsten, mit 4 vol% in Tonen am niedrigsten (Tabelle 81).

Tabelle 81: Einfluss des Porenanteils durchwurzelbarer luftgefüllter Poren auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials

Anteil an durchwurzelbaren luftgefüllten Poren	Bewertungspunkte
> 15 vol%	5
12 - 15 vol%	4
9 - < 12 vol%	3
5 - < 9vol%	2
< 5 vol%	1

Bei einem Verhältnis der Poren mit verfügbarem Haftwasser zu luftgefüllten durchwurzelbaren Poren von 1:1 ist ein optimales Pflanzenwachstum gegeben (Amberger 1988).

Komplementär zu den Luftporenanteilen verhalten sich die ***Anteile wassergefüllter Poren***, in denen die Wasserspannung durch Adhäsion größer als die Saugspannung der Pflanzenwurzeln ist (pF > 4,2 = Totwasser). Der Anteil von sehr kleinen Poren mit hohen Adhäsionskräften ist in Tonen besonders hoch (42 vol%), in groben Sanden gleich Null (Tabelle 82).

Tabelle 82: Einfluss des Anteils wassergefüllter Poren auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials

Porenanteil mit Totwasser	Bewertungspunkte
< 5 vol%	5
5 - < 10 vol%	4
10 - < 15 vol%	3
15 - 25 vol%	2
> 25 vol%	1

Haftwasser führt in Böden mit hohem Anteil an Mittel- und Feinporen bei geringem Anteil an Grobporen (Schluffe, Tone) zu Luftmangel und haftwasserbedingter Staunässe. Die Staunässegefährdung kann demzufolge ebenfalls aus dem Totwasserporenanteil (pF > 4,2) abgeleitet werden.

Austrocknungsgefährdung: Die Versorgung der Pflanzen mit Wasser in anhydromorphen bzw. entwässerten Böden hängt unmittelbar von der nutzbaren Feldkapazität ab. Während bei großen Bodenporen (z.B. in Böden, die überwiegend aus Sand bestehen) die Adhäsions- und Adsorptionskräfte nicht zur Bildung einer Wassersäule in der Pore ausreichen, das Niederschlagswasser also überwiegend als Sickerwasser in die tieferen Bodenschichten abfließt und den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung steht, stellt die sehr hohe Haftspannung gegenüber Wasser in den engen Poren z. B. von Schluffen und Tonen ebenso einen unwiederbringlichen Wasserverlust für die Pflanzen dar (permanenter Welkepunkt bei pF > 4,2). Beide Bodenarten sind also besonders austrocknungsgefährdet. Die Kombination aus dem Totwasserporenanteil und dem des Luftporenanteils ergibt die Klassifizierung der Austrocknungsgefährdung (Tabelle 83).

Tabelle 83: Einfluss des Totwasser- und Luftporenanteils auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials

Summe aus Totwasser- und Luftporenanteil	Bewertungspunkte
< 20 vol%	5
20 - <25 vol%	4
25 - <30 vol%	3
30 - 35 vol%	2
> 35 vol%	1

Grundwassereinfluss*:* Dieses Kriterium gibt den Einfluss des Grundwassers auf das Pflanzenwachstum der nicht nässeabhängigen Pflanzenarten an. Dabei gilt, dass bei einem Grundwasserflurabstand kleiner als die potenziell vorhandene Durchwurzelungstiefe das Pflanzenwachstum aufgrund von Luftmangel in den Bodenporen beschränkt wird. Unmittelbarer Grundwassereinfluss (Grundnässe) kann also einen ungünstigen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben. Günstigen Einfluss hat ein Grundwasserflurabstand, bei dem die bodenartenspezifische kapillare Aufstiegskraft [geschlossener Kapillarraum, Kuntze et al. (1988)] die effektive Durchwurzelungstiefe erreicht und so für ständig ausreichende Bodenfeuchte sorgt. Erreicht der geschlossene Kapillarraum über dem Grundwasserstand in der Regel nie die effektive Durchwurzelungstiefe, wird in dieser Bewertung der nicht vorhandene Einfluss des Grundwassers mit der Klasse „sehr ungünstig“ belegt. Er hängt jedoch auch von der Entstehungsart der Böden ab. Es kann deshalb vereinfachend davon ausgegangen werden, dass diluviale, Löss- und Verwitterungsböden nicht grundwasserbeeinflusst sind, alluviale und

Küstenböden dagegen in der Regel grundwassernah sind, d. h. die effektive Durchwurzelungstiefe vom Kapillarraum erreicht wird.

Humusspiegel: Der Humusspiegel (= Gehalt an organischer Substanz im Mineral-Oberboden) ist wesentlich abhängig von den Klimaeinflüssen, Jahresmitteltemperatur und Niederschlag sowie vom Basen- und Stickstoffeinfluss. Die organische Substanz des Bodens ist von enormer Bedeutung z. B. für die Wasserspeicherfähigkeit, die Basensorptionskraft und damit für die Nährstoffspeicherung und -mobilität. Deshalb wurde der Humusspiegel als Kriterium zur Bewertung des Nährstoffhaushaltes herangezogen.

Tabelle 84: Einfluss von Klima- / Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels

Bodenart	mit	mit	anhydromorph in der Klima-/Höhenstufe							mit
	Grund-wasser-einfluss	Stau-wasser-einfluss	Kammla-gen höhere Bergla-gen	mitt-lere Berg-lage	untere Bergla-gen und Hügel-land	untere Bergla-gen und Hügel-land	Tief-land	untere Bergla-gen und Hügel-land	Tief-land	Erosi-ons-beding tem Abtrag
			mit feuchtem kühlen Klima			mit mäßig tro-ckenem Klima		mit trockenem warmen Klima		
Ss	3	3	2	2	4	4	4	4	4	2
Su2, Sl2, Sl3, St	4	3	4	4	4	3	4	3	3	4
Su3, Su4	4	3	4	4	4	3	3	3	3	4
Slu, Sl4, St3	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	5	4	3	3	4	3	3	4	4	3
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	5	4	4	4	3	4	4	3	4	4
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	5	5	4	4	3	5	5	3	5	5

Erläuterung: 1= sehr ungünstig 2= ungünstig 3= mäßig günstig 4= günstig 5= sehr günstig

Kationenaustauschkapazität: Die Kationenaustauschkapazität stellt die potenzielle Menge an austauschbaren Kationen, die für die Pflanzenernährung notwendig sind (Kalzium-, Magnesium-, Kalium-, Ammoniumionen), sowie anderer Ionen (z. B. Wasserstoff- und Aluminiumionen) im Bodenkomplex dar. Art und Mengenanteile der Tonminerale und organischen Stoffe bedingen die Kationenaustauschkapazität. Die Kationenaustauschkapazität der Tonminerale ist im Wesentlichen permanent vorhanden. Die bodenartenspezifischen potenziellen Kationenaustauschkapazitäten sind bei hohen Ton- und Schluffgehalten in den oberen Horizonten am höchsten (30 $cmol_c/kg$ bei lehmigen, schluffigen und reinen Tonen), am niedrigsten (2 $cmol_c/kg$) bei Grus und reinen Sanden (Arbeitsgruppe Bodenkunde 2005). Nach Tabelle 85 soll gelten:

Tabelle 85: Einfluss der Kationenaustauschkapazität auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials

Kationenaustauschkapazität	Bewertungspunkte
> 20 $cmol_c$/kg	5
15 - 20 $cmol_c$/kg	4
10 - <15 $cmol_c$/kg	3
5 - <10 $cmol_c$/kg	2
<5 $cmol_c$/kg	1

Gründigkeit: Angaben zur Gründigkeit (flach-, mittel- oder tiefgründig) können vereinfachend indirekt aus der Entstehung sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand abgeleitet werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden). Dabei wurde der Einfluss der Gründigkeit auf das Pflanzenwachstum wie folgt klassifiziert (Tabelle 86):

Tabelle 86: Einfluss der Gründigkeit auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials

Gründigkeit	Bewertungspunkte
tiefgründig	5
mittel- bis tiefgründig	4
mittelgründig	3
mittel- bis flachgründig	2
flachgründig	1

Verfestigungsneigung: Dieses Kriterium gibt den Grad des inneren Zusammenhaltes von Horizonten oder Schichten infolge der Einwirkung verkittender Substanzen an. Die Verfestigungsneigung ist umso größer, je höher der Verkittungsgrad der Bodenteilchen (z. B. durch Einlagerungen) ist. Nach Hennings (1994) neigen besonders nicht bindige humusarme Böden zur Bildung von Kittgefügen mit hohem Verfestigungsgrad. Es wird wie folgt eingeschätzt (Tabelle 87):

Tabelle 87: Einfluss der Verfestigungsneigung auf die Ausbildung des bodenspezifischen Ertragspotenzials

Bodentypen	Bewertungspunkte
Böden ohne Podsolierungsneigung	5
Fahlerden	4
Bänder-Braunerden	3
podsolige Braunerden	2
Sand-Podsole	1

Zur Ermittlung der bodenspezifischen Nettoprimärproduktivität werden die einzelnen Parameter je nach Bodenart bestimmt (Tabelle 88).

Tabelle 88: Bewertung bodenart- und -entstehungsabhängiger Bodeneigenschaften der einzelnen Horizonte eines Bodenprofils bezüglich des Einflusses auf die potenzielle Nettoprimärproduktivität

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung 5. Auflage	Entstehung	Bodenwasserhaushalt			Nährstoffhaushalt			Bodengefüge		
		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grund- o. Stauwassereinfluß	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigungsneigung im B-Horizont
Ss	D	5	1	1	1	1	1	3	5	1
	Al	5	1	4	1	1	1	4	5	1
	K	5	1	1	1	1	1	2	5	1
	V	5	1	1	1	1	1	2	5	1
Su2, Sl2, Sl3, St2	D	4	2	1	3	1	2	3	5	1
	Al	4	2	5	3	1	2	4	5	1
	K	4	2	4	3	1	2	3	5	1
	V	4	2	3	3	1	2	2	5	1
Su3, Su4	D	3	3	2	4	2	2	3	5	2
	Lö	3	3	2	4	2	2	5	5	2
	Al,K	3	3	5	4	2	2	4	5	2
	V	3	3	3	4	2	2	2	5	2
	Vg	3	3	1	4	2	2	1	5	2
Slu, Sl4, St3	D	3	4	2	5	2	3	3	4	3
	Lö	3	4	2	5	2	3	5	4	3

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung 5. Auflage	Entstehung	Bodenwasserhaushalt			Nährstoffhaushalt			Bodengefüge		
		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grund- o. Stauwassereinfluß	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigungsneigung im B-Horizont
	Al,K	3	4	5	5	2	3	5	4	3
	V	3	4	3	5	2	3	2	4	3
	Vg	3	4	1	5	2	3	1	4	3
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	D	3	4	3	5	3	4	3	3	4
	Lö	3	4	2	5	3	4	5	3	4
	Al	3	4	5	5	3	4	5	3	4
	K	3	4	4	5	3	4	3	3	4
	V	3	4	3	5	3	4	2	3	4
	Vg	3	4	1	5	3	4	1	3	4
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	D	2	3	3	4	4	3	3	2	5
	Al	2	5	5	4	4	4	5	2	5
	Lö	2	3	2	4	4	4	5	2	5
	K	2	3	4	4	4	3	4	2	5
	V	2	3	3	4	4	3	2	2	5
	Vg	2	3	1	4	4	3	1	2	5
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	D	1	1	2	3	5	5	3	1	5
	Al	1	1	5	3	5	5	4	1	5
	Lö	1	1	2	3	5	5	5	2	5
	K	1	1	4	3	5	5	1	1	5
	V	1	1	3	3	5	5	2	1	5
	Vg	1	1	2	3	5	5	1	1	5
Hh		1	1	1	1	5	1	1	1	1
Hn		1	1	1	2	5	3	4	3	1

Erläuterung: $EP_{(geo\text{-}hor)}$ = relative, durch den Boden bestimmte Nettoprimärproduktivität
1= sehr ungünstig, 2= ungünstig, 3= mäßig günstig, 4= günstig, 5= sehr günstig

D = diluviale Böden des wellig-hügeligen Flachlandes und der Hügelländer
Lö = Böden der Lößgebiete
Al = alluviale Böden der breiten Flusstäler, einschließlich Terrassenflächen und Niederungen
K = Böden der Küstenregionen
V = Verwitterungsböden aus Festgesteinen und deren Umlagerungsdecken der Berg- und Hügelländer
Vg = gesteinsreiche Verwitterungsböden des Hochgebirges

Setzt sich ein Bodenprofil aus Horizonten verschiedener Bodenarten zusammen, wird der Mittelwert der Bewertungspunkte über das Profil ($EP_{(geo\text{-}prof)}$), d. h. über alle Horizonte des Wurzelraumes unter Berücksichtigung der jeweiligen Dicke jedes Horizontes, gebildet (tiefenstufengewichtete Mittelung).

13.4.4.2.3 Ermittlung der klimaspezifischen Nettoprimärproduktivität

Bis hierher sind ausschließlich boden- und vegetationstypspezifische Parameter in die Bestimmung der Nettoprimärproduktivität eingegangen. Ein klimaökologisch hochsignifikanter Einflussfaktor ist vor allem die Länge der Vegetationszeit. Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von ≥ 10 °C), desto größer die Nettoprimärproduktion. Gute bis sehr gute Zuwachsleistungen werden durch Vegetationszeiten von 100 Tagen (mittlere montane Lagen) bis 200 Tagen (planare Tieflandlagen) gefördert, während im hochmontanen und alpinen Raum (60-100 Tage) die Nettoprimärproduktion deutlich unter die bodenspezifische Nettoprimärproduktivität sinkt. Deshalb wird die bodenspezifische Nettoprimärproduktivität mit der Vegetationszeitdauer wie folgt in Beziehung gesetzt und bewertet:

Tabelle 89: Bewertungsmatrix der Vegetationszeitlänge in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur als Einflussfaktor auf die Nettoprimärproduktivität

Klassifizierung der Jahresdurchschnittstemperatur	Klassifizierung der Vegetationszeitlänge d<10°C TMT a^{-1}	Bewertungspunkte
-4 bis 8 °C	65-135	1
4,7 bis 11,1	120-175	3
5,5 bis 11,1	145-175	4
8,1 bis 12	165-190	5

Aber auch die Niederschlagsmenge beeinflusst die Nettoprimärproduktivität. Dieser Einfluss wird wie folgt bewertet:

Tabelle 90: Bewertungsmatrix der Jahresniederschlagsmenge als Einflussfaktor auf die Nettoprimärproduktivität

Klassifizierung der Jahresniederschlagssumme	Bewertungspunkte
1065 bis 2710 mm	5
745 bis 1291 mm	4
514 bis 854 mm	3
380 bis 632 mm	2
< 400 mm	1

13.4.4.3 Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST zur Biomasse-Primärproduktion

Die Kriterien für die Bewertung der Biomasse-Primärproduktion wurden für die 125 Wald-ANOEST auf Basis der Klassifizierungsrahmen bewertet (vgl. Anhang A6.11). Bei der Zusammenführung der einzelnen Kriterienbewertungspunkte wurde eine Rangfolge der Kriterien berücksichtigt, die davon ausgeht, dass die einzelnen Kriterien nicht gleichgewichtet in eine Zusammenführung eingehen sollten. Dem Kriterium pflanzenphysiologische Nettoprimärproduktion (jährlicher oberirdischer Baumholzzuwachs) wurde die erste Priorität eingeräumt, gefolgt vom Boden-Wasserhaushalt, dem Nährstoffhaushalt, dem Bodengefüge und dem Klimaeinfluss jeweils als Teilsummenfaktoren.

Tabelle 91: Übersicht der Regeln für die Zusammenführung der Einzelkriterienbewertungen zur Gesamtbewertung der Biomasseproduktivität (jährl. Baumholzmassezuwachs)

Priorität	Teilsummen-Faktor	Kriterium	Zusammenführung zu Teilsummen
1	pflanzenphysiologische Nettoprimärproduktion (jährlicher oberirdischer Baumholzzuwachs) (P)		P=P
2	Bodenwasserhaushalt (W)	Nutzbare Feldkapazität (nFK)	W = (nFK+T+A+GS)/4
		Porenanteil mit Totwasser (Staunässeneigung) (T)	
		Austrocknungsgefährdung (A)	
		Grund- und Stauwassereinfluss (GS)	
3	Nährstoffhaushalt (N)	Kationenaustauschkapazität (Ae)	N =(Ae+nFK+H)/3
		Nutzbare Feldkapazität (nFK)	
		Humusspiegel (H)	
4	Bodengefüge (G)	Gründigkeit (Ü)	G = (Ü+D+F)/3
		Durchwurzelbarkeit (D)	
		Verfestigungsneigung (F)	
5	Klima (K)	Vegetationszeitlänge (VZ)	K = (VZ+PP)/2
		Jahresniederschlag (PP)	

Zum Bewertungspunkt für die pflanzenphysiologische Nettoprimärproduktion wurden dann entsprechend Zu- oder Abschläge nach folgender Formel vorgenommen:

NPP = P+((W-P)*0,5)+((N-P)*0,25)+((G-P)*0,125)+((K-P)*0,06)

NPP = Bewertungspunkte für die Biomasseprimärproduktivität insgesamt

P = Bewertungspunkte für die pflanzenphysiologische Nettoprimärproduktion (jährlicher oberirdischer Baumholzzuwachs)

W = Bewertungspunkte für den Bodenwasserhaushalt

N = Bewertungspunkte für den Nährstoffhaushalt

G = Bewertungspunkte für das Bodengefüge

K = Bewertungspunkte für das Klima

13.4.4.4 Ergebnisse der ANOEST-Bewertung und Vergleich

Die Ergebnisse der Bewertung der Einzelkriterien und die Gesamtbewertung des Leistungspotenzials zur Biomasseprimärproduktion (hier anhand des jährlichen Baumholzzuwachses im Durchschnitt über 100 Jahre bewertet) mit dem Matrixansatz (Kapitel 13.4.2.2) sind in Anhang A6.11 für die 125 ANOEST aufgelistet.

Daraus lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

Die Flächen mit hohem und sehr hohem Leistungspotenzial machen den größten Flächenanteil in Deutschland aus (74% der ANOEST-Wald-Flächen). Besonders große Flächen in dieser Kategorie nehmen die ANOEST-Gruppen „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger

Buchenwald“, „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ und „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“ ein. Dieses Potenzial konzentriert sich vorwiegend in den Mittelgebirgen Süd- und Westdeutschlands. Ein geringes oder sehr geringes Potenzial für die Biomasse-Primärproduktion wurde auf 3,7% der kartierten ANOEST-Flächen ermittelt Den größten Flächenanteil in dieser Kategorie nimmt die ANOEST-Gruppe „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst“ ein. Flächen mit geringem Leistungspotenzial befinden sich gehäuft in Nord-Sachsen (Niederlausitz) und ganz Brandenburg.

Vergleich der Bewertungen aus dem Matrixansatz (Kapitel 13.4.2.2) mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz (vgl. Kapitel 3):

Der Attribut-Datensatz der Ökosystemtypenkartierung (vgl. Kapitel 3) wie auch die entsprechenden Steckbriefe enthalten für 60 Ökosystemtypen (ANOEST) eine Angabe der jährlichen Zuwachsrate von Baumholz zum Zeitpunkt der Kulmination (jZR).

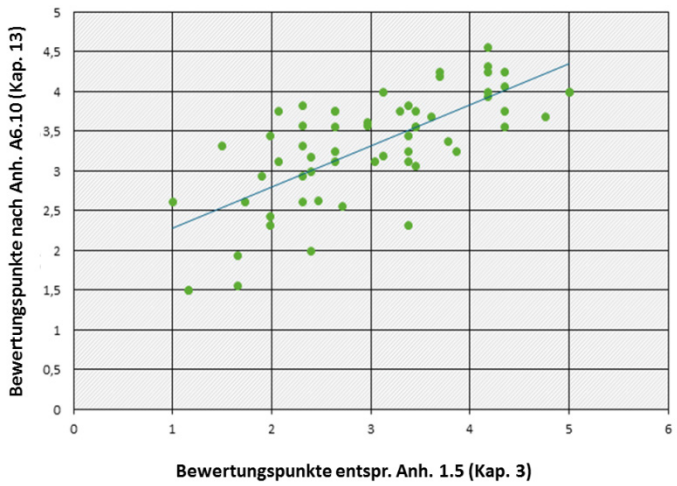
Um einen statistischen Vergleich beider Bewertungsverfahren durchführen zu können, wurden die Angaben der NPP in Wertstufen von 0-5 überführt, indem eine Umrechnung durchgeführt wurde. Dabei wird angenommen, dass der kleinste Wert nicht 0 sein kann, sondern wird mit 1 Punkt bewertet. Zwischen dem NPP-Minimum (=1 Punkt) und dem NPP-Maximum (=5 Punkte) aller 60 ANOEST-Referenzwerte wird durch Interpolation mit der ANOEST-spezifischen NPP die Bewertungspunktzahl nach folgender Formel berechnet wurde:

$$NPP = (jZR_{(ANOEST)} - jZR_{(min)})/(jZR_{(max)} - jZR_{(min)})*4+1$$

NPP = Bewertungspunkte für die Biomasseprimärproduktivität

Die graphische Darstellung des Vergleichs zeigt Abbildung 73.

Abbildung 73: Vergleich der Bewertung der Biomasseprimärproduktivität entsprechend Kapitel 3 vs. Anhang A6.10 (n=60 gepaart)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Der Spearman-Korrelationskoeffizient (linearer Zusammenhang) beträgt 0,72. Daraus ergibt sich nach Brosius (2013) eine starke Übereinstimmung der Bewertung nach dem Matrixansatz mit den Messwerten der Zuwachsrate.

Die Regressionslinie unterscheidet sich etwas, aber nicht signifikant von der 1:1-Linie ($t_{(gepaart)}$=-5,0). Die Differenz der Standardabweichungen beider Datenreihen ist mit 0,7 Punkten sehr gering.

Obwohl Unterschiede in der Datengrundlage für das pflanzenphysiologische Ertragspotenzial (jährliche Zuwachsrate zum Kulminationszeitpunkt versus jährliche Zuwachsrate im Durchschnitt über 100 Jahre) vorhanden sind, besteht dennoch diese hohe Übereinstimmung.

13.4.4.5 Datengrundlagen für die deutschlandweite Bewertung der oberirdischen Biomasse-Primärproduktion

Für die Abschätzung der potenziellen und aktuellen Funktionstüchtigkeit eines Wald-Ökosystems zur Netto-Biomasseprimärproduktion sind folgende Informationen erforderlich:

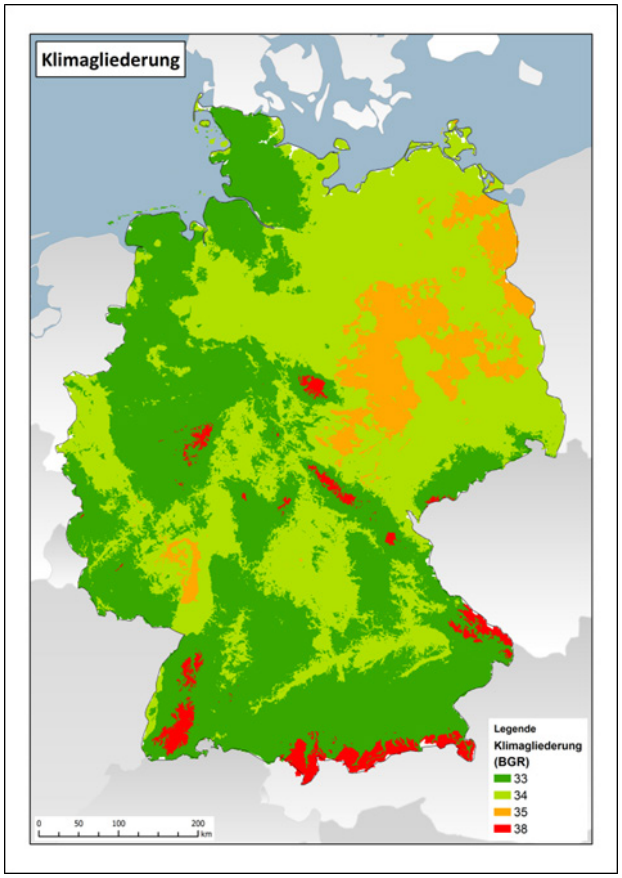
1. Hauptbaumart(en)
2. potenzieller und aktueller jährlicher Zuwachs an Derbholz
3. oder alternativ
4. Bodenprofil mit Horizontbezeichnung, Horizontmächtigkeit und Bodenart
5. Ökoklimazone

Welche dieser erforderlichen Datengrundlagen deutschlandweit für die Bewertung der potenziellen Lebensraumfunktion eines Wald-Ökosystemtyps (ANOEST) gegenwärtig verfügbar sind, wird im Folgenden dargestellt:

Die Datenbank der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte Deutschlands 1:1 Mio. (BGR 2014) enthält Referenzprofile für Waldstandorte auf 70 verschiedenen Bodenformen. Für jeden Bodenhorizont des Profils sind Angaben zur Bodenart, zur effektiven Austauschkapazität und potenziellen Kationenaustauschkapazität, zur nutzbaren Feldkapazität, zur Lagerungsdichte, zur Grundwasserstufe und zum Humusgehalt enthalten. Ausgehend von der Bodenart lassen sich die Porenanteile entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG Boden 2005) horizontweise ermitteln. Die Horizontbezeichnung gibt Aufschluss über die Gründigkeit und den Stauwassereinfluss sowie die humushaltigen Schichten. Damit sind alle notwendigen Daten zur Ermittlung der bodenspezifischen Nettoprimärproduktivität für die deutschen Wälder (im Maßstab 1:1 Mio.) gegeben.

Für die Bewertung des Klimaeinflusses auf die Nettoprimärproduktivität ergeben sich die notwendigen Datengrundlagen wie die langjährig durchschnittliche Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme als 30-jähriges Mittel aus dem Raster-Datensatz des Deutschen Wetterdienstes von 1981-2010 (DWD 2011). Die Vegetationszeitlänge ergibt sich aus der Anzahl der Tage im Jahr ≥ 10° C Tagesmittetemperatur (DWD 2011).

Abbildung 74: Pflanzengeographische Klimabereiche (Nomenklatur der Klimabereiche nach BRG 2014a, Abgrenzung der Klimabereiche aggregiert auf Basis nach BMVBS 2013, Nummerncodes entsprechen Tabelle 92)



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

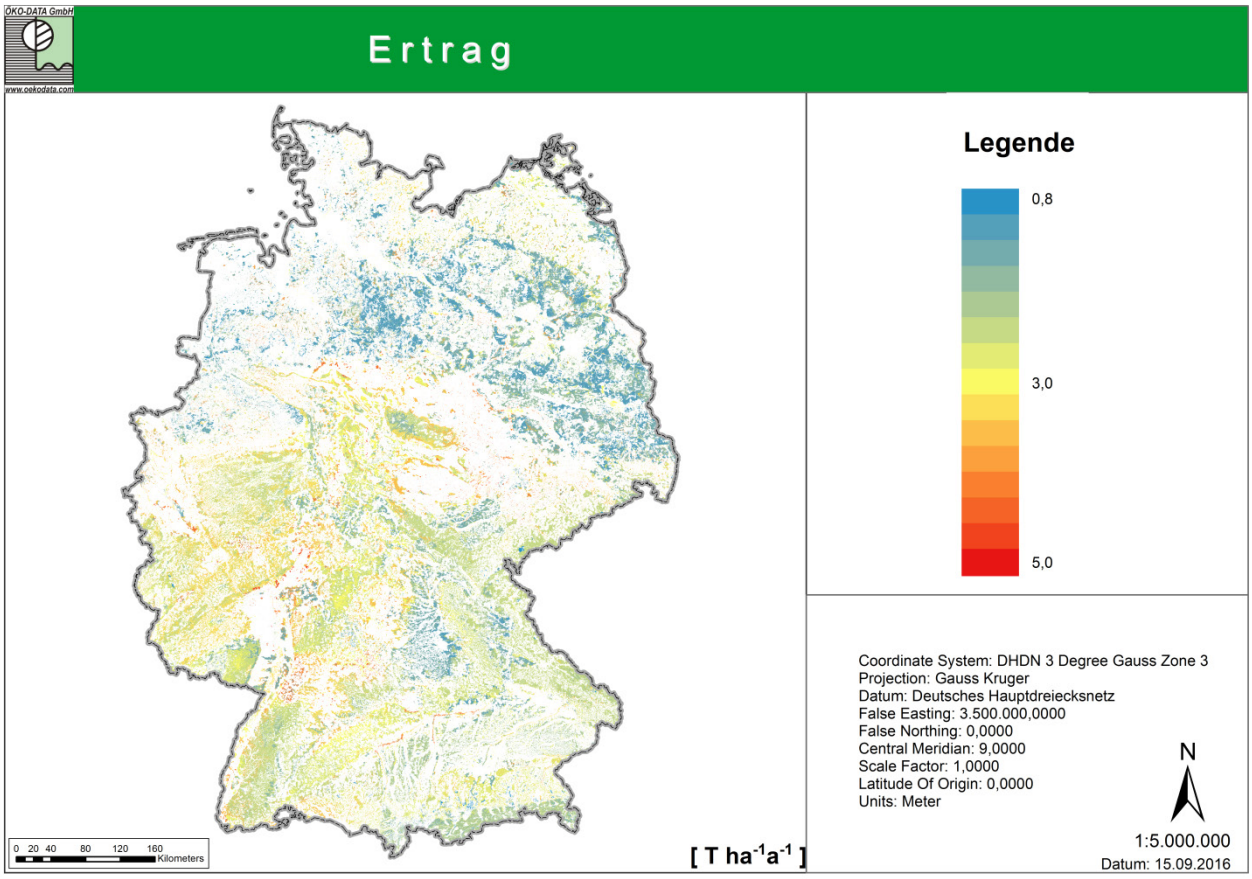
Tabelle 92: Zuordnung von Spannen der Vegetationszeitlänge zu Ökoklimazoneen

Ökoklimazone		Jahresdurchschnitts-temperatur	Vegetationszeitlänge d<10°C TMT a^{-1}
Gemäßigtes Gebirgsklima (Berg-Kiefer, Lärche, Fichte, z.T. Tanne)	38	-4 bis 8 °C	65-135
Gemäßigtes subozeanisches Klima, teilweise Gebirgsklima (Rotbuche, z.T. Tanne)	33	4,7 bis 11,1	120-175
Gemäßigtes subozeanisches bis gemäßigtes subkontinentales Klima, teilweise Gebirgsklima (Rotbuche)	34	5,5 bis 11,1	145-175
Gemäßigtes zentraleuropäisches bis subkontinentales Klima (Eichen, Wald-Kiefer, Hainbuche, Linden)	35	8,1 bis 12	165-190

Die baumartenspezifische Nettoprimärproduktivität ergibt sich aus der Hauptbaumart bzw. Baumarten, wie sie in den ANOEST-Namen genannt sind, in Verbindung mit Tabelle 79.

Das Ergebnis der Abschätzung der Nettoprimärproduktivität in allen Wäldern Deutschlands zeigt Abbildung 75.

Abbildung 75: Schätzung der Biomasseprimärproduktivität der ANOESTauf Basis von baumarten-, boden- und klimaspezifischen Bewertungskriterien



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

13.4.4.6 Test der Umsetzbarkeit

13.4.4.6.1 Statistische und räumliche Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion

Die Biomasse-Primärproduktion wird unter dem CICES-Klassifikationssystem als „pflanzliche und tierische Rohstoffe“ beschrieben. In der Tabelle 93 werden die prozentualen Flächenanteile der ANOEST-Gruppen pro Kategorie der ÖSL-Potenziale tabellarisch gegenübergestellt. Die nationale Übersichtskarte in Abbildung 76 zeigt die flächenhafte Verteilung der Leistungspotenziale.

Für 2 ANOEST-Gruppen wurde ein sehr geringes Leistungspotenzial für die ÖSL-Klasse „Biomasse-Primärproduktion“ ermittelt. Dies sind die ANOEST-Gruppen „Gemäßigtes Gebirgsklima, sehr nasses, armes organisches Hochmoor“, „subozeanisches, sehr nasses, armes organisches Hochmoor“, Durch die geringe Flächenausdehnung dieser ANOEST-Gruppen ist die Verteilung auf den nationalen Übersichtskarten nicht erkennbar. Sie sind punktuell in ganz Deutschland verteilt.

Für 6 ANOEST-Gruppen wurde ein geringes Potenzial für die Biomasse-Primärproduktion ermittelt. Den größten Flächenanteil in dieser Kategorie nimmt die ANOEST-Gruppe „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst“ ein. Flächen mit geringem Leistungspotenzial befinden sich gehäuft in Nord-Sachsen (Niederlausitz) und ganz Brandenburg.

Mittleres Potenzial zur Biomasse-Primärproduktion ist für 31 der ANOEST-Gruppen ermittelt worden und stellt die zweitgrößte Kategorie dar. Auf nationaler Ebene verteilt sich dieses ÖSL-Potenzial insbesondere in den Mittelgebirgen Deutschlands. In dieser ÖSL-Potenzialkategorie sind ANOEST-Gruppen wie z. B. „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst“ aufgeführt. Auch für die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst“, welche den flächenmäßig größten Anteil ausmacht, ist ein mittleres Leistungspotenzial ermittelt worden.

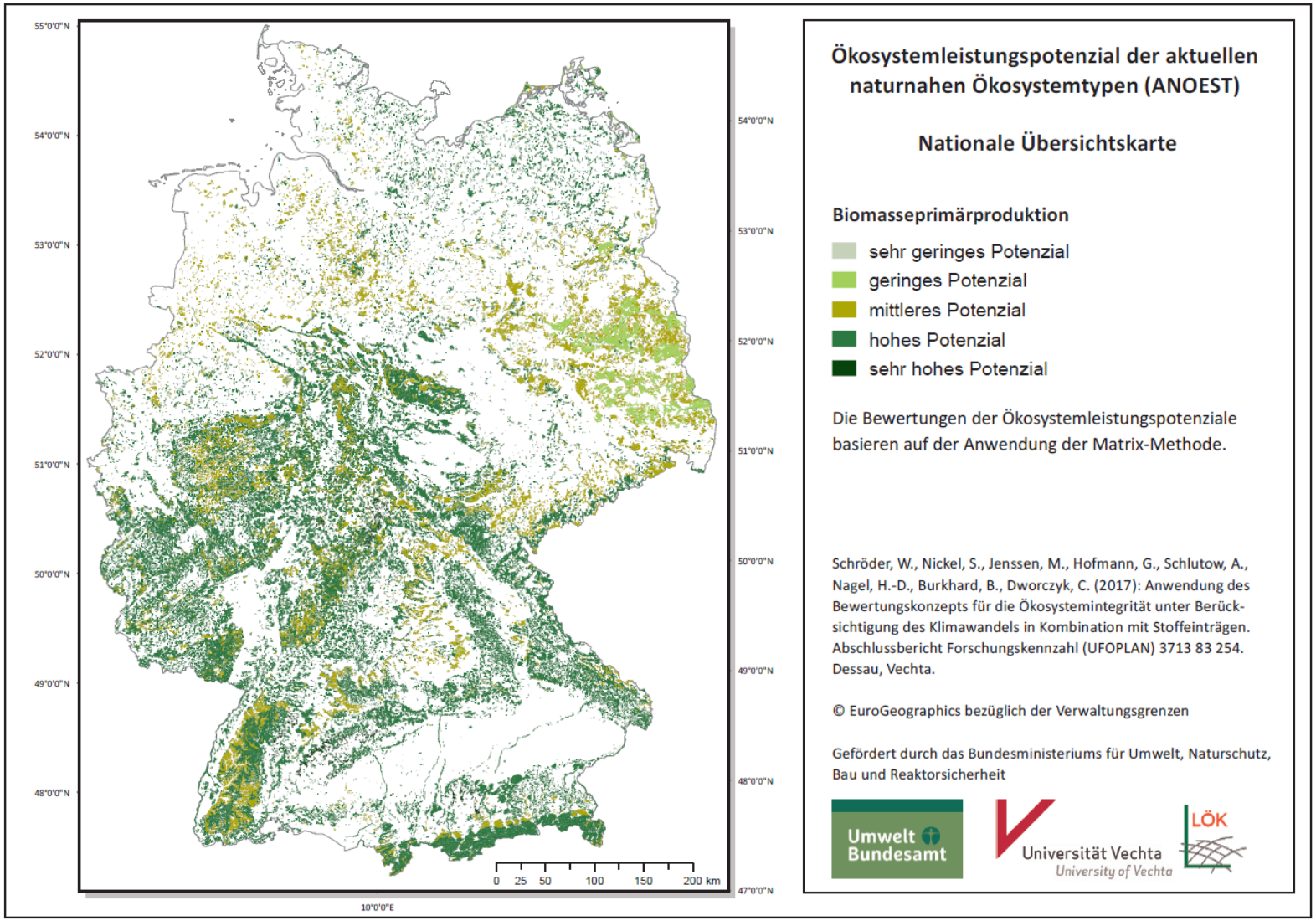
Die Flächen mit hohem Leistungspotenzial in Bezug auf die Biomasse-Primärproduktion sind in 35 ANOEST-Gruppen zu finden und machen den größten Flächenanteil in Deutschland aus. Besonders große Flächen in dieser Kategorie nehmen die ANOEST-Gruppen „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald“ und „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ ein.

Die ÖSL-Potenzialkategorie „sehr hohes Potenzial“ ist nur in einer ANOEST-Gruppe zu finden („subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“).

Tabelle 93: Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials der Wald-ANOEST-Gruppen für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion

Prozentuale Verteilung des deutschlandweiten Potenzials für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	0	0	0
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	76,25	0,1
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	3380,30	3,6
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	21364,20	22,4
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	69548,35	73,1
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	822,76	0,9

Abbildung 76: Räumliche Verteilung des deutschlandweiten Potenzials der Wald-ANOEST-Gruppen für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.4.6.2 Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“

Über die Verteilung der ÖSL-Potenzialkategorien der ÖSL „Biomasse-Primärproduktion“ in der Modellregion „Nordhessen und angrenzendes Mittelgebirge“ können folgende Aussagen gemacht werden (Tabelle 94, Abbildung 77):

Die ÖSL-Potenzialkategorie „sehr geringes Potenzial“ enthält nur die ANOEST-Gruppe „Gemäßigtes Gebirgsklima, sehr nasses, armes organisches Hochmoor“.

In dem Untersuchungsgebiet sind keine ANOEST-Flächen vorhanden, welche ein geringes Potenzial in der ÖSL Biomasse-Primärproduktion haben.

Die ÖSL-Potenzialkategorie „mittleres Potenzial“ ist hingegen auf einem Fünftel der Regionsfläche vertreten. Die ANOEST-Gruppen „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Traubeneichen-Buchenwald“ sowie „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst“ sind dabei die flächenmäßig größten Vertreter der ÖSL-Potenzialkategorie. Die ANOEST-Flächen mit mittlerem Potenzial sind in der gesamten Modellregion heterogen verteilt.

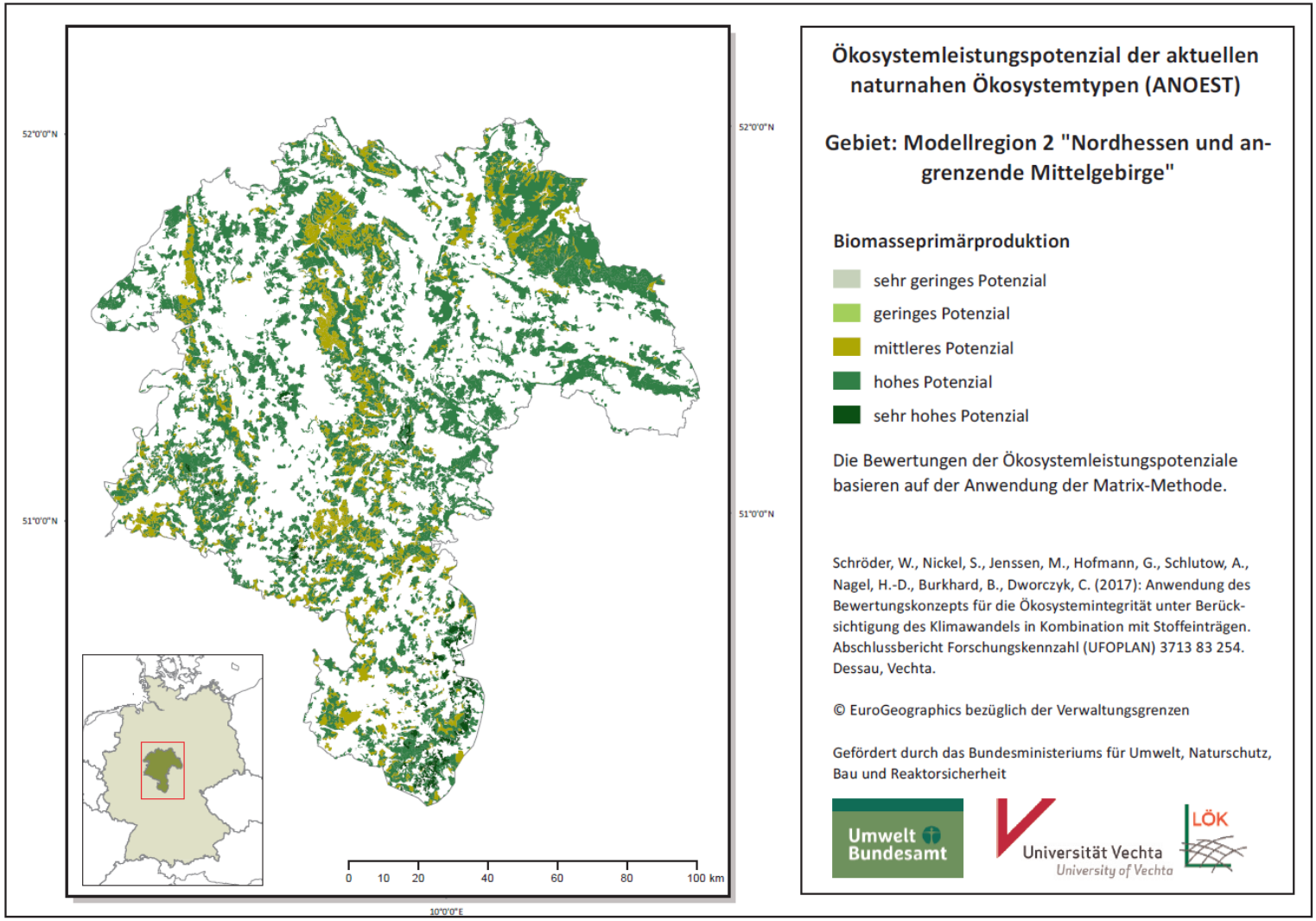
Die ANOEST-Flächen, bei denen ein hohes Potenzial zur Biomasse-Primärproduktion ermittelt wurden, gehören überwiegend den ANOEST-Gruppen „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald“ und „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald“ an. Bereiche mit hohem Leistungspotenzial in der untersuchten ÖSL machen den größten Flächenanteil aus und sind über die gesamte Region verteilt.

Die ÖSL-Potenzialkategorie „sehr hohes Potenzial“ ist nur mit einem geringen prozentualen Auftreten in der Modellregion 2 vertreten. In ihr zeigt sich nur die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“ kleinflächig im Süden der Modellregion.

Tabelle 94: Biomasse-Primärproduktion am Beispiel der Wald-ANOEST-Gruppen in der Modellregion "Nordhessen und angrenzendes Mittelgebirge"

Prozentuale Verteilung des Potenzials für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion Modellregion „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein Potenzial	0	0	0
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	0,07	0,001
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	0	0,0
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	1386,03	20,8
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	5129,48	76,9
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	153,4	2,3

Abbildung 77: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Biomasseprimär-Produktion in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.4.6.3 Nationalpark Kellerwald-Edersee

Im Nationalpark Kellerwald-Edersee sind die Potenziale für die Bereitstellung der ÖSL „pflanzliche und tierische Rohstoffe“ unterschiedlich verteilt und werden im Folgenden vorgestellt (Tabelle 95, Abbildung 78).

Die ÖSL-Potenzialkategorien „kein bedeutendes Potenzial “, „sehr geringes Potenzial“ und „geringes Potenzial“ sind nicht im Untersuchungsgebiet vertreten.

Mit einem prozentualen Anteil von weniger als 2% haben die ANOEST-Gruppen „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst“, „subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger Schwarzerlen-Auenwald“ und „subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Traubeneichen-Felstrockenwald“ mit einem mittleren Potenzial, pflanzliche und tierische Rohstoffe zur Verfügung zu stellen, nur einen sehr geringen Flächenanteil. Diese Flächen kommen vereinzelt im ganzen Nationalpark Kellerwald-Edersee vor.

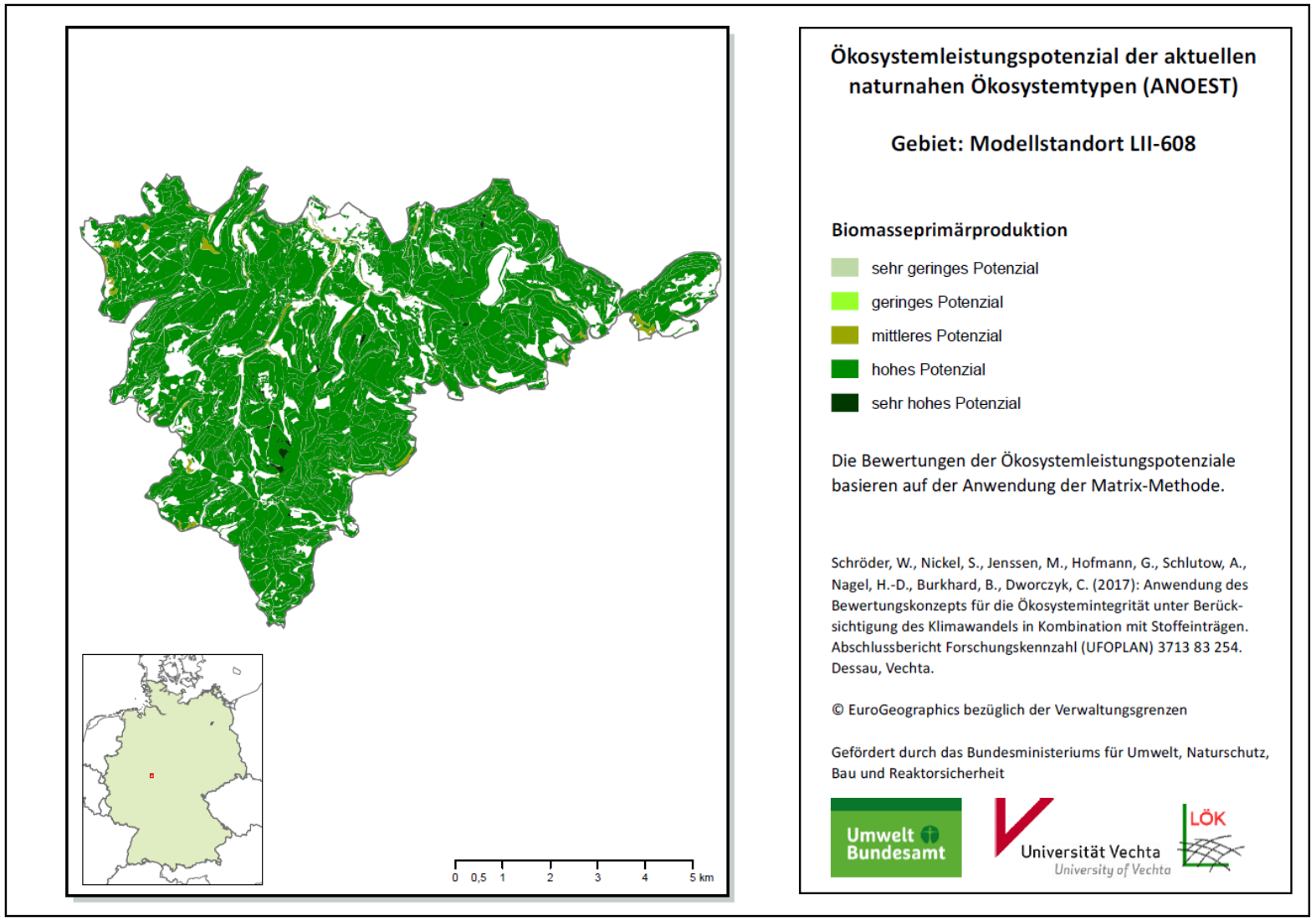
Mit einem prozentualen Anteil von 98 % nimmt die ÖSL-Kategorie „hohes Potenzial“ fast die gesamte Fläche des Nationalparks ein, was in der Übersichtskarte (Abbildung 78) deutlich zu erkennen ist. Mit einem Anteil von 70 % ist die ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald“ die häufigste vorkommende Gruppe, gefolgt von der ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ (16,6%).

Die leistungsfähigste ANOEST-Gruppe „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“ (0,3%) tritt u.a. im Zentrum des Nationalparks auf.

Tabelle 95: Biomasse-Primärproduktion am Beispiel Nationalpark Kellerwald-Edersee

Prozentuale Verteilung des Potenzials für die ÖSL Biomasse-Primärproduktion Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)			
	Mediane	**Flächensumme in [km²]**	**in [%]**
Kein bedeutendes Potenzial	<0,5	0	0
Sehr geringes Potenzial	0,5 -1,49	0	0
Geringes Potenzial	1,5 -2,49	0	0
Mittleres Potenzial	2,5 -3,49	0,63	1,4
Hohes Potenzial	3,5 -4,49	44,2	98,2
Sehr hohes Potenzial	4,5 -5	0,15	0,3

Abbildung 78: Räumliche Verteilung des Potenzials für die ÖSL Biomasseprimär-Produktion; Modellstandort LII-608 (Nationalpark Kellerwald-Edersee)



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.4.4.7 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die notwendige Erweiterung / Verbesserung des Datenbestandes

Der Vergleich der Bewertungen nach der Matrix-Methode (Kapitel 13.4.4.7) mit Messwerten der oberirdischen Holzmasseproduktion zum Kulminationszeitpunkt entsprechend Kapitel 3 ergibt eine hohe Übereinstimmung der Bewertung nach beiden Methoden. Der Spearman-Korrelationskoeffizient beträgt 0,72. Damit kann man die Matrix-Methode als validiert betrachten.

Dabei basiert die Bewertung des Leistungspotenzials mittels Matrixmethode naturgemäß überwiegend anhand nicht oder nur schwer veränderlicher Stammeigenschaften der Standorttypen. Die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand ist im Einzelfall vom Anwender des Matrixansatzes an der Änderung der Klimafaktoren (Jahresmitteltemperatur, Jahresniederschlagssumme, Länge der Vegetationszeit) und an der Änderung des Trophiestatus (C/N-Verhältnis, Basensättigung) ablesbar.

Die Ergebnisse des Tests einer bundesweiten sowie regional differenzierten Kartierung der Leistungspotenziale zur Biomasseproduktion(vgl. Kapitel13.4.4.6) zeigen, dass sich die Methoden der ANOEST-Gruppierung und die darauf angewandte Matrixmethode zur Potenzialbewertung bewähren.

Mit dem Matrixansatz konnten 95.192 km² Wald hinsichtlich ihrer Biomasseprimärproduktivität bewertet werden, das sind 83,5% der gesamten Waldfläche Deutschlands und 100% der kartierten ANOEST-Flächen. Dabei hat sich die Gruppierung der ANOEST bewährt, da diese zur besseren Übersichtlichkeit und Auswertbarkeit geführt hat.

Die Flächen mit hohem und sehr hohem Leistungspotenzial machen den größten Flächenanteil in Deutschland aus (74% der ANOEST-Wald-Flächen). Besonders große Flächen in dieser Kategorie nehmen die ANOEST-Gruppen „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald“, „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst“ und „subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald“ ein. Dieses Potenzial konzentriert sich vorwiegend in den Mittelgebirgen Süd- und Westdeutschlands. Ein geringes oder sehr geringes Potenzial für die Biomasse-Primärproduktion wurde auf 3,7% der kartierten ANOEST-Flächen ermittelt Den größten Flächenanteil in dieser Kategorie nimmt die ANOEST-Gruppe „zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst“ ein. Flächen mit geringem Leistungspotenzial befinden sich gehäuft in Nord-Sachsen (Niederlausitz) und ganz Brandenburg.

Der Datenbestand aus der BÜK1000N und der ANOEST-Datenbank sowie die Klimadaten des DWD erscheinen als eine ausreichende Grundlage für die Abschätzung der potenziellen Nettoprimärproduktivität im Maßstab 1:1 Mio. Für größere Maßstäbe oder für eine standortspezifische Schätzung kann die Deutschlandkarte nicht ohne weiteres verwendet werden. Erst, wenn eine genaue Prüfung ergeben hat, dass das Referenzbodenprofil der BÜK1000N tatsächlich auch am Untersuchungsstandort adäquat vorhanden ist, ist die Ertragsschätzung aus der Deutschlandkarte auf einzelne Teilareale oder Standorte übertragbar. Anderenfalls, wenn am Untersuchungsort ein atypisches Einsprengsel einer Bodenform vorliegt, die in der kartierten Bodeneinheit der BÜK1000N maßstabsbedingt nicht abgebildet ist, kann durch Analogieschluss von einer anderen Fläche auf den Untersuchungsstandort extrapoliert werden. Oder die Berechnung erfolgt anhand anderweitig erhobener Daten entsprechend der vorgeschlagenen Methode. Sowohl die Bodendatenbank als auch die Klimadaten stammen aus einer Zeit, in der der Einfluss menschlicher Tätigkeiten bereits zu erheblichen Veränderungen des Referenzzustandes geführt hat. Insofern handelt es sich nicht um Referenzwerte im strikten Sinne dieses Projektes (vgl. Glossar). Bodendaten aus einer Zeit vor dem massiven Einfluss des

Menschen sind jedoch nicht ausreichend verfügbar. Die Referenzbodenprofile charakterisieren jedoch laut BGR (2014) typische Bodeneigenschaften.

Die aktuellen Erträge können der Datenbank der forstlichen Bodenzustandserhebung BZE I und II (Wellbrock et al. 2017) entnommen oder hiervon abgeleitet werden. Eine Auswertung war bisher nicht möglich, da die Daten im Projektzeitraum nicht rechtzeitig zu Verfügung standen.

13.5 Diskussion

13.5.1 Synthese der Ergebnisse

In Form von ÖSL, die dem Menschen direkt (z.B. Versorgungsleistungen) oder indirekt (viele der Regulierungs- und Erhaltungsleistungen) bereitgestellt werden, werden die Funktionen von Ökosystemen oder Landschaften multifunktional durch die Gesellschaft genutzt (Stürck und Verburg 2017). Hierbei bestimmen die Prozesse und Strukturen der einzelnen Ökosysteme (hier die ANOEST-Gruppen), in welchem Ausmaß die ÖSL potenziell bereitgestellt und durch den Menschen genutzt werden können. Aufgrund der Multifunktionalität eines Ökosystems sollten die Kapazitäten einzelner ÖSL nicht isoliert, sondern möglichst in der Gesamtheit betrachtet werden – auch um die Gesamtheit und die Komplexität eines Ökosystems besser darstellen und verstehen zu können (Milcu et al. 2013, Jux et al. 2013). Bei einer Betrachtung von mehreren ÖSL fällt auf, dass häufig verschiedene ÖSL gebündelt auftreten. Anhand von ÖSL-Bündeln kann beschrieben werden, ob in dem untersuchten Ökosystem zwischen den einzelnen ÖSL Synergien oder Zielkonflikte (*Trade-offs*) bestehen oder in der Zukunft auftreten können (Raudsepp-Hearne et al. 2010).

Die Synergien und Zielkonflikte werden im Folgenden für vier exemplarisch ausgewählte ANOEST-Gruppen beschrieben. Der Betrachtung der synergetischen Beziehungen einzelner ÖSL und der Zielkonflikte liegen die Ergebnisse aus der Matrix 1.1 (Anhang A6.5) zugrunde. Diese Ergebnisse wurden für Visualisierungszwecke für die jeweilige ANOEST-Gruppe in Radardiagramme übertragen (Abbildungen 79-82). Darin sind die drei im Kapitel 13 näher betrachteten ÖSL-Potenziale durch fette Schrift hervorgehoben. Das ermittelte Leistungspotenzial, welches auf den Medianen der Matrix 1.1 beruht, wird in den Diagrammen mit der bereits verwendeten Farbabstufung dargestellt (vgl. Abbildung 55, Tabelle 96). In jedem Sektor wird das Leistungspotenzial einer ÖSL durch die Größe des Balkens und die farbige Gestaltung visualisiert. Zu beachten ist, dass das Leistungspotenzial „kein bedeutendes Potenzial“ (0) in dem gewählten Diagrammtyp farblich nicht hervorgehoben werden kann.

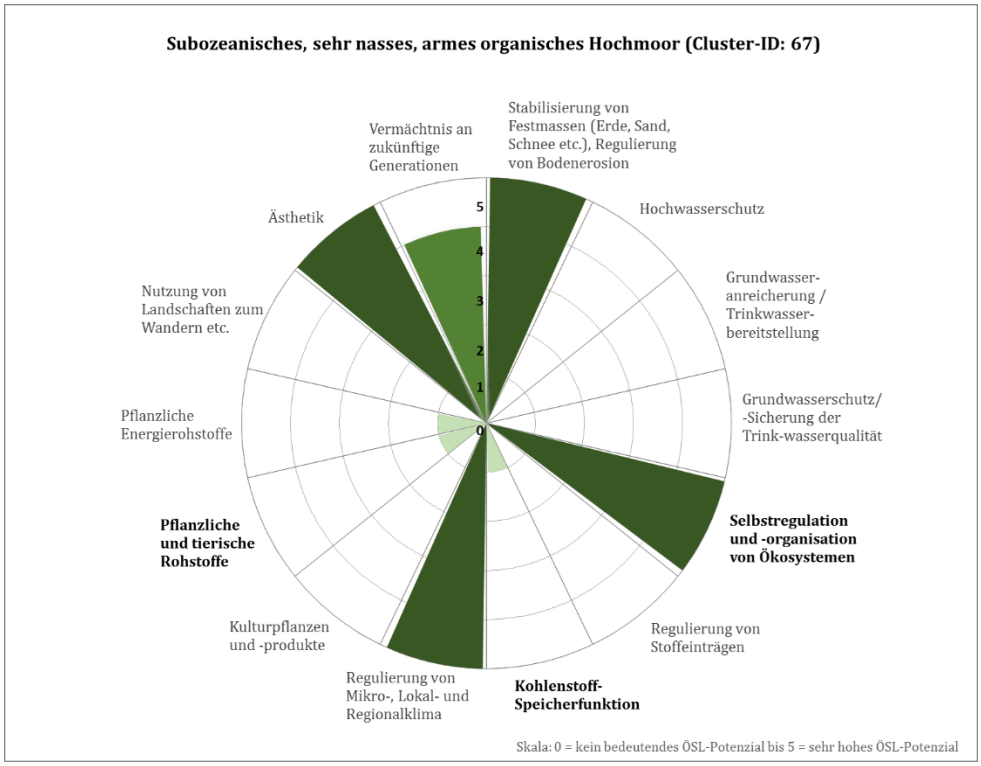
Tabelle 96: Farbabstufung (Legende zu den Abbildungen 79 bis 82)

Leistungspotenzial	Mediane	Wertestufen
Kein bedeutendes Potenzial	<0,5	0
Sehr geringes Potenzial	0,5 – 1,49	1
Geringes Potenzial	1,5 – 2,49	2
Mittleres Potenzial	2,5 – 3,49	3
Hohes Potenzial	3,5 – 4,49	4
Sehr hohes Potenzial	4,5 – 5	5

Bei der ersten ausgewählten ANOEST-Gruppe „Subozeanisches, sehr nasses, armes organisches Hochmoor“ (Cluster ID: 67) sind die Zielkonflikte und die synergetischen Beziehungen zwischen den ÖSL anhand der sehr unterschiedlichen potenziellen Leistungsverteilungen besonders deutlich zu erkennen (Abbildung 79). Durch die strukturellen Merkmale dieser ANOEST-Gruppe konnte identifiziert werden, dass für vier von 14 ausgewählten ÖSL-Klassen sehr hohe ÖSL-Potenziale bestehen. Das in dieser ANOEST-Gruppe beschriebene Hochmoor bietet vor allem in der Kategorie der regulierenden Leistungen sehr hohes Potenzial, Lebensraum für diverse Arten zur Verfügung zu stellen, Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.) zu stabilisieren und Erosionsprozesse sowie das Mikro-, Lokal- und Regionalklima zu regulieren. In der Kategorie der kulturellen Leistungen hat diese ANOEST-Gruppe einen potenziell sehr hohen ästhetischen und für zukünftige Generationen einen hohen Vermächtniswert. Für die restlichen neun untersuchten ÖSL wurden jedoch nur geringe bis keine ÖSL-Potenziale ermittelt.

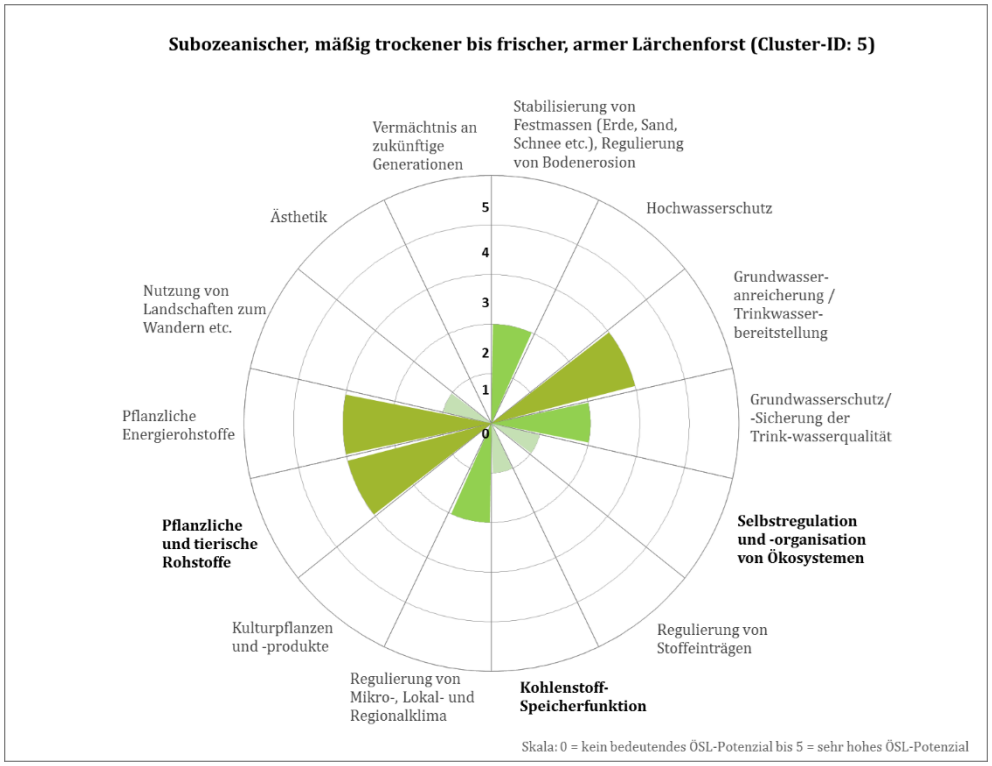
Die ANOEST-Gruppe „Subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst“ (Cluster-ID: 5) besitzt – im Vergleich zu den restlichen ANOEST-Gruppen - das geringste Gesamtsummenpotenzial (Anhang A6.5). Der in dieser Gruppe beschriebene Lärchenforst erstreckt sich auf 39,83 km² (0,042%) der kartierten ANOEST-Flächen und stellt mittlere ÖSL-Potenziale für die versorgenden Leistungen „Pflanzliche Rohstoffe“, „Pflanzliche Energierohstoffe“ sowie für die regulierende Leistung „Grundwasseranreicherung/ Trinkwasserbereitstellung“ bereit. Für die Bereitstellung der anderen ÖSL wurde kein bedeutendes bis geringes Potenzial identifiziert (Abbildung 80).

Abbildung 79: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe "Subozeanisches, sehr nasses, armes organisches Hochmoor"; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5)



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

Abbildung 80: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe "subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst“; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5)

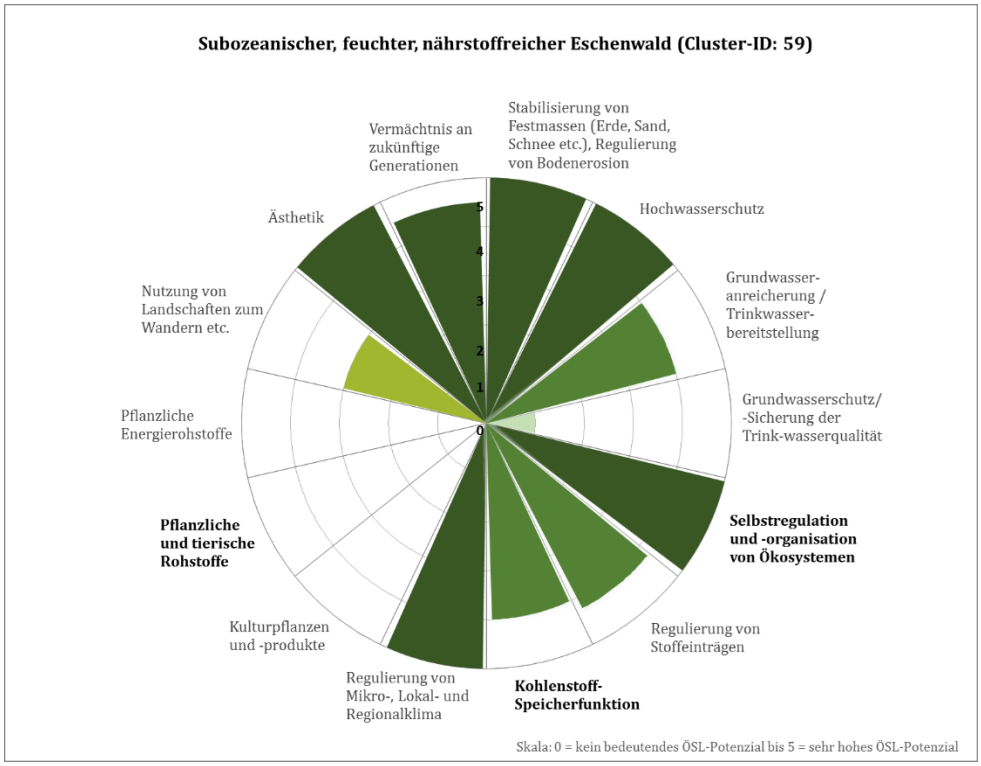


Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

Dem gegenübergestellt wurde für die ANOEST-Gruppe „Subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald“ (ANOEST-Gruppen-ID 59) das höchste Gesamtsummenpotenzial identifiziert (Abbildung 81, Anhang A6.5). Für den in dieser Gruppe beschriebenen Eschenwald wurden für insgesamt neun von 14 ausgewählten ÖSL-Klassen hohe bis sehr hohe ÖSL-Potenziale ermittelt. Für die drei untersuchten Versorgungsleistungen („Kulturpflanzen und -produkte“, „Pflanzliche und tierische Rohstoffe“, „Pflanzliche Energierohstoffe“) wurden keine bedeutenden ÖSL-Potenziale identifiziert. Diese ANOEST-Gruppe erstreckt sich auf einer Fläche von 1.722,27 km² (1,81 %) der kartierten ANOEST-Flächen.

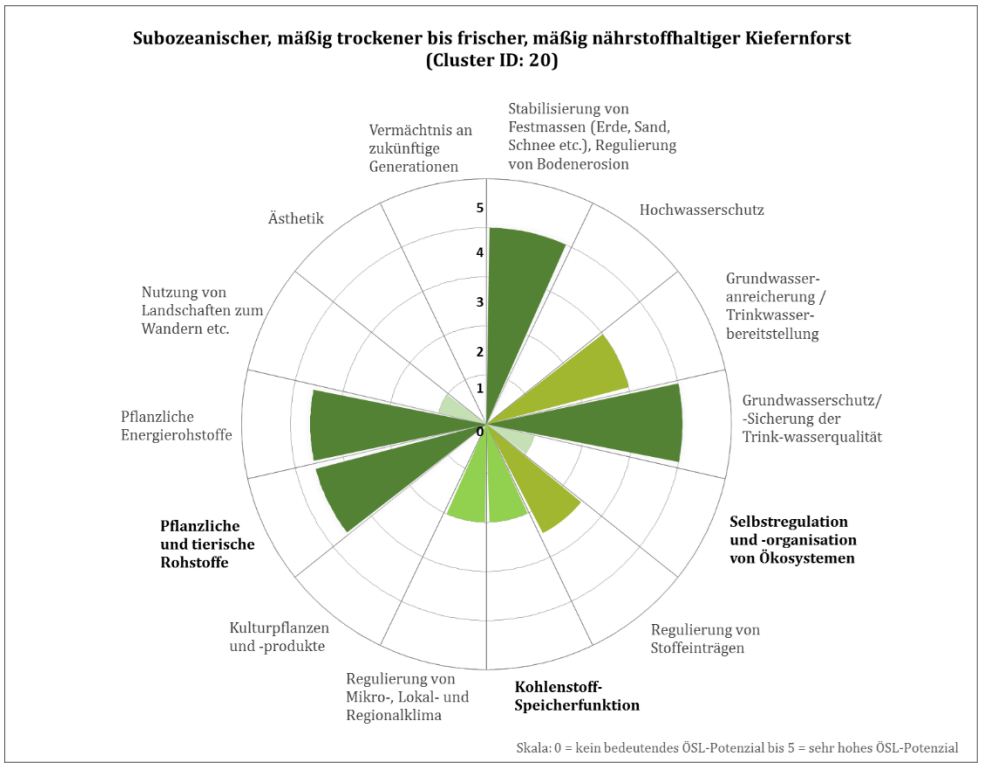
Die ANOEST-Gruppe „Subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst“ (Cluster-ID: 20) ist die in Deutschland flächenmäßig am häufigsten vorkommende Gruppe (15.129,72 km²; 16% der kartierten ANOEST-Flächen). Abbildung 82 zeigt, dass für diese Gruppe synergetische Beziehungen zwischen den versorgenden Leistungen „Pflanzliche und tierische Rohstoffe“, „Pflanzliche Energierohstoffe“ sowie zwischen den regulierenden Leistungen „Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion“ und „Grundwasserschutz/ -Sicherung der Trinkwasserqualität“ (jeweils hohes Potenzial) sowie in einem etwas geringeren Maße die ÖSL „Grundwasseranreicherung/ Trinkwasserbereitstellung“ und „Regulierung von Stoffeinträgen“ (jeweils mittleres Potenzial) identifiziert wurden.

Abbildung 81: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe „Subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald“; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5)



Quelle: eigene Darstellung *Leibniz Universität Hannover*

Abbildung 82: Verteilung des Potenzials der ANOEST-Gruppe "subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst“; Daten aus: Matrix 1.1 (Anhang A6.5)



Quelle: eigene Darstellung *Leibniz Universität Hannover*

Die Analyse der vier Beispiele, die hier exemplarisch das gesamte Spektrum der ANOEST repräsentieren sollen, ergibt weitgehend plausible Übereinstimmungen mit Erfahrungswerten entsprechender Fachleute und Experten.

13.5.2 Vergleich der Ergebnisse mit Expertenbefragungen

In dieser Machbarkeitsstudie war angestrebt, die Ergebnisse mit bereits erhobenen Ergebnissen aus Expertenbefragungen, welche mithilfe der ÖSL Matrix-Methode erhoben wurden, zu vergleichen.

Bei der Recherche nach geeigneten Datengrundlagen fiel jedoch auf, dass der Vergleich mit bereits durchgeführten Expertenbefragungen nicht wie geplant durchführbar war. Studien, welche die Matrix-Methode und Expertenbefragungen als Methodeninstrument nutzten, hatten ihren Fokus oftmals auf internationale Untersuchungsgebiete (z.B. Sohel et al. 2014) oder auf stark generalisierte Waldökosystemtypen (z.B. Burkhard et al. 2009).

Die häufig verwendete Matrix von Burkhard et al. (2009) (Abbildung 83) wird im Folgenden exemplarisch für einen möglichen zukünftigen Vergleich verwendet. Diese Studie untersuchte auf europäischer Ebene die Kapazitäten von insgesamt 44 Landnutzungslassen des CORINE Landcover (CLC) und 29 ÖSL, welche auf einer eigenen ÖSL-Kategorisierung beruhen (Burkhard et al. 2009). Das Projekt CORINE Land Cover (CLC)[26] ist innerhalb des EU-Programms CORINE (Coordination of Information on the Environment) integriert. Eine standardisierte Einteilung der Landnutzungen in 44 Landnutzungsklassen ermöglicht und vereinfacht europaweite Vergleiche (DLR 2007, Kandziora et al. 2013). Nach CLC sind die Waldökosysteme in die drei Kategorien „Laubwälder“, „Nadelwälder“, „Mischwälder“ eingeteilt, welche auch in der Studie von Burkhard et al. (2009) untersucht wurden.

Ein direkter Vergleich der Ergebnisse aus dieser Studie von 2009 mit den Ergebnissen aus der Machbarkeitsstudie ist nicht ohne Anpassungen möglich. Die ANOEST lassen sich stark generalisieren und in die drei Kategorien Laubwälder, Nadelwälder, Nadel-Laub-Mischwälder unterteilen und entsprechen somit der Einteilung vom CLC (Anhang A6.6, Abbildung 83). Die verwendeten ÖSL lassen sich nicht in allen Fällen eindeutig in die ÖSL-Klassifikation nach CICES zuordnen. In Bezug auf die drei näher untersuchten Leistungen gibt es folgende Unterschiede (siehe Tabelle 97 bis Tabelle 99): Für die Kohlenstoffspeicherfunktion haben die Experten in der Studie von Burkhard et al. (2009) zwei ÖSL bewertet („storage capacity“ und „global climate regulation“). Ein eindeutiger Vergleich (1:1) ist mit den jetzigen Ergebnissen somit nicht möglich. Für die ÖSL „Lebensraumfunktion“ (nach CICES „Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen“) haben die Experten keine eindeutig vergleichbare ÖSL bewertet. Die ÖSL „Biomasse-Primärproduktion“ ist mit der ÖSL „Timber“ vergleichbar. Jedoch zeigen sich innerhalb der drei verschiedenen Landnutzungskategorien keine Unterschiede: Nadel-, Laub- sowie Mischwald wurden mit jeweils sehr hohen Leistungskapazitäten bewertet. Eine räumliche Darstellung dieser Bewertungen würde somit keinem aussagekräftigen Muster der Leistungskapazitätsverteilungen zeigen. Ein direkter Vergleich ist weiterhin problematisch, da die Experten alle auf europäischer Ebene vorhandenen Wälder stark generalisierend bewertet haben und sich diese Machbarkeitsstudie auf aktuelle naturnahe Waldökosysteme Deutschlands bezieht.

[26] http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/clc-2006-vector-data-version-3

Abbildung 83: Matrix aus der Expertenbefragung (Burkhard et al. 2009: S. 6); Legende: 0 (keine bedeutende Kapazität) - 5 (sehr hohe Kapazität); Umrandungen weisen auf die in der Machbarkeitsstudie untersuchten ÖSL und die drei relevanten Wald-Landnutzungskategorien hin.

	Ecological Integrity Σ	Abiotic heterogeneity	Biodiversity	Biotic waterflows	Metabolic efficiency	Exergy Capture (Radiation)	Reduction of Nutrient loss	Storage capacity (SOM)	Provisioning services Σ	Crops	Livestock	Fodder	Capture Fisheries	Aquaculture	Wild Foods	Timber	Wood Fuel	Energy (Biomass)	Biochemicals / Medicine	Freshwater	Regulating services Σ	Local climate regulation	Global climate regulation	Flood protection	Groundwater recharge	Air Quality Regulation	Erosion Regulation	Nutrient regulation	Water purification	Pollination	Cultural services Σ	Recreation& Aesthetic Values	Intrinsic Value of Biodiversity
Continuous urban fabric	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Discontinuous urban fabric	7	1	1	1	1	1	1	1	3	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Industrial or commercial units	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Road and rail networks	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Port areas	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Airports	7	1	1	1	1	1	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mineral extraction sites	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dump sites	8	2	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Construction sites	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Green urban areas	18	3	3	2	1	4	3	2	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	11	2	1	0	2	1	2	1	1	1	3	3	0
Sport and leasure facilities	16	2	2	2	1	4	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1	1	0	2	1	1	1	1	1	5	5	0
Non-irrigated arable land	22	3	2	3	4	5	1	4	21	5	5	5	0	0	0	0	0	5	1	0	5	2	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Permanently irrigated land	21	3	2	5	2	5	1	3	18	5	5	2	0	0	0	0	0	5	1	0	5	3	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Ricefields	20	3	2	5	1	5	1	3	7	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0
Vineyards	14	3	2	3	1	3	0	2	5	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	1	1	0	1	0	0	0	0	0	5	5	0
Fruit trees and berries	21	4	3	4	2	3	2	3	13	5	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	19	2	2	2	2	2	2	1	1	5	5	5	0
Olive groves	17	3	2	3	2	3	1	3	12	4	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	7	1	1	0	1	1	1	1	1	0	5	5	0
Pastures	24	2	2	4	5	5	2	4	10	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	1	1	1	0	4	0	0	0	3	3	0
Annual and permanent crops	18	2	2	3	2	4	2	3	20	5	5	5	0	0	0	0	0	5	1	0	7	2	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0
Complex cultivation patterns	20	4	3	3	2	4	1	3	9	4	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	5	2	1	1	1	0	0	0	0	0	2	2	0
Agriculture& natural vegetation	19	3	3	3	2	3	2	3	21	3	3	2	0	0	3	3	3	3	1	0	13	3	2	1	2	1	3	0	1	0	5	2	3
Agro-forestry areas	27	4	4	4	3	4	4	4	14	3	3	2	0	0	0	3	3	0	0	0	13	2	1	1	1	1	2	1	1	3	3	3	0
Broad-leaved forest	31	3	4	5	4	5	5	5	21	0	0	1	0	0	5	5	5	0	5	0	39	5	4	3	2	5	5	5	5	5	10	5	5
Coniferous forest	30	3	4	4	4	5	5	5	21	0	0	1	0	0	5	5	5	0	5	0	39	5	4	3	2	5	5	5	5	5	10	5	5
Mixed forest	32	3	5	5	4	5	5	5	21	0	0	1	0	0	5	5	5	0	5	0	39	5	4	3	2	5	5	5	5	5	10	5	5
Natural grassland	30	3	5	4	4	4	5	5	5	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	22	2	3	1	1	0	5	5	5	0	6	3	3
Moors and heathland	30	3	4	4	5	4	5	5	10	0	2	0	0	0	1	0	2	5	0	0	20	4	3	2	2	0	0	3	4	2	10	5	5
Sclerophyllous vegetation	21	3	4	2	3	3	4	2	8	0	2	0	0	0	1	0	2	0	3	0	7	2	1	1	1	0	0	0	0	2	6	2	4
Transitional woodland shrub	21	3	4	2	3	3	4	2	5	0	2	0	0	0	1	0	2	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	2	4	2	2
Beaches, dunes and sand plains	10	3	3	1	1	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	6	0	0	5	1	0	0	0	0	0	7	5	2
Bare rock	6	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	1	0	4	4	0
Sparsely vegetated areas	9	2	3	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Burnt areas	6	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glaciers and perpetual snow	3	2	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10	3	3	0	4	0	0	0	0	0	5	5	0
Inland marshes	25	3	2	4	4	4	3	5	7	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	14	2	2	4	2	0	0	4	0	0	0	0	0
Peatbogs	29	3	4	4	4	4	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	24	4	5	3	3	0	0	3	4	2	8	4	4
Salt marshes	23	2	3	4	3	3	3	5	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	5	0	0	0	2	0	0	3	3	0
Salines	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0
Intertidal flats	13	2	3	0	2	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	5	0	0	0	1	0	0	4	4	0
Water courses	18	4	4	0	3	3	3	1	12	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	5	10	1	0	2	1	0	0	3	3	0	10	5	5
Water bodies	23	4	4	0	4	4	3	4	12	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	5	7	2	1	1	2	0	0	1	0	0	9	5	4
Coastal lagoons	25	4	4	0	5	5	3	4	16	0	0	0	4	5	4	0	0	3	0	0	5	1	0	4	0	0	0	0	0	0	9	5	4
Estuaries	21	3	3	0	5	5	3	2	17	0	0	0	5	5	4	0	0	3	0	0	9	0	0	3	0	0	0	3	3	0	7	4	3
Sea and ocean	15	2	2	0	3	3	4	1	11	0	0	1	5	5	0	0	0	0	0	0	13	3	5	0	0	0	0	5	0	0	6	4	2

Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

Tabelle 97: Vergleich der ÖSL Lebensraumfunktion mit vorhandenen Experteneinschätzungen

Lebensraumfunktion			
Projekt	**ÖSL-Gruppe**	**Beschreibung**	**Indikatoren**
CICES v4.3	Lebensraumfunktion	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	keine Angabe
ÖSI (Jenssen et al. 2013)	Lebensraumfunktion	Siehe Kap. 13.4.2	quantitativ operationalisiert: Kullback-Distanz, Ähnlichkeitsgrad zur mittleren Artmengenverteilung, Naturnähe Biodiversität (Relative Artenvielfalt und Vegetationsstruktur) Habitatswert für Fauna und Flora Schutzbedürftigkeit Wiederherstellbarkeit Maturität Stellung im Biotopverbundsystem
Burkhard et al. 2009	biotic diversity abiotic heterogeneity	keine Beschreibung vorhanden	Anzahl und Übereinstimmung ausgewählter Arten Index der Heterogenität, Habitat-Diversität

Tabelle 98: Vergleich der ÖSL Kohlenstoffspeicherfunktion mit vorhandenen Experteneinschätzungen

Kohlenstoffspeicherfunktion			
Projekt	**ÖSL-Klasse**	**Beschreibung**	**Indikatoren**
CICES	Globale Klimaregulierung durch Reduktion von Treibhausgasen	Globale Klimaregulierung durch Treibhausgas- / Kohlenstoff-Sequestrierung durch terrestrische Ökosysteme, Wassersäulen und Sedimente und deren Biota; Transport von Kohlenstoff in Ozeane etc.	Nach Menge, Konzentration oder Klimaparameter
ÖSI (Jenssen et al. 2013)	Kohlenstoffspeicher-funktion	Siehe Kap. 13.4.3	quantitativ operationalisiert: C_{org}-Vorrat bis 80 cm Tiefe Tongehalt Masse an Streu und Ernterückständen Zersetzbarkeit der Streu und Ernterückstände Jahresmitteltemperatur und

Kohlenstoffspeicherfunktion			
Projekt	**ÖSL-Klasse**	**Beschreibung**	**Indikatoren**
			Jahresniederschlagssumme Bodenwassergehalt pH-Wert
Burkhard et al. 2009	Storage capacity	Is referring to the nutrient, energy and water budgets of the systems and the capacity of the systems to store them when available and to release them when needed.	Gelöstes organisches Material N, C_{org} im Boden; N, C in Biomasse
	metabolic efficiency	Output by evapotranspira-tion and respiration	CO_2-Austrag mit dem Evapotranspitationsstrom, Respirationsrate pro Biomasseeinheit
	Global climate regulation	Ecosystems play an important role in climate by either sequestering or emitting greenhouse gases	Senke für Wasserdampf, Methan, CO_2

Tabelle 99: Vergleich der ÖSL Biomasse-Primärproduktion mit vorhandenen Experteneinschätzungen

Biomasse-Primärproduktion			
Projekt	**ÖSL-Klasse**	**Beschreibung**	**Indikatoren**
CICES v4.3	Pflanzliche und tierische Rohstoffe (Holz, Fasern, etc.) für direkte Nutzung und Verarbeitung	Holz, Fasern, Blumen, Haut, Knochen, Schwämme und andere Produkte, welche nicht bereits weiterverarbeitetet wurden; Materialien für die Produktion von Industrieprodukten (Zellulose für Papier, Baumwolle für Kleidung, Verpackungsmaterial); chemisch extrahiert oder synthetisiert aus Algen, Pflanzen oder Tieren wie Terpentin, Gummi, Lein, Öl, Wachs, Harz, Seife (aus Knochen), natürliche Heilmittel, Medizin, Farbstoffe und Farben etc.; Dekorationsmaterial	Leistung durch Material nach Menge, Art, Nutzung und Vorkommen (Land, Boden, Süßwasser, Salzwasser)

Biomasse-Primärproduktion			
Projekt	**ÖSL-Klasse**	**Beschreibung**	**Indikatoren**
ÖSI (Jenssen et al. 2013)	Netto-Biomasse-Primärproduktion	Siehe Kap. 13.4.4.	quantitativ operationalisiert: jährl. Holzmassezuwachs im Zeitraum der Kulmination pflanzenphysiologisches Ertragspotenzial Bodenfruchtbarkeit (Nutzbare Feldkapazität, Porenanteil mit Totwasser (Staunässeneigung), Austrocknungsgefährdung, Grund- und Stauwassereinfluss, Kationenaustauschkapazität, Humusspiegel, Gründigkeit, Durchwurzelbarkeit, Verfestigungsneigung klimaökologisches Ertragspotenzial (Vegetationszeitlänge)
Burkhard et al. 2009	Timber	Presence of trees or plants with potential use for timber	Holz/ha kJ/ha

Aufgrund dieser Unstimmigkeiten wird empfohlen, eine eigene Expertenbefragung über die ANOEST durchzuführen.

13.5.3 Vergleich der ANOEST-Datenbank auf räumlicher Ebene

Lebensraumfunktion

Für jeden Ökosystemtyp (ANOEST) ist im ANOEST-Attribut-Datensatz der Ökosystemtypenkartierung eine verbal-argumentative Bewertung der Lebensraumfunktion enthalten (vgl. Kapitel 3). Diese Bewertungen wurden im Kapitel 13.4.2.4 in eine ordinale Skalierung von 1-5 überführt und mit den ÖSL-Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz verglichen. Die Ergebnisse dieser Zuordnung lassen sich auch auf räumlicher Ebene darstellen und vergleichen (Abbildung 84).

Da in der Datenbank der ANOEST-Referenzwerte die Lebensraumfunktion nicht mit den Ausdrücken „mittel“ (3) oder „gering“ (1) beschrieben wird, zeigt die räumliche Verteilung der Bewertungen nach der Matrix-Methode ein differenzierteres Verteilungsmuster. Der räumliche Vergleich der Bewertungen zeigt, dass eine Übereinstimmung der Wertestufen in vielen Regionen zu finden ist. Zu erkennen sind übereinstimmende Werteergebnisse beispielsweise in Rheinland-Pfalz und in den größeren, zusammenhängenden Waldgebieten (z.B. Bayerischer Wald, Erzgebirge, Harz, Pfälzerwald und zum Teil Schwarzwald). Während Übereinstimmungen im Alpenvorland vorliegen, wurden in den Alpen geringere Lebensraumfunktions-Potenziale nach dem Matrix-Ansatz identifiziert. Auf nationaler Ebene wird desweiteren ersichtlich, dass - flächenmäßig betrachtet - die Lebensraumfunktions-Potenziale in der ANOEST-Datenbank höher eingestuft werden als nach dem Matrix-Ansatz. Abweichende Werteergebnisse treten beispielsweise im Pfälzerwald oder in den Wäldern in Franken, Brandenburg oder Mecklenburg-Vorpommern gehäuft auf.

Kohlenstoff-Speicherfunktion

Die Bewertungen nach der Matrix-Methode wurden in Kapitel 13.4.3.4 mit den Angaben des C_{org}-Gehaltes im Bodenprofil bis 80 cm verglichen, welche im ANOEST-Attribut-Datensatz für 60

Ökosystemtypen enthalten sind. Die Angaben des C_{org}-Gehaltes wurden in Wertestufen von 0-5 überführt. Die Verteilung der Wertestufen und der Vergleich mit den Ergebnissen nach dem Matrix-Ansatz werden in der Abbildung 85 dargestellt. Da der C_{org}-Gehalt für nur 60 ANOEST beschrieben wurde, lassen sich nicht alle ANOEST miteinander vergleichen.

Bei einem räumlichen Vergleich ist zu erkennen, dass die ermittelten Wertestufen aus beiden Bewertungen sehr häufig voneinander abweichen. Nur in wenigen Regionen finden sich übereinstimmende Werteergebnisse. Gleiche Wertestufen wurden beispielsweise in den alpinen, sächsischen oder brandenburgischen Wald-/Forstökosystemen identifiziert. Diese Abweichungen liegen u.a. daran, dass für viele ANOEST ein nur geringer organischer C_{org}-Gehalt im Bodenprofil bis 80 cm beschrieben wurde, während das Potenzial bei den Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz höher und diverser ausfällt. Wie schon im Kapitel 13.4.3.4 erwähnt können die ermittelten Speicherkapazitäten (nach dem Matrix-Ansatz) aufgrund der ausgewählten Parameter überschätzt sein. Hier muss berücksichtigt werden, dass die Kohlenstoff-Speicherfunktion durch eine Vielzahl von Einflussfaktoren bestimmt wird und dass bei der Machbarkeitsstudie nur wenige dieser Einflussfaktoren herangezogen wurden.

Oberirdische Biomasse-Primärproduktion

Die identifizierten Potzentiale der oberirdischen Biomasse-Primärproduktion wurden in Kapitel 13.4.4.4 mit den Angaben zur jährlichen Zuwachsrate von Baumholz zum Zeitpunkt der Kulmination (jZR) verglichen, welche im ANOEST-Attribut-Datensatz für 60 Ökosystemtypen enthalten sind. Die jZR-Angaben wurden in Wertestufen von 0-5 überführt und werden in der Abbildung 86 auf räumlicher Ebene dargestellt. Wie beim C_{org}-Gehalt wurden die jZR-Angaben für nur 60 ANOEST beschrieben. Somit können nicht alle ÖSL-Potenziale, welche für die ANOEST-Gruppen mithilfe der Matrix-Methode ermittelt wurden, mit den jZR-Angaben verglichen werden.

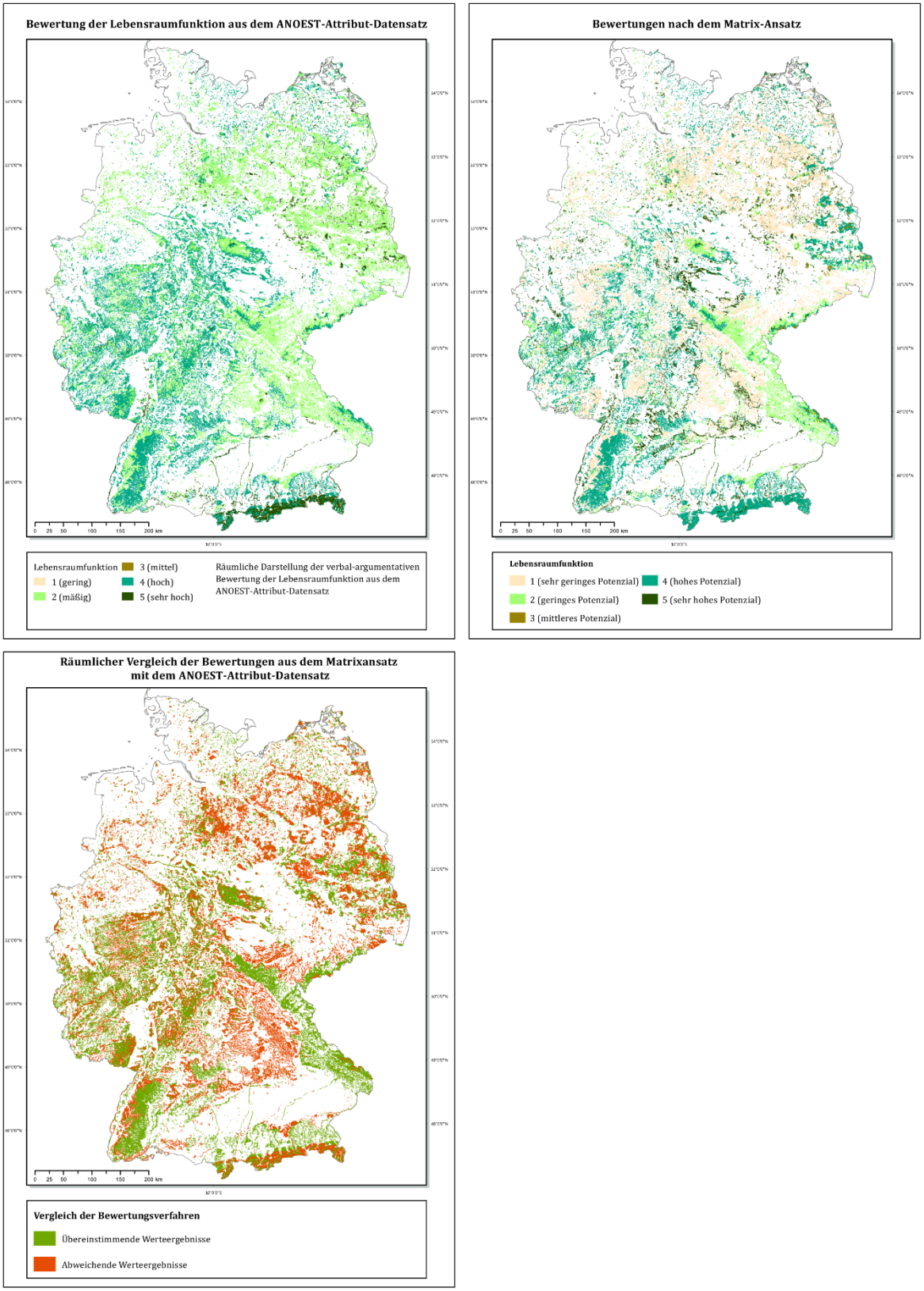
Bei der Betrachtung der räumlichen Verteilungsmuster kann folgendes beschrieben werden: Für die Wald-/Forstflächen im z.B. Schwarzwald, Sauerland, Pfälzerwald sowie in weiten Teilen Ostdeutschlands wurden mithilfe der beiden Bewertungsmethoden übereinstimmende Wertestufen ermittelt. Unterschiedliche Wertestufen sind beispielsweise in den alpinen Wald-/Forstökosystemen sowie in einigen der größeren zusammenhängenden Waldgebieten Deutschlands (z.B. Bayerischer Wald, Erzgebirge oder Harz) zu finden. Des Weiteren ist im Vergleich zu erkennen, dass nach den jZR-Angaben die Wald-/Forstökosysteme in Westdeutschland höhere Wertestufen erhalten haben, während die Wertestufen in Ostdeutschland und insbesondere in den Alpenregionen niedriger sind als bei den Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz.

Wie bereits bei der Bewertung der Kohlenstoff-Speicherfunktion beschrieben, können die Unterschiede bei den Wertestufen durch die ausgewählten Kriterien erklärt werden, die für die Bewertung der ÖSL ausgewählt wurden. Jedoch sollte an dieser Stelle noch erwähnt werden, dass Ungenauigkeiten auch innerhalb der ANOEST-Datenbank vorzufinden sind und einen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Bereits im Kapitel 8 wurde bei der Qualitätsprüfung der Karte der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen Deutschlands betont, dass die ANOEST-Datenbank auf Daten beruht, welche bereits Ungenauigkeiten/Limitierungen aufweisen. So wird beispielsweise für jede Raumeinheit nur eine ANOEST angegeben, welche eine räumliche Homogenität innerhalb der Raumeinheiten vermittelt. Bei einer Validierung des ANOEST-Datensatzes mit Vegetationsaufnahmen sowie Expertenwissen wurde überprüft, ob die beschriebenen ANOEST auf den räumlich zugeordneten Flächen vorzufinden sind oder nicht (siehe auch Abbildung 87; Anhang A6.8.). Zwar stimmten bei einem Großteil der untersuchten Flächen die ANOEST-Beschreibungen mit der Situation vor Ort überein, jedoch wurde bei 30 % der Flächen beschrieben, dass die ANOEST einen ökologisch nahestehenden Begleitökosystemtyp und nicht den Hauptökosystemtyp beschreibt. Besonders den Forstökosystemen wurden geringere Übereinstimmungen festgehalten.

Bei der Bewertung der ÖSL ist ein ortskonkreter direkter räumlicher Vergleich aufgrund der unterschiedlichen Maßstabsebenen der Vor-Ort-Aufnahmen im Vergleich mit der

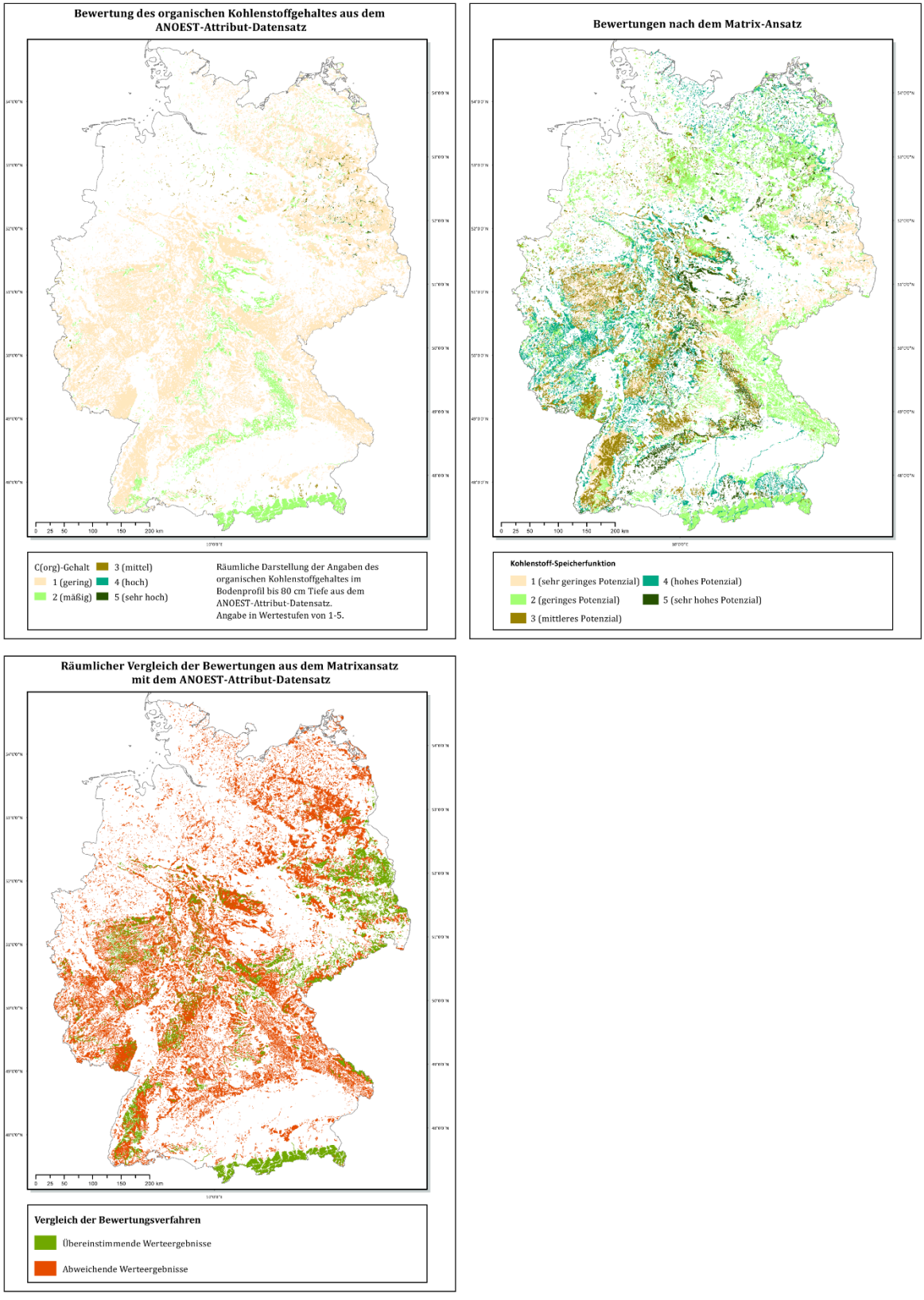
kleinmaßstäbigen Kartierung für Deutschland nicht sinnvoll (vgl. Kapitel 8). Eine Vor-Ort Validierung der Ergebnisse der Machbarkeitsstudie wäre somit immer erforderlich.

Abbildung 84: Oben links: Räumliche Darstellung der verbal-argumentativen Bewertung der Lebensraumfunktion aus dem ANOEST-Attribut-Datensatz. Oben rechts: Räumliche Darstellung der Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz. Unten links: Räumlicher Vergleich der Bewertungen aus dem Matrix-Ansatz mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz



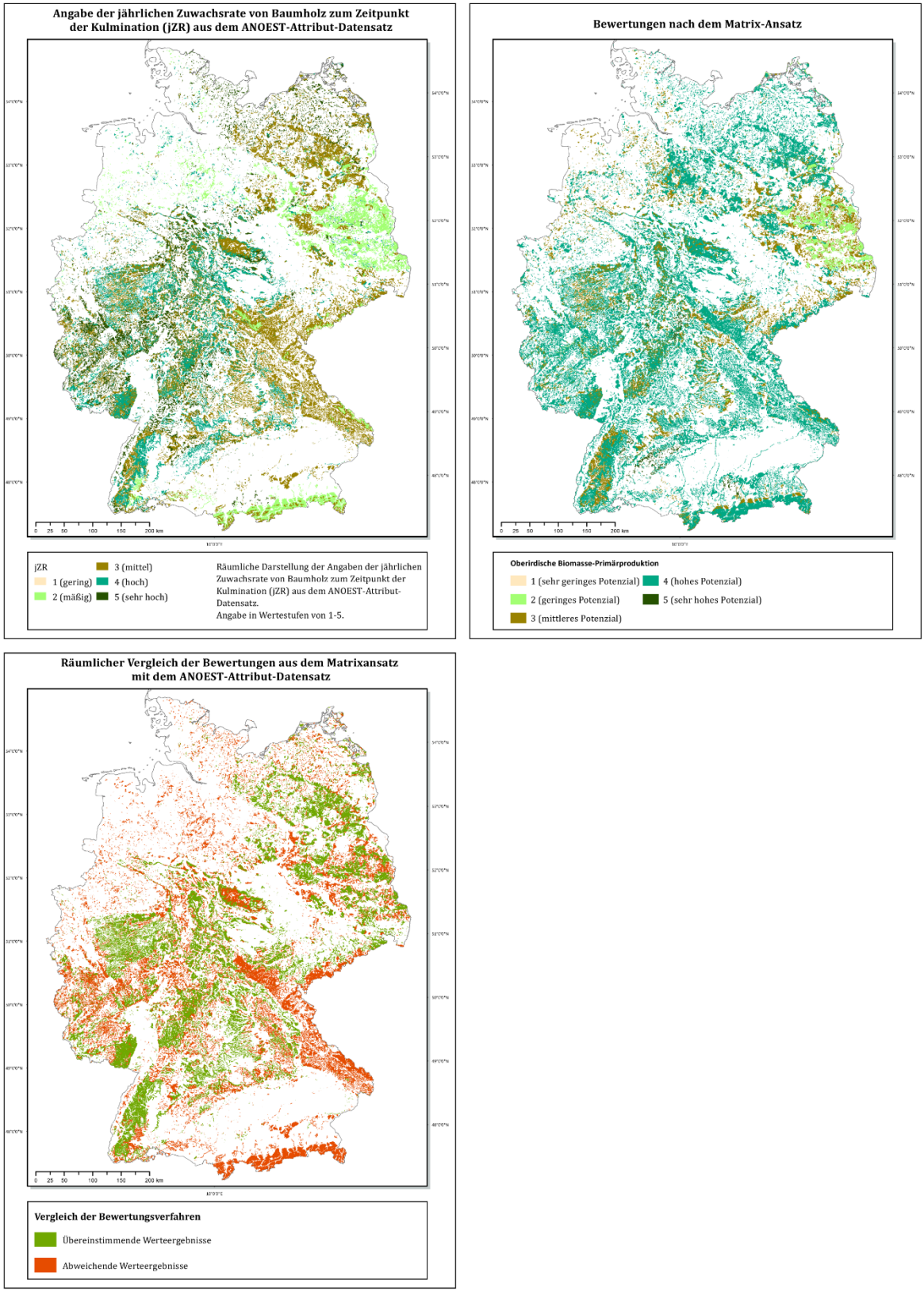
Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

Abbildung 85: Oben links: Räumliche Darstellung des organischen Kohlenstoffgehaltes im Bodenprofil bis 80 cm Tiefe aus dem ANOEST-Attribut-Datensatz (für 60 beschriebene ANOEST). Oben rechts: Räumliche Darstellung der Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz. Unten links: Räumlicher Vergleich der Bewertungen aus dem Matrix-Ansatz mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz



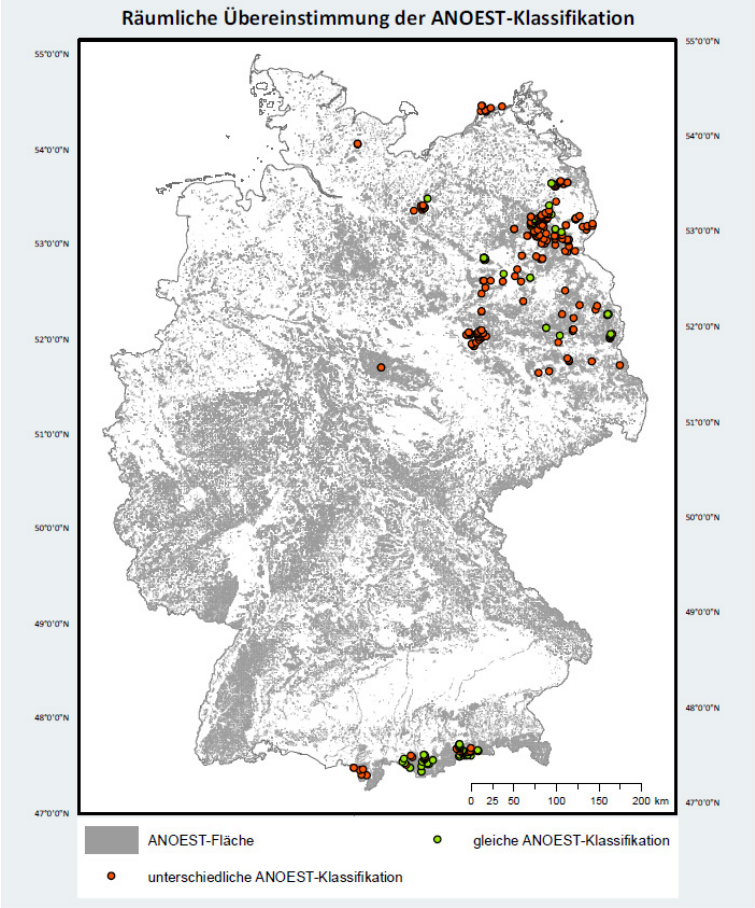
Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

Abbildung 86: Oben links: Räumliche Darstellung der jährlichen Zuwachsrate von Baumholz zum Zeitpunkt der Kulmination (jZR) aus dem ANOEST-Attribut-Datensatz (für 60 beschriebene ANOEST). Oben rechts: Räumliche Darstellung der Bewertungen nach dem Matrix-Ansatz. Unten links: Räumlicher Vergleich der Bewertungen aus dem Matrix-Ansatz mit dem ANOEST-Attribut-Datensatz



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

Abbildung 87: Räumliche Übereinstimmung der ANOEST-Klassifikation nach unterschiedlicher räumlicher Datengrundlage



Quelle: eigene Darstellung, *Leibniz Universität Hannover*

13.6 Synergien mit ReWaLe

Die Ansprüche der Gesellschaft an die vielfältigen Leistungen von Waldökosystemen steigen weltweit. Die „Waldstrategie 2020“ der Bundesregierung zielt auf die Schaffung von Rahmenbedingungen, unter denen sich die Nutz-, Schutz- und Erholungsleistungen des Waldes in Deutschland sichern und nach Möglichkeit erhöhen lassen. Die dazu erforderlichen politischen Entscheidungsprozesse sollen sich auch auf wissenschaftliche Ermittlungen der ökonomischen Werte von Wald-ÖSL stützen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass unterschiedliche Ansprüche an diese Leistungen Zielkon-flikte in regional unterschiedlicher Ausprägung bewirken. Vor diesem Hintergrund bearbeitet das Thünen-Institut für internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie Hamburg in den Jahren 2016 bis 2018 das von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) geförderte Projekt „Regionalisierung der Werte von Wald-ÖSL in Deutschland“ (ReWaLe). Ziel des Projektes ist es, die ökonomischen Werte von Wald-ÖSL in Deutschland sowie deren räumliche Variabilität zu quantifizieren. Dazu werden der monetäre Nutzen der Rohholz-, Schutz- und Erholungsleistung des Waldes ermittelt, deren regional unterschiedliche Wechselwirkungen analysiert und zu einem konsistenten Gesamtmodell zusammengeführt.

ReWaLe nutzt unterschiedliche Datenquellen: Verschiedene Methoden der Bevölkerungsbefragung (z. B. die Abfrage von Zahlungsbereitschaften), Präferenzermittlungen auf Basis beobachteten Verhaltens (z. B. Reisekostenanalysen) sowie Marktdaten. Erste

Projektergebnisse dokumentieren die räumliche Variabilität von Zahlungsbereitschaften für die Erholungsleistung und für die Veränderung des Land-schaftsbildes durch Aufforstungen sowie deren Beziehungen zu räumlichen Einflussfaktoren. Außer-dem steht eine Datenbank vor der Veröffentlichung, die den Zugang zu Bewertungsstudien von Waldökosystemen erleichtert. Ein geografisches Informationssystem (GIS) ermöglicht die Analyse georeferenzierter Daten (z. B. aus der Bundeswaldinventur und Waldzustandserhebung). Es unterstützt die Bewertungsstudien und die Interpretation ihrer Ergebnisse.

Mit dem in diesem Projekt entwickelten Modell werden in seinem weiteren Verlauf räumliche Optimie¬rungspotentiale identifiziert, welche im Rahmen einer integrativen, nachhaltigen und multifunktionalen Forstwirtschaft eine effizientere Nutzung der Wälder sowohl hinsichtlich ihrer Rohholzproduktion als auch ihrer Schutz- und Erholungsleistungen ermöglichen. Zur Umsetzung solcher Optimierungspotentiale werden geeignete Poli¬tikinstrumente für die Forstpolitik auf Bun-desebene aufgezeigt. Der Fokus liegt dabei auf der Prüfung von „Payments for Ecosystem Services“ (PES) im Rahmen privat¬wirtschaftlicher Initiativen wie auch im Rahmen der öffentlichen Förderung.

Auf einem nationalen Workshop der Initiative „Mapping and Assessment of Ecosystems and their Ser-vices” (MAES) der Europäischen Kommission am 20.10.2015 in Bonn wurden Mitarbeiter von OESI und ReWaLe auf die Möglichkeit von Synergien zwischen beiden Projekten aufmerksam. Diese Mög-lichkeiten wurden auf einem gemeinsamen Koordinierungstreffen am 29.02.2016 am Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie ausgelotet. Dabei wurde u. a. geprüft, welche Informationen mit ReWaLe zum gegenseitigen Nutzen beider Projekte ausgetauscht werden können bzw. wie man die Kompatibilität der verschiedenen Informationen erhöht.

Als ein erster Schritt wurden die in MAES, OESI und ReWaLe verwendeten Begrifflichkeiten - insbe-sondere die fachlichen Inhalte der ÖSL – verglichen und festgestellt, wie weit sie identisch, ineinander transformierbar, lediglich qualitativ vergleichbar oder völlig verschieden sind. Soweit möglich und sinnvoll wurden die Definitionen aufeinander abgestimmt, um eine möglichst hohe Kompatibilität zu erreichen.

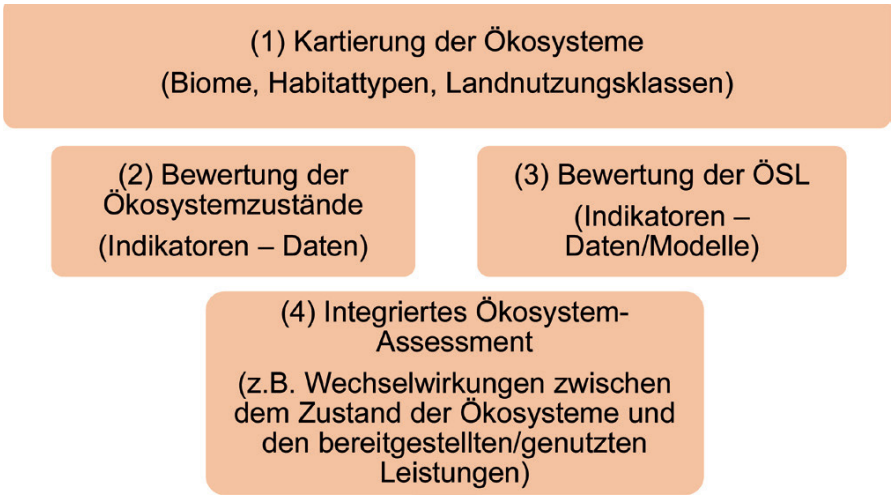
Weiterhin nahmen zwei Vertreter von ReWaLe am OESI-Projekttreffen am 25. und 26.10.2016 am Umweltbundesamt in Berlin teil. Dabei wurde ein gegenseitiger Datenaustauschtausch vereinbart. Bislang lieferte das Thünen-Institut für Waldökosysteme punktuelle Daten der Bodenzustandserfas-sung (BZE) und der Bundeswaldinventur (BWI). Für eine Auswahl von Parametern wurden auf Wuchsgebiete hochgerechnete Daten bereitgestellt. Als nächstes plant das Thünen-Institut für Interna-tionale Waldwirtschaft und Forstökonomie die Bereitstellung von Ergebnissen einer neuen Holzauf-kommensprognose.

13.7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen für die Machbarkeit der Bewertung von Ökosystemleistungen

Die Bereitstellung von ÖSL basiert auf komplexen Interaktionen von biotischen und abiotischen Komponenten in Ökosystemen, welche sich mit dem Konzept der Ökosystemintegrität entsprechend beschreiben und bewerten lassen. Landschaftsökologische Kenntnisse, Methoden und Daten stellen somit wichtige Beiträge für die Ökosystemleistungsforschung und deren Anwendung in Politik und Entscheidungsfindung (u.a. EU Biodiversitätsstrategie 2020) dar. Die im Projekt verwendete Methode entspricht den Vorgaben der MAES-Arbeitsgruppe und dem dort entwickelten Bewertungsrahmen (Abbildung 88) für integrative Ökosystem-Assessments. Derartige Assessments beginnen mit der Kartierung von Ökosystemen (hier Waldökosytemtypen), der Bewertung der Ökosystemzustände (Waldökosystem-

Zustandsinformationen), der Bewertung der ÖSL (Indikatoren) sowie deren Integration (Ökosystemleistungs-Matrix).

Abbildung 88: MAES-Bewertungsrahmen. Vereinfachtes Schema nach Maes et al. (2014) aus Grunewald et al. (2015).



Quelle: nach Maes et al. (2014) aus Grunewald et al. (2015)

Der hier verfolgte Ansatz der Ökosystemleistungs-Matrix, der bestimmte Raumeinheiten mit Potentialen, ausgewählte ÖSL bereitzustellen verknüpft, stellt eine geeignete integrative Methode zur Verknüpfung von Ökosystemzustandsinformationen mit ÖSL dar. Die Bewertung der drei ausgewählten ÖSL (Biomasse-Primärproduktion, Kohlenstoffspeicherfunktion und Lebensraumfunktion) anhand komplexer aber reproduzierbarer Indikatoren gibt einen guten Überblich über die Machbarkeit derartiger Studien. Aufgrund der Komplexität, des hohen Daten- und Auswertungsaufwandes sind derzeit noch kaum vergleichbare Studien, auch im EU-weiten Rahmen, verfügbar. Vielversprechende Ansätze für die europäische Ebene wurden von der Europäischen Umweltagentur entwickelt und publiziert (EEA 2016), entsprechende Umsetzungen in den einzelnen EU Mitgliedsstaaten stehen jedoch noch aus. Hier sind bisher noch nicht viele Studien zur Bewertung von Ökosystemzuständen (ecosystem condition) und deren Verknüpfung mit ÖSL zu finden, was neben unterschiedlichen Datenverfügbarkeiten auch auf verschiedene Prioritätensetzungen bei der Umsetzung von MAES zurückgeführt werden kann. Integrative Ökosystem-Assessments, die auch die Zustände der Ökosysteme berücksichtigen, sind jedoch wichtig für die Bewertung der Bedeutung funktionsfähiger Ökosystem (inklusive Biodiversität) sowie für ein nachhaltiges Umwelt- und Ressourcenmanagement.

Wälder bedecken große Teile Deutschlands und Europas und stellen eine Vielzahl von ÖSL, oft in hoher Qualität und Quantität, bereit. Waldökosystemtypenkarten sind in der Regel stark generalisiert. So beinhaltet CORINE beispielsweise nur drei verschiedene Waldklassen (Laub-, Nadel- und Mischwald). Ökosystemzustände und die damit zusammenhängende Bereitstellung von ÖSL sind jedoch keineswegs homogen innerhalb dieser stark vereinfachten Ökosystemtypen verteilt, sondern variieren signifikant innerhalb von Wäldern. Diese räumlichen Unterschiede sollten sich auch in entsprechenden Schutz- oder Bewirtschaftungsmaßnahmen wiederspiegeln, wofür entsprechend geeignete Informationen und flächenhafte Daten notwendig sind. Der im Projekt verfolgte Ansatz nimmt auf diese Besonderheiten Rücksicht, in dem die einzelne Waldökosystemtypen anhand verschiedenster natürlich und anthropogen bedingter Merkmale äußerst detailliert und systematisch differenziert werden. Allerdings stehen dem Nutzen derartig detaillierter Erfassungen und Bewertungen ein nicht zu unterschätzender Aufwand an

Daten und deren Auswertung gegenüber. Daher sollte immer auch zuerst über Anforderungen an die Genauigkeit sowie Daten- und Ressourcenverfügbarkeit bei entsprechenden Studien entschieden werden (Grêt-Regamey et al. 2017), um so genau wie möglich und so detailliert wie nötig zu arbeiten. Die Machbarkeitsstudie hat gezeigt, dass bei entsprechender Daten-, Personal- und Know-how-Verfügbarkeit Ökosystemtypen und ÖSL in einem sehr detaillierten Grad differenziert und räumlich dargestellt werden können. Damit leistet die Studie wichtige methodische und inhaltliche Beiträge zur Weiterentwicklung und Anwendung der MAES-Arbeiten in Deutschland, die durchaus auch auf andere Regionen Europas sowie auf weitere Ökosystemtypen und ÖSL übertragen werden können.

Die Untersuchungen legen schlussfolgernd die Empfehlung nahe, die Erfassung und Bewertung des Zustands und der Entwicklung von Wäldern unter dem Einfluss atmosphärischer Stoffeinträge und sich wandelnden Klimas methodisch breiter und tiefer abzusichern.

14 Ausblick

14.1 Hintergrund

Das 2018 beendete Forschungsprojekt *Anwendung des Bewertungssystems für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen* (FKZ 3713 83 254) zielte darauf ab, die in dem Vorläuferprojekt (FKZ 3710 83 214) (Jenssen et al. 2013) entworfene Methodik zur integrierten Bewertung von Zuständen und Entwicklungen von Waldökosystemen fortzuschreiben und zur Anwendungsreife zu führen. Bereits vorliegende Ergebnisse dieser beiden Projekte zur Bewertung der Ökosystemintegrität sind eine Klassifizierung und bundesweite Kartierung von 136 aktuellen naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST), darunter 125 Wald-Ökosystemtypen und 10 Offenland-Ökosystemtypen. Für 60 aktuell naturnahe Wald-Ökosystemtypen liegen statistische Auswertungen von Hintergrunddaten und Beschreibungen von Referenzzuständen (mit historischem Bezug 1960-1990) vor.

An 15 repräsentativen Standorten in 4 Modellregionen Deutschlands wurden auf der Grundlage von Szenarien für die Jahre 2011-2040 und 2041 bis 2070 dynamische Modellierungen der bodenchemischen Veränderungen, hervorgerufen durch Klimawandel und Stickstoffeinträge, durchgeführt. Des Weiteren erfolgte eine Projektion künftiger Raummuster der ANOEST mit CART (Classification and Regression Trees) in Abhängigkeit von Klima, Orografie und Bodentextur, wodurch die standortbezogene dynamische Modellierung durch eine kleinmaßstäbige Kartierung zu erwartender Trends in Deutschland ergänzt werden konnte.

In einer Machbarkeitsstudie wurde der Fokus auf drei Bereiche gelegt: Um ein einheitliches Verständnis über das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) zu haben, wurden zunächst relevante Begrifflichkeiten und deren Definitionen aus den Projekten OESI 1, MAES, ReWaLe[27] sowie aus dem ESMERALDA[28] zusammengetragen, verglichen und anschließend abgestimmt. Der zweite Schwerpunkt der Machbarkeitsstudie lag auf der Verknüpfung von ANOEST-Referenzzuständen zu ÖSL mit der Matrix-Methode. Die hinterlegten Daten zu den Referenzzuständen dienten als Datengrundlage für die Quantifizierung des Angebots bestimmter ÖSL und wurden mit weiteren relevanten Daten erweitert. Besonderer Fokus lag hier bei den ÖSL Lebensraumfunktion, Kohlenstoffspeicherfunktion sowie Biomasse-Primärproduktion. Ein dritter Schwerpunkt bestand in der Gruppierung der 125 Wald-ANOEST zu 79 ANOEST-Clustern.

14.2 Forschungsaufgaben für die Fortführung der bisherigen Studien

Das Forschungsprogramm für eine mögliche Fortführung der bisherigen thematischen Arbeiten umfasst 6 Arbeitspakete, die (mit Ausnahme von Arbeitspaket 3) aufeinander aufbauen und zeitlich aufeinander folgen. Die Arbeitspakete werden nachfolgend beschrieben.

Arbeitspaket 1: Vervollständigung der Referenzzustände für die weiteren 66 Wald-Ökosystemtypen der Klassifikation aus dem Vorgängerprojekt OESI 1

Für 66 Wald-Ökosystemtypen (OEST) werden Steckbriefe nach dem Muster der bereits vorliegenden 60 Steckbriefe erarbeitet. Die Datengrundlagen für die Zuordnung der Referenzzustände und für die bodenchemischen und floristischen Indikatoren werden aus der BERN-Datenbank abgeleitet, die die gleichen Indikator-Parameter enthält wie die bisher verwendete W.I.E-Datenbank. Die BERN-Datenbank basiert auf ca. 25.000

[27] Regionalisierung der Werte von Waldökosystemleistungen in Deutschland

[28] Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking (ESMERALDA) (http://esmeralda-project.eu)

Vegetationsaufnahmen aus ganz Deutschland, deren Standortcharakteristik und Messwerte aus dem Zeitraum vor 1965. Damit kann die methodische und inhaltliche Vorgehensweise aus dem Vorgängerprojekt OESI 1 fortgeführt werden.

Optional können alle 136 Wald-Ökosystemtypen um Referenzwerte für ihre klimaökologischen Indikatoren ergänzt werden. So kann aus der BERN-Datenbank für jeden Ökosystemtyp die Referenzspanne für die Jahresmitteltemperatur, Jahresniederschlagssumme, Länge der Vegetationsperiode, Temperatur und Niederschlag in der Vegetationsperiode, Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode und die Kontinentalität ermittelt werden.

Arbeitspaket 2: Ergänzung der Klassifikation von potenziell natürlichen Wald-Ökosystemtypen durch solche, mit denen im Zuge des Klimawandels in Deutschland zu rechnen ist

Die Liste der potenziell natürlichen Ökosystemtypen aus dem Vorgängerprojekt OESI 1 wird fortgesetzt, indem weitere Wald-Ökosystemtypen mit ihren Referenzzuständen für die bodenchemischen, klimaökologischen und floristischen Indikatoren aus Klimagebieten außerhalb Deutschlands, die bei weiterer Klimaerwärmung in Deutschland eine zunehmende Existenzmöglichkeit erreichen, ergänzt werden. In der BERN-Datenbank sind ca. 20.000 Vegetationsaufnahmen mit entsprechender Standortcharakteristik und Messwerten aus den Nachbarländern Deutschlands und weiteren südeuropäischen Ländern enthalten. Durch Verknüpfung der Klimaprojektionen aus der dynamischen Modellierung in den Projekten OESI 1 und 2 mit den Parameterspannen der klimaökologischen Indikatoren von Vegetationstypen außerhalb Deutschlands können diese klimawandelbedingten potenziell naturnahen Ökosystemtypen identifiziert und entsprechend hinsichtlich ihres Referenzzustandes beschrieben werden.

Ähnliche Projekte liegen bereits für einige Regionen Deutschlands vor (Schlutow et al. 2005, 2007, 2009, 2014, Schlutow und Gemballa 2008), die bereits erfolgreich in die Praxis der forstlichen Planung für klimaangepasste Wälder umgesetzt wurden. Die entsprechenden Erfahrungen können deutschlandweit verallgemeinert und genutzt werden.

Gleichzeitig wird für die neuen Ökosystemtypen eine Zusammenfassung in Gruppen nach den Prinzipien der Gruppierung entsprechend Machbarkeitsstudie (Kapitel 13) vorgenommen. Dazu ist zunächst eine Gruppierung anhand der abiotischen Standort-Indikatoren Klima, Feuchte und Nährstoffhaushalt durchzuführen. Weiterhin ist eine Einschätzung der Funktions- und Leistungsfähigkeit der OEST mit dem Matrixansatz vorzunehmen. Die OEST mit ähnlichen Leistungspotenzialen werden zusammengefasst. Die Gruppierungen nach Standort-Indikatoren und nach Leistungspotenzialen werden anschließend miteinander verknüpft.

Arbeitspaket 3: Ergänzung der aktuell naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) mit weiteren Offenland-Ökosystemtypen

Für die 125 verschiedenen Standorttypen, für die in den Vorgängerprojekten aktuell naturnahe Wald-Ökosystemtypen definiert wurden, gibt es bisher in den Vorgängerprojekten nur 5 Offenland-Ökosystemtypen. Für alle weiteren 120 Standorttypen sollen die Waldersatz-Ökosystemtypen definiert und in Steckbriefen beschrieben werden. Auch für dieses Arbeitspaket bietet die BERN-Datenbank mit derzeit 237 Vegetationseinheiten des Offenlandes mit entsprechender Standortcharakteristik und Messwerten eine repräsentative Datenbasis.

Die Offenland-Ökosystemtypen sind anhand des Matrixansatzes zu überprüfen, ob sie auch hinsichtlich ihrer Funktions- und Leistungsfähigkeit in parallelen Gruppen zu den Wald-ANOEST-Gruppen zusammengefasst werden sollten. Eine entsprechend nach den Prinzipien der im vorliegenden Projekt OESI 2 integrierten Machbarkeitsstudie sinnvolle Gruppierung ist durchzuführen.

Arbeitspaket 4: Prädiktive Kartierung der Ökosystemtypen im GIS

Die im Vorgängerprojekt OESI 1 durchgeführte pädiktive Kartierung der biogeografischen Veränderungen 1961-2070 mit CART blieb bislang auf auf die heutigen Ökosystemtypen Deutschlands beschränkt. Bereiche außerhalb der Extremwerte der beobachteten Prädiktoren (v.a. Temperaturminima, -maxima und -mittel, relative Luftfeuchte, Evapotranspiration und Niederschlag) fanden in dem auf die pnV Deutschlands beschränkten raumstrukturellen Ansatz der prädiktiven Kartierung der Ökosystemtypen-Regionen keinen Niederschlag. Ziel des Arbeitspaketes 4 ist daher eine weiterführende Untersuchung auf Grundlage der Karte der pnV Europas (Bohn et al. 2000/2003, Bohn et al. 2005). Damit wird die standortbezogene Veränderungsanalyse zur Ökosystemintegrität mit dynamischen Modellen ergänzt durch eine kleinmaßstäbige Kartierung, welche flächenbezogen für Deutschland durchgeführt wird. Neben CART sollen hierzu auch andere Algorithmen für die Prädiktion zukünftiger Ausprägungen der Wald- und Forstökosystemeangewendet und diesbezügliche Ergebnisse sowohl statistisch wie auch nach fachlichen Gesichtspunkten vergleichend bewertet werden.

Hierzu erfolgt anknüpfend an die Ergebnisse des Arbeitspakets 3 zunächst eine Regionalisierung der Wald-Ökosystemtypen, mit denen im Zuge des Klimawandels in Deutschland zu rechnen ist und zwar in Anlehnung an OESI 1 durch: (1) Regionalisierung der potentiellen natürlichen Ökosystemtypen anhand der Europakarte der pnV, (2) Verschneidung der derart generierten Karte mit Informationen der European Environment Agency (EEA) zur aktuellen Baumartenverteilung und Landnutzung sowie (3) regelbasierte Zuordnung und Erstellung einer Karte der aktuellen naturnahen Ökosysteme (ANOEST) in Bereichen außerhalb der Extremwerte der in Deutschland beobachteten Prädiktoren. Auf dieser um die möglicherweise einwandernden ANOEST erweiterten Datengrundlage erfolgt anschließend die prädiktive Kartierung in Anlehnung an das Vorläuferprojekt mit CART sowie vergleichend mit Random Forests (Breiman et al. 2001).

Arbeitspaket 5: Verknüpfung der bodenchemischen dynamischen Modellierung mit einem dynamischen Vegetationsmodell

Die in den Vorgängerprojekten durchgeführte dynamische Modellierung von bodenchemischen Standort-Indikatoren unter Einbeziehung von Projektionen für die Entwicklung von Stoffeinträgen und Klima exemplarisch an 15 typischen Standorten in Deutschland mit VSD+ lässt einen Interpretationsspielraum offen, ob und welche Entwicklungen der Vegetation infolge der bodenchemischen Veränderungen zu erwarten sind. Die Beantwortung dieser Frage hat weitreichende praktische Bedeutung für die Forst- und Landwirtschaft, für die Grünordnungs- und Landschaftsplanung und weitere Anwender.

Um den Interpretationsspielraum vegetationskundlich zu versachlichen, ist in einem ersten Arbeitsschritt die Untersetzung der aktuell naturnahen Ökosystemtypen (einschließlich der zu ergänzenden potenziellen Immigranten-ANOEST – s. Arbeitspaket 2) durch Referenz-Vegetationseinheiten anhand einer eindeutigen Zuordnung zu ANOEST notwendig. Voraussetzung für dieses Vorgehen sind die Ergebnisse der Arbeitspakete 1 und 2.

Anschließend sind die Ergebnis-Zeitreihen der bodenchemischen Modellierung an den repräsentativen Standorten als Eingangsdaten für die dynamische Vegetations-Modellierung zu verwenden. Das BERN-Modell bietet hierfür mit seinem dynamischen Tool eine bewährte Grundlage (de Vries et al. 2006, Schlutow et al. 2011, 2015).

Die Ergebnisse sind zu interpretieren und nach Möglichkeit zu verallgemeinern. Die Ableitung verallgemeinerbarer Schlussfolgerung bietet die Grundlage für das Arbeitspaket 6.

Arbeitspaket 6: Regelbasierte Formalisierung und Automatisierung der Einstufung der Integrität einzelner Indikatoren, einzelner Funktionen und Ökosystemdienstleistungen sowie der Integrität der Ökosystemtypen (3-Ebenen-Modell)

Es werden aus den Ergebnissen und Schlussfolgerungen des 5. Arbeitspaketes Regeln abgeleitet, wie aus dem Grad der Veränderung der Vegetation in Struktur und Zusammensetzung (Artenkombination, Mengenentfaltung und Schichtung) im Vergleich zur Referenz-Vegetationseinheit der Grad der Integrität einzelner Indikatoren, einzelner Funktionen und Ökosystemdienstleistungen sowie der Integrität der Ökosystemtypen abzuleiten sind. Die aktuelle Vegetation bietet als universeller Monitoring-Indikator für diese Aufgabe den höchstmöglichen Informationsgehalt. So dienen die Zeigerwerte der Artenkombination zur Ermittlung von Ökosystemzuständen und bieten somit die Grundlage für die Einstufung der Integrität in den 3 Ebenen. Gleichzeitig ist die Vegetation mit relativ wenig Aufwand zu erfassen. Es werden für die Erfassung durch den (ungeübten) Anwender Hilfestellungen erarbeitet.

Arbeitspaket 7: Ableitung von Maßnahmen zur Regenerierung von Ökosystemen mit aktuell verminderter Integrität

Aus dem Grad der Abweichung der aktuellen Integrität vom Referenzzustand sind verschiedene Strategien für die Wiederherstellung des Referenzzustandes abzuleiten. So kann z. B. bei geringen Abweichungen das Selbstregenerierungspotenzial des Ökosystems ausreichen, während bei starken Abweichungen Renaturierungsmaßnahmen erforderlich werden. So ist im Rahmen dieses Arbeitspaketes in einem 1. Arbeitsschritt für jeden Indikator, jede Funktion und Ökosystemdienstleistung abzuschätzen, bei welchem Abweichungsgrad welche Intensität des menschlichen Einflusses für die Regenerierung des Referenzzustandes erforderlich ist. Hieraus ergeben sich Strategie-Kategorien.

Im 2. Arbeitsschritt sind konkrete Maßnahmenvorschläge aus der Praxis des Naturschutzes, der Forst- und Landwirtschaft, der Grünordnungs- und Landschaftsplanung grob zu beschreiben und den Strategie-Kategorien zuzuordnen.

15 Quellenverzeichnis

Ad-Hoc-AG Boden (2006): Verknüpfungsregel 3.30 - Korrektur des Klimabereichs im Rahmen der Methode zur Ermittlung des ackerbaulichen Ertragspotentials nach Umweltministerium Baden-Württemberg 1995. Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. - Luft, Boden, Abfall, Heft 31.

AG Boden - Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover.

AG Boden (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl., Hannover.

Albert, C., Burkhard, B., Daube, S., Dietrich, K., Engels, B., Frommer, J., Götzl, M., Grêt-Regamey, A., Job-Hoben, B., Keller, R., Marzelli, S., Moning, C., Müller, F., Rabe, S.-E., Ring, I., Schwaiger, E., Schweppe-Kraft, B., Wüstemann, H. (2015): Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen Diskussionspapier. BfN-Skripten 410. URL: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/skript410.pdf

Atteslander, P. (2008): Methoden der empirischen Sozialforschung. Erich Schmidt Verlag. Berlin 2008, 12. Auflage. 359 Seiten

Bacher, J., Pöge, A., Wenzig, K. (2010): Clusteranalyse – Anwendungsorientierte Einführung in Klassifikationsverfahren. 3. Auflage. Oldenbourg, München 2010, ISBN 978-3-486-58457-8.

Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C. (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. http://www.bast.de/ cln_033/nn_42256/DE/ Publikationen/Download Berichte/downloads/Naehrstoffeintrag__V3.html?__nnn=true

Bardossy, A., Bogardi, I., Duckstein, L. (1990): Fuzzy-Regression in hydrology. In: Water Resour. Res. 26, (7), Washington D.C.

Bardossy, A., Duckstein, L. (1995): Fuzzy Rule-Based Modeling with Applications to Geophysikal, Biological and Engineering Systems. CRC Press.

Baritz, W. (1998): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung Nr. 98/1. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Eberswalde. Abschlußbericht zum BML-Forschungsprojekt „UNCED follow-up CO2 -Bindung in Waldböden – Sonderauswertung“ BML 614-0224-A3-5/2

Beierle, C., Kern-Isberner, G. (2006): Methoden wissensbasierter Systeme. Grundlagen, Algorithmen, Anwendungen. 3. erw. Aufl., Viehweg-Verlag, Wiesbaden.

Benninghaus, H. (2005): Deskriptive Statistik. Eine Einführung für Sozialwissenschaftler. Wiesbaden.

Benzler, J. H., Eckelmann, W., Oelkers, K. H. (1987): Ein Rahmenschema zur Kennzeichnung der bodenkundlichen Feuchtesituation. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 53, 95–101

BfN [Hrsg.] (2010a): Karte der Potenziellen Natürlichen Vegetation Deutschland, Stand Oktober 2010, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

BfN [Hrsg.] (2010b): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. BfN-Skripten 278 http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/ documents/ ser-vice/skript_278.pdf

BfN [Hrsg.] (2010c): Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/ monitoring/Bewertungsschemata_LRT_Sept_2010.pdf

BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2014a): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK1000N) für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bauwesen und Städtebau) (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Endbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, verfasst von Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Herzog, W., Düring, I., Lüttmann, J., Müller-Pfannenstiel, K. in: Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.

Bohn, U., Hettwer, C., Gottlub, G. [Bearb./Eds.] (2005): Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas / Applicationand AnalysisoftheMapofthe Natural Vegetation of Europe. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. BfN-Skripten 156.

Bohn, U., Neuhäusl, R., Gottlub, G., Hettwer, C., Neuhäuslová, Z., Schlüter, H., Weber, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas /Mapofthe Natural Vegetation of Europe. Maßstab /Scale 1:2.500.000. Teil 1 /Part 1: Erläuterungstext /Explanatory Text: 1-655. Teil 2 /Part 2: Legende /Legend:1-153. Teil 3 /Part 3: Karten /Maps (9 Blätter /Sheets, Legendenblatt /Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). Landwirtschaftsverlag, Münster.

Borgelt, C., Timm, H., Kruse, R. (2003): Unsicheres und vages Wissen. In: Görz, G., Rollinger, C.R., Schneeberger, J. (Hrsg.): Einführung in die Künstliche Intelligenz. Oldenbourg Verlag, München.

Breimann, L. (2001): Random Forests. Machine learning 45: 5–32.

Brosius, F. (2013): SPSS 21. Mitp/bhv, Heidelberg.

Bücking, W. (1993): Stickstoff-Immissionen als neuer Standortfaktor in Waldgesellschaften. Phytocoenologia 23: 65-94

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F. (2014): Ecosystem service potentials, flows and demands - concepts for spatial localisation, indication and quantification. Landscape online 34: 1-32.

Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W. (2009): Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. Landscape Online 15: 1-22.

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F. (2012): Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators 21: 17-29.

Burkhard, B., Maes, J. (Eds.) (2017): Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 376 pp.

CCE (2012): Modelling and mapping of atmospherically-induced ecosystem impacts in Europe, CCE status report 2012, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 144 p.

Christopherson, R.W. (1997): Geosystems: An Introduction to Physical Geography. 3rd. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall Inc.. ISBN 0-13-505314-5.

CLC (2006): Karte der Bodenbedeckung, CORINE Land Cover 2006, URL: http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-2/g100_06.zip

CLRTAP (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Druckversion in UBA-Texte 52/2004

CLRTAP (2014): Guidance on mapping concentrations levels and deposition levels, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Online-Version unter www.icpmapping.org.

CLRTAP (2015, 2016): Draft revision of Guidance on mapping concentrations levels and deposition levels, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Online-Version unter www.icpmapping.org.

Dahmen, F.W., Dahmen, G., Heiss, W. (1976): Neue Wege der graphischen und kartographischen Veranschaulichung von Vielfaktorenkomplexen. Decheniana 129, 145-178.

Davidson, E.A., Janssens, I.A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. Nature, 440 (7081): 165-173

De Vries, W., Hol, A., Tjalma, S., Voogd, J. C. (1990): Amounts and turnover rates of elements in forest ecosystems: A literature study. Winand Staring Center Report. Wageningen, the Netherlands.

De Vries, W., Kros, H., Reinds, G. J., van Dobben, H., Hinsberg, A., Schlutow, A., Sverdrup, H., Butterbach-Bahl, K., Posch, M., Hettelingh, J.-P. (2006): Improvement of steady-state and dynamic modelling of critical loads and target loads for nitrogen in Europe – Report critical N limits and loads CCE.Alterra, MNP-CCE.

De Vries, W., Posch, M., Reinds, G. J., Kämäri, J. (1993): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, The Netherlands.

De Vries, W., Posch, M. (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-rapport 701, 49 S.

DDGI (2007): Modell für die Beschreibung der Qualität von Geodatenprodukten (PAS 1071:2007-10). Beuth Verlag, Berlin.

Dempe, H., Jaeschke, A., Bittner, T., Beierkuhnlein, C. (2012): Zukunft von Eichen-Hainbuchenwäldern und Heiden angesichts des Klimawandels. Potenzielle Entwicklung der Kohärenz von Lebensräumen im Nature-2000-Netzwerk. Naturschutz und Landschaftsplanung 44 (5):149-153

Deutscher Wetterdienst (DWD) (2012): Mittlere Tagesmitteltemperatur und Jahresniederschlagssummen der Referenzperiode 1981 - 2010 für Sommer und Winter. Rasterdatei.

Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in aplied plant ecology - a review. Basic Appl. Ecol. 4: 493-506.

Ebeling, W., Freund, J., Schweizer, F. (1998): Komplexe Strukturen: Entropie und Information, Teubner, Stuttgart, Leipzig

Ehlers, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze – Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ernährung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Einecke, M. (2005): Entwicklung bodenhydraulischer Pedotransferfunktionen für kohlehaltige Kippböden der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Dissertation, BTU Cottbus.

Ellenberg, H. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngungen und Immissionen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136(1): 19-39.

Ellenberg, H., Weber, H. C., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl., Scripta Geobotanica 18:1-258.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18:1-262

EEA (European Environment Agency) (2016): Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: progress and challenges - EEA contribution to the implementation of the EU Biodiversity Strategy to 2020. EEA Report No 3/2016. Copenhagen.

Europäische Kommission (2005): Dokument der Europäischen Kommission über Bewertung, Monitoring und Berichterstattung des Erhaltungszustands zur Vorbereitung des Berichts nach Art. 17 der FFH-Richtlinie für den Zeitraum von 2001–2007 (Doc-Hab-04-03/03 rev.3).

Eurosoil (1999): Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra, Italy.

Ewald, J., Hennekens, S., Conrad, S., Wohlgemuth, T., Jansen, F., Jenssen, M., Cornelis, J., Michiels, H.G., Kayser, J., Chytrý, M., Gégout, J.C., Breuer, M., Abs, C., Walentowski, H., Starlinger, F., Godefroid, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions - a survey based on phytosociological databases. Tuexenia 33: 93-109.

FENA (2012): Gesamtkonzept zum Naturschutz-Monitoring in Hessen und zur Aktualisierung von Fachdaten. Hessen-Forst FENA Fachbereich Naturschutz. http://www.hessen-forst.de/download.php?file=uploads/naturschutz/monitoring/naturschutz-monitoring_hessen_2012.pdf

Friedrichs, J. (1990): Methoden empirischer Sozialforschung, 14. Auflage, Opladen: Westdeutscher Verlag.

Fröhlich & Sporbeck (2002): Leitfaden zur Erstellung und Prüfung Landschaftspflegerischer Begleitpläne zu Straßenbauvorhaben in Mecklenburg-Vorpommern. Erläuterungsbericht. Erstellt im Auftrag des Landesamtes für Straßenbau und Verkehr Mecklenburg-Vorpommern. Bochum, Schwerin, 164 S.

Garten, C. T., Kang, S., Brice, D. J, Schadt, C. W., Zhou, J. (2007): Variability, soil properties at different spatial scales (1 m – 1 km), a deciduous forest ecosystem. Soil Biology and Biochemistry 39: 2621-2627.

Gemballa, R., Schlutow, A. (2008): Überarbeitung der Forstlichen Klimagliederung Sachsens. AFZ - Der Wald 4/2007: 2-6.

Grabe, M., Kleber, M., Hartmann, K.-J., Jahn, R. (2003): Preparing a soil carbon inventory of Saxony-Anhalt, Central Germany using GIS and the state soil data base SABO_P. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166:642-648

Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 69, 95-98.

Graefe, U. (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften? Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 75, 11-14.

Graefe, U., Belotti, E. (1999): Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 89, 181-184.

Graefe, U., Beylich, Anneke (2006): Humus forms as tool for upscaling soil biodiversity data to landscape level? Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 108, 6-7.

Green, T.R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J.J., Allen, D.M., Hiscock, K.M., Treidel, H., Aureli, A. (2011): Beneath the surface of global change: impacts of climate change on groundwater, J. Hydrol. 405:532–560.

Grêt-Regamey, A., B. Weibel, S-E. Rabe & B. Burkhard (2017): A tiered approach for ecosystem services mapping. In: Burkhard, B. & J. Maes (Eds.): Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia: 213-217.

Grunewald, K., Bastian, O. (2013): Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer-Spektrum, Berlin, Heidelberg.

Grunewald, K., Walz, U., Herold, H., Syrbe, R.-U. (2015): Ökosystemleistungen erfassen und bewerten - Erste Vorschläge für die nationale Ebene in Deutschland. Naturschutz und Landschaftsplanung, 47 (10).

Grüneberg, E., Riek, W., Schöning, I., Evers, J., Hartmann, P., Ziche, D. (2017): Kohlenstoffvorräte und deren zeitliche Veränderungen in Waldböden. In: Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006-2008. Thünen Report 43, S. I-183 bis I-209

Grüneberg, E., Ziche, D, Wellbrock, N. (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. Global Change Biology 20/5, akzeptiertes Manuskript. DOI: 10.1111/gcb.12558 URL: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.12558/abstract

Haines-Young, R. und Potschin, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. http://www.cices.eu und Tabelle, Aufruf: 13.06.2014.

Hartmann, F.K., Jahn, G. (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Jena, 636 S.

Hofmann, G. (2002): Entwicklung der Waldvegetation des nordostdeutschen Tieflandes unter den Bedingungen steigender Stickstoffeinträge in Verbindung mit Niederschlagsarmut. Mit Anlagen. In: Anders S et al (eds): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Dr. Kessel: Oberwinter: 24-41, 201-283 (www.forstbuch.de)

Hofmann G 2017. Bestimmungsschlüssel der Wald- und Forstökosystemtypen Deutschlands. Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3713 83 254. Dessau, Vechta, 184 S.

Hofmann, G., Heinsdorf, D., Krauss, H.H. (1990): Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. Beitr. Forstwirtsch. 24(2): 59-73.Hofmann G, Jenssen M 2005. Potentielle natürliche Waldvegetation und Natur

Hofmann, G., Jenssen, M. (2005): Potentielle natürliche Waldvegetation und Naturraumpotentiale: Quantifizierung natürlicher Potentiale der Nettoprimärproduktion und der Kohlenstoffspeicherung / Potential Natural Forest Vegetation and Natural Landscape Potential: Quantification of Natural Potential of Net Primary Production and Carbon Storage. In: Bohn U, Hettwer C, Gollub G [Bearb./Ed.] 2005. Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas / Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) – BfN-Skripten 156: 411-428.

Horvath, B., Meiwes, K.-J., Meesenburg, H. (2011): Stickstoffaustrag und Stickstoffspeicherung in Waldböden bei hohem luftbürti-gen Eintrag. NW-FVA Göttingen. AFZ-Der Wald 66. Jg., 17, 22-24

HVBG (2014): Digitales Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM) von Hessen. Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation. http://www.hvbg.hessen.de

ICP-Forests (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution

Effects on Forests (ICP-Forests). Convention on Long-Range Trans-boundary Air Pollution (LRTAP). UNECE., Hamburg, Prague, numerous p.

IMSE-CNM (2012): Xfuzzy3 – Fuzzy logic design tools. Instituto de Microelectrónica de Sevilla - Centro National de Microelectrónica. http://www2.imse-cnm.csic.es/Xfuzzy/Xfuzzy_3.3/Xfuzzy3.3_en.pdf (02.09.2015).

ICP Vegetation (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops) (2014) Monitoring of atmospheric deposition of heavy metals, nitrogen and POPs in Europe using bryophytes. Monitoring manual 2015 survey. United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. ICP Vegetation Moss Survey Coordination Centre, Dubna, Russian Federation, and Programme Coordination Centre. Bangor, Wales, UK

ISO (2005): Geoinformation - Qualitätsgrundsätze (DIN EN ISO 19113), Englische Fassung, Ausgabe: 2005-05.

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A. (2015): 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecological Modelling 295:21-30

Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., Meiwes, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, p 80

Jansen, F., Ewald, J., Jandt, U. (2015): Vegetweb 2.0 – Neuauflage des Vegetationsdatenportals für Deutschland. Tuexenia 35:309-319.

Jasper, K., Calanca, P., Fuhrer, J. (2006): Changes in summertime soil water patterns in complex terrain due to climatic change. J. Hydrol. 327 (3–4), 550–563.

Jenssen, M. (2009): Assessment of the effects of top-soil changes on plant species diversity in forests, due to nitrogen deposition. progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe: CCE Status report 2009. J. P. Hettelingh, M. Posch and J. Slootweg. www.rvim.nl/cce, Coordination Centre for Effects: 83-100.

Jenssen, M. (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht IIII: Modellierung der Wirkung der Stickstoff-Deposition auf die biologische Vielfalt der Pflanzengesellschaften von Wäldern der gemäßigten Breiten UBA-Texte 09/2010. Dessau-Roßlau

Jenssen, M., Hofmann, G. (2004): Erste Ergebnisse der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in Waldökosystemen des Biosphärenreservates Spreewald. Beitr. Forstwirtsch.u.Landsch.ökol. 38: 201-210.

Jenssen, M., Hofmann, G., Nickel, S., Pesch, R., Riediger, J., Schröder, W. (2013): Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsvorhaben 3710 83 214, UBA-FB 001834. UBA-Texte 87/2013. Dessau, Textband + 9 Anhänge: 381 S.

Jenssen, M., Hofmann, G., Pommer, U. (2007): Die natürlichen Vegetationspotentiale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. In: Beiträge zur Gehölzkunde 2007, Hrsg: Gesellschaft Deutsches Aboretum e.V., Hansmann Verlag, Hemmingen: 17-29.

Jenssen, M., Schröder, W., Nickel, S. (2015): Typisierung von Wald- und Forstökosystemen als Grundlage zur Einstufung ihrer Integrität. Integrität von Wald- und Forstökosystemen unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen – Teil I. Naturschutz und Landschaftsplanung 47(12):391-399

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F. (2013): Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. - Ecological Indicators 28: 54-78.

Kiendl, H. (1997): Fuzzy Control methodenorientiert. Oldenbourg Verlag, München.

Köstler, J. N., Brückner, E. Bibelriether, H. (1968): Die Wurzeln der Waldbäume. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin . 284 S.

Kruse, R., Gebhardt, T., Klawonn, F. (1993): Fuzzy-System. 2. Aufl., Teubner-Verlag, Stuttgart. http://www.uni-marburg.de/fb12/kebi/teaching/ss07/fsfiles/fuzzysystemekruse.pdf

Kuckartz, U., Rädiker S., Ebert T., Schehl J. (2010): Statistik. Eine verständliche Einführung. Wiesbaden, Deutschland.

Kullback, S. (1951): Information Theory and Statistics. Wiley, New York

Lal, R., Lorenz, K. (2012): Carbon sequestration in temperate forests: 187-201 pp. In: Recarbonization of the biosphere: ecosystems and the global carbon cycle. (Ed. Lal, R.; Lorenz, K.; Hüttl, F.R. et al.) Springer. Dordrecht.

Landesforstanstalt Eberswalde (2004): Hilfstafeln für den Forstbetrieb. Grafische Ertragstafelauszüge für das nordostdeutsche Tiefland. Eberswalde.

Leuschner, C., Wulf, M., Bäuchler, P., Hertel, D. (2013): Soil C and nutrient stores under Scots pine afforestations compared to ancient beech forests in the German Pleistocene: The role of tree species and forest history. Forest Ecology and Management, 310: 405-415.

Lippe, W.M. (2006): Soft-Computing mit Neuronalen Netzen, Fuzzy-Logic und Evolutionären Algorithmen. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.

Londo, G. (1974): The decimal scale for relevés of permanent qaudrats. In: Knapp, R. (ed.) Sampling methods in vegetation science: p. 45 – 49. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London

Madl, P. (2017): Vorlesungsskript Bodenökologie, gelesen von W. Strobl, Universität Salzburg. URL: http://biophysics.sbg.ac.at/transcript/boden.pdf

MAES (o.J.): Biodiversity Information System of Europe: Glossary of terms. (http://biodiversity.europa.eu/maes/glossary-of-terms)

MAES (2016): Mapping and Asssement of Ecosystems and their Services (http://biodiversity.europa.eu/maes)

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liquete, C., Braat, L., Berry, P., E goh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M.L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P.H., Condé, S., Schägner, J.P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J.I., Pereira, H,M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J.E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., Bidoglio, G. (2013): Mapping and a ssessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper – Final, April 2013. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Marks, R. (1979): Ökologische Landschaftsanalyse und Landschaftsbewertung als Aufgaben der Angewandten Physischen Geographie. Materialien zur Raumordnung XXI, Bochum.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Milborrow, S. (2016): Plotting rpart trees with the rpart.plot package. URL http://www.milbo.org/rpart-plot/prp.pdf

Meiwes, K.-J, Meesenburg, H., Bartens, H., Rademacher, P., Khanna, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst und Holz 57:428-433

Mosbrugger, V., Brasseur, G., Schaller, M., Stribrny, B. (Hrsg.) (2012): Klimawandel und Biodiversität: Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 420 S.

Müller, F. (2005): Indicating ecosystem and landscape organisation. Ecological Indicators 5 (4), 280–294.

Müller, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems. Technische Berichte zum NIBIS, 7. erw. und ergänzte Aufl., hrsg. vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover.

Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G. und Weigelt-Kirchner, R. (2008): NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung. In: UBA-TEXTE 39-2008. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Germany. URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3647.pdf

Nagel, H. D., Schlutow, A., Kraft, P., Scheuschner, T., Weigelt-Kirchner, R. (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention Teilbericht II: Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität. = UBA-Texte 08/2010. FE-

Vorhaben 205 85 239 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Online im Internet unter: URL: http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3909.pdf [Stand: Oktober 2011].

Naturkapital Deutschland - TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirschaftliche Entwicklung. Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger. Leibniz Universität Hannover, Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umwelt-forschung UFZ, Leipzig.

Nieder, R., Brinkmann, S., Böttcher, J. (2003): C and N sequestration and depletion in Pine Forest floors: Impact on drainage water quality? Mitt. d. Inst. f. Grundwasserwirtschaft 3:335-340

Nickel, S., Schröder, W. (2016): Integrative evaluation of data derived from biomonitoring and models indicating atmospheric deposition of heavy metals. Environmental Science and Pollution Research:1-23 DOI 10.1007/s11356-015-6006-1 [Published online 2016.01.07].

Nickel, S., Schröder, W. (2017 a): Bestimmung von Schwermetalleinträgen in Waldgebiete mit Modellierung und Moosmonitoring. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen, 168 (2):92-99.

Nickel, S., Schröder, W. (2017 b): Metalleinträge in terrestrische Ökosysteme: Analyse von Daten aus Modellierung und Biomonitoring. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 168(4):1-9.

Nickel, S., Schröder, W., Fries, C. (2017 a): Synoptische Auswertung modellierter atmosphärischer Einträge von Schwermetallen und deren Indikation durch Biomonitore in Wäldern. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft (Springer, VDI), 3/2017:75-90.

Nickel, S., Schröder, W., Jenssen, M. (2015 a): Veränderungen deutscher Wälder durch Klimawandel und Stickstoffdeposition. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 166(5): 325–334.

Nickel, S., Schröder, W., Jenssen, M. (2016): Prädiktive Kartierung und Analyse klimawandelbedingter Veränderungen von Wald- und Forstökosystemen. Integrität von Ökosystemen unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen – Teil III. Naturschutz und Landschaftsplanung 48(2):46-52.

Nickel, S., Pesch, R., Schröder, W., Jenssen, M., Hofmann, G. (2017 b): Prädiktive Kartierung klimawandelbedingter Veränderungen von Waldökosystemen in Deutschland. In: Schröder, W., Fränzle, O., Müller, F. (Hg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grund-lagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Kap. V-1.7. 24. Erg.Lfg., Wiley-VCH, Weinheim: 1-18

Nickel, S., Schröder, W., Jenssen, M., Riediger, J. (2017 c): Integrität von Waldökosystemen unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stoffeinträgen. In: Schröder, W., Fränzle, O., Müller, F. (Hg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Kap. V-1.6. 24. Erg.Lfg., Wiley-VCH, Weinheim: 1-26.

Nickel, S., Schröder, W., Schaap, M. (2015 b): Estimation des dépôts atmosphériques de métaux lourds en Allemagne par utilisation du modèle LOTOS-EUROP et des données issues des programmes de biosurveillance. Estimating atmospheric deposition of heavy metals in Germany using LOTOS-EUROS model calculations and data from biomonitoring programmes. Biosurveillance végétale & fongique de qualité de l`air. Workshop international, 13-14 octobre, Lille, France. Comité Nord - Pas de Calais de l' Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique et Laboratoire des Sciences Végétales et Fongiques de la Faculté des sciences pharmaceutiques et biologiques de Lille. Actes: 1-25.

Nickel, S., Schröder, W., Wosniok, W., Harmens, H., Frontasyeva, M.V., Alber, R., Aleksiayenak, J., Barandovski, L., Blum, O., Danielsson, H., de Temmermann, L., Dunaev, A.M., Fagerli, H., Godzik, B., Ilyin, I., Jonkers, S., Jeran, Z., Pihl Karlsson, G., Lazo, P., Leblond, S., Liiv, S., Mankovska, B., Martínez-Abaigar, J., Piispanen, J., Poikolainen, J., Popescu, I.V., Qarri, F., Radnovic, D., Santamaria, J.M., Schaap, M., Skudnik, M., Špiric, Z., Stafilov, T., Steinnes, E., Stihi, C., Suchara, I., Thöni, L., Uggerud, H.T., Zechmeister, H.G. (2017 d): Modelling and mapping heavy metal and nitrogen concentrations in moss in 2010 throughout Europe by applying Random Forests models. Atmospheric Environment 156: 146-159.

Olschewski, R. (2017): Bewertung von Ökosystemleistungen: eine Bestandsaufnahme. In: Schweizerische Zeitung für Forstwesen 168 (1): 3-13.

Potschin, M., Burkhard, B. (2015): Glossary for ecosystem service mapping and assessment terminology. Deliverable D1.4 EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007 2015

Posch, M., Reinds, G.J. (2009): A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. Environmental Modelling & Software 24: 329–340

Qiu, Y., Fu, B., Wang, J., Chen, L. (2001): Spatial variability of soil moisture content and its relation to environmental indices, a semi-arid gully catchment of the Loess Plateau, China. Journal of Arid Environments 49:723-750.

R Development Core Team (2008): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Tengö, M., Bennett, E. M., Holland, T., Benessaiah, K. et al. (2010): Untangling the Environmentalist's Paradox. Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? In: BioScience 60 (8), S. 576–589. DOI: 10.1525/bio.2010.60.8.4.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Natursch Biol Vielf 34:1-318.

Schachtschabel, P., Auerswald, K., Brümmer, G., Hartke, K. H., Schwertmann, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart

Scheffer, F., Ulrich, B. (1960): Humus und Humusdüngung. Zweite, völlig neu bearbeitete Auflage. Band I: Morphologie, Biologie, Chemie und Dynamik des Humus. Mit 45 Abbildungen und 39 Tabellen. 1960. VII, 266 Seiten.

Scheinost, A. (1995): Pedotransferfunktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Dissertation, Technische Universität München.

Schlesinger, W.H. (1990): Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. Nature 348:232-234

Schlutow, A., Becker, R., Hübener, P. (2005): KliStWa - Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen (dynamische Modellierung) auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen im Freistaat Sachsen.

Schlutow, A., Dirnböck, T., Pecka. T., Scheuschner, T. (2015): Use of an empirical model approach for modelling trends of ecological sustainability (Chapter 14). In: De Vries, W., Hettelingh, J.-P., Posch, M. (eds). Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Springer, 662 S.

Schlutow, A., Gemballa, R. (2008): Sachsens Leitwaldgesellschaften – Anpassung in Bezug auf den prognostizierten Klimawandel. AFZ - Der Wald 1/2008: 28-31.

Schlutow, A., Kraft, P., Weigelt-Kirchner, R. (2007): Veränderungen der potenziell natürlichen Vegetation im Zuge des Klimawandels im Freistaat Sachsen. Endbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 40200317 im Auftrag des Staatsbetriebes Sachsenforst. Graupa. Manuskriptdruck.

Schlutow, A., Profft, I., Frischbier, N. (2009): Das BERN-Modell als Instrument zur Einschätzung der Angepasstheit von Waldgesellschaften und Baumarten an den Klimawandel in Thüringen. Forst und Holz 64: 31-37.

Schlutow, A., Scheuschner, T., Heinzel, L., Schlutow, M. (2014): Anpassung von Klimagliederung und Leitwaldgesellschaften an den Klimawandel in Mecklenburg-Vorpommern. Projekt im Auftrag von Landesforst Mecklenburg – Vorpommern. 114 S.

Schlutow, A., Scheuschner, T., Nagel, H.-D. (2011): Development of vegetation under different deposition scenarios. In: Fischer, R. und Lorenz, M. (Ed): Forest Condition in Europe - 2011 Technical Report of ICP Forests and FutMon. Online im Internet. URL: http://www.icp-forests.org/pdf/TR2011.pdf.

Schmidt, G., Schönrock, S., Schroeder, W. (2014): Plant phenology as a biomonitor for climate change in Germany. A modelling and mapping aproach. Springer Briefs in Environmental Science. Heidelberg:1-6

Schnell, R., Hill, P.B., Esser, E. (2014): Methoden der empirischen Sozialforschung, 10. Aufl., München: Oldenbourg-Verlag

Schönwiese, C.D. (2000): Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler. Gebrüder Bortraeger Verlag, Berlin, Stuttgart.

Schröder, W., Nickel, S., Jenssen, M., Riediger, J. (2015): Methodology to assess and map the potential development of forest ecosystems exposed to climate change and atmospheric nitrogen deposition: a pilot study in Germany. Science of the Total Environment 521-522: 108-122.

Schröder, W. (1994): Erkenntnisgewinnung, Hypothesenbildung und Statistik. In: Schröder W, Vetter L, Fränzle O (Hg.) Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. - Braunschweig, Wiesbaden, S. 1 – 16.

Schröder, W., Nickel, S., Schlutow, A., Nagel, H.D. (2017 a): Auswirkungen der Schwermetall-Emissionen auf Luftqualität und Ökosysteme in Deutschland. Quellen, Transport, Eintrag, Gefährdungspotenzial. Teilbericht 2: Integrative Datenanalyse, Erheblichkeitsbeurteilung und Untersuchung der gegenwärtigen Regelungen und Zielsetzungen in der Luftreinhaltung und Vergleich mit ausgewählten Anforderungen, die sich in Bezug auf den atmosphärischen Schadstoffeintrag aus den verschiedenen Rechtsbereichen ergeben. Abschlussbericht Forschungskennzahl 3713 63 253. Dessau, Vechta

Schröder, W., Nickel, S., Schönrock, S., Meyer, M., Wosniok, W., Harmens, H., Frontasyeva, M.V., Alber, R., Aleksiayenak, J., Barandovski, L., Danielsson, H., de Temmermann, L., Fernández Escribano, A., Godzik, B., Jeran, Z., Pihl Karlsson, G., Lazo, P., Leblond, S., Lindroos, A.-J., Liiv, S., Magnússon, S.H., Mankovska, B., Martínez-Abaigar, J., Piispanen, J., Poikolainen, J., Popescu, I.V., Qarri, F., Santamaria, J.M., Skudnik, M., Špirić, Z., Stafilov, T., Steinnes, E., Stihi, C., Thöni, L., Uggerud, H.T., Zechmeister, H.G. (2017 b): Bioindication and modelling of atmospheric deposition in forests enable exposure and effect monitoring at high spatial density across scales. Annals of Forest Science 74, 31:1-23.

Schröder, W., Nickel, S., Jenssen, M., Hofmann, G. (2017 c): Anleitung zur Beurteilung der Integrität von Wald- und Forstökosystemen in Deutschland. Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3713 83 254. Dessau, Vechta.

Schröder, W., Nickel, S., Schönrock, S., Meyer, M., Wosniok, W., Harmens, H., Frontasyeva, M.V., Alber, R., Aleksiayenak, J., Barandovski, L., Danielsson, H., de Temmermann, L., Fernández Escribano, A., Godzik, B., Jeran, Z., Pihl Karlsson, G., Lazo, P., Leblond, S., Lindroos, A.-J., Liiv, S., Magnússon, S.H., Mankovska, B., Martínez-Abaigar, J., Piispanen, J., Poikolainen, J., Popescu, I.V., Qarri, F., Santamaria, J.M., Skudnik, M., Špiric, Z., Stafilov, T., Steinnes, E., Stihi, C., Thöni, L., Uggerud, H.T., Zechmeister, H.G. (2016 a): Spatially valid data of atmospheric deposition of heavy metals and nitrogen derived by moss surveys for pollution risk assessments of ecosystems. Environmental Science and Pollution Research, 23:10457-10476.

Schröder, W., Pesch, R. (2013): Hypothesenprüfung in der Landschaftsökologie. In: Schröder, W., Fränzle, O., Müller, F. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Kap. V-1.1. 22. Erg.Lfg., Wiley-VCH, Weinheim, 10 S.

Schröder, W., Riediger. J., Nickel. S., Jenssen. M. (2016 b): Projektion zukünftiger Ökosystemzustände unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen. Integrität von Wald- und Forstökosystemen unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen – Teil II. Naturschutz und Landschaftsplanung 48(1):22-28

Schröder, W., Schmidt, G., Hornsmann, I. (2006): Landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands. In: Fränzle, O., Müller, F., Schröder, W. (Hrsg.) 1997 – 2006. Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. V-1.9, 17. Erg.Lfg., S. 1 - 100

Schulte-Bisping, H., Beese, F. (2016): N-Fluxes and N-turnover in a mixed beech-pine forest under low N-inputs. European Journal of Forest Research. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, URL: https://www.researchgate.net/publication/289706545_N-fluxes_and_N-turnover_in_a_mixed_beech-pine_forest_under_low_N-inputs

Schulze, E.D., Beck, E., Müller-Hohenstein, K. (2002): Pflanzenökologie. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg/Berlin.

Schulze, G. (1998): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) - SEA 95 – Teil D. - Bodenformen-Katalog Merkmalsübersichten und –tabellen für Haupt- und Feinbodenformen, 4. Auflage, Schwerin.

Scibek, J., Allen, D.M. (2006): Modeled impacts of predicted climate change on recharge and groundwater levels. Water Resour. Res. 42, W11405:1-18.

Seppelt, R., Fath, B., Burkhard, B., Fisher, J.L., Gret-Regamay, A., Lautenbach, S., Pert, P., Hotes, S., Spangenberg, J., Verburg, P., Van Oudenhoven, A.P.E. (2012): Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. Ecological Indicators 21, 145–154.

Shapiro, S.S., Wilk, M.B. (1965): An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika, 52, 3-4: 591-611.

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder. E, (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Bonn: Bundesamt Naturschutz, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53. 560 p.

Strietzel, R. (1996): Fuzzy-Regelung. Oldenbourg-Verlag, München.

Succow, M. (1974): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav Fischer Verlag, Jena. S. 126.

Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, S. 126.

Stürck, J, Verburg, Peter P. H. (2017): Multifunctionality at what scale? A landscape multifunctionality assessment for the European Union under conditions of land use change. In: Landscape Ecolology 32 (3), S. 481–500. DOI: 10.1007/s10980-016-0459-6.

Succow, M., Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. Schweizerbart´sche Verlags¬buchhandlung. Stuttgart. 622 S.

Sverdrup, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.

Templer, P.H., Mack, M.C., Chapin, F.S., Christenson, L.M., Compton, J.E., Crock, H.D., Currie, W.S., Curtis, C.J., Dail, D.B., DÁntonio, C.M., Emmett, B.A., Epstein, H.E., Goodale, C.L., Gundersen, P., Hobbie, S.H., Holland, K., Hooper, D.U., Hungate, B.A., Lamontagne, S., Nadelhoffer, K.J., Osenberg, C.W., Perakis, S.S., Schleppi, P., Schimel, J., Schmidt, I.K., Sommerkorn, M., Spoelstra, J., Tietema, A., Wessel, W.W., Zak, D.R. (2012): Sinks for nitrogen inputs in terrestrial ecosystems: a meta-analysis of 15N tracer field studies. Ecology 93(8):1816-1829

Therneau, T., Atkinson, B., Ripley, B. (2015): rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees. URL https://CRAN.R-project.org/package=rpart. R package version 4.1-10. [p229]

Torseth, K., Aas, W., Breivik, K., Fjaeraa, A.M., Fiebig, M., Hjellbrekke, A.G., Myhre, C.L., Solberg, S., Yttri, K.E. (2012): Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972-2009. Atmospheric Chemistry and Physics 12, 5447-5481.

UBA (2017): Ermittlung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme (PINETI^2, FKZ 3712 63 240 1). In Vorbereitung

UNECE Convention on long-range transboundary air pollution (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends.

van der Salm, C., Köhlenberg, L., de Vries, W. (1998): Assessment of weathering rates in Dutch loess and river-clay soils at pH 3.5, using laboratory experiments. Geoderma. S. 41–62.

VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (2008): Vegetation als Indikator für Stickstoffeinträge - Bewertung der Stickstoffverfügbarkeit durch Ellenberg-Zeigerwerte der Waldbodenvegetation, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN-Normenausschuss KRdL.

Wagstaff, K., Cardie, C., Rogers, S., Schroedl, S. (2001): Constrained k-means clustering with background knowledge. In: 18th Int'l Conf. on Machine Learning, 577–584

Walz, U., Stein, C. (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. Journal for Nature Conservation 22(3):279-289. URL: https://www.researchgate.net/publication/265692282_Die_Naturlichkeit_der_Landnutzung_in_Deutschland?channel=doi&linkId=54194c020cf25ebee9884369&showFulltext=true

Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.) (2017): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald. https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze

Wiesmeier, M., Prietzel, J., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I. (2013): Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southwest Germany (Bavaria) – Implications for carbon sequestration. Forest ecology ans Management 295:162-172

Williams, G. (2009): Rattle: A Data Mining GUI for R, Graham J Williams, The R Journal, 1(2):45-55.

Willmanns, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie - eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. 6. neu bearb. Aufl., Quelle & Meyer, Wiesbaden.Ad-Hoc-AG Boden 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. verbesserte und erw. Aufl., E. Schweizerbart, Stuttgart.

Woike, M. (2009): Die Strategie für Biologische Vielfalt in Nordrhein-Westfalen. Vortrag auf der Tagung des BBN am 13.03.2009. http://www.bbn-online.de/fileadmin/RG_Nordrhein-Westfalen/BBN_Tagung_13_03_09_5_BioDiv_NRW_Woike_01.pdf

Wosniok, W. (2015): Fallzahlen für das Moosmonitoring - Ergänzungvorschläge für das Monitoring manual 2015 survey (ICP Vegetation 2014). Arbeitspapier vom 04.09.2015, Universität Bremen, Bremen

Zadeh, L.A. (1965): Fuzzy Sets. Information and Control 8, (4), 338-353.

Zadeh, L. A. (1978): Fuzzy Sets as a Basis for a Theory of possibility. Fuzzy Sets and Systems, (1), 3-28.

Zeileis, A., Croissant, Y. (2010): Extended Model Formulas in R: Multiple Parts and Multiple Responses. J. Statistical Software. URL https://www.jstatsoft.org/article/view/v034i01

Zepp, H. (1995): Klassifikation und Regionalisierung von Bodenfeuchteregime-Typen. In: Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 9, Gebrüder Borntraeger, Berlin.

Zepp, H., Müller, M.J. (1999): Landschaftsökologische Erfassungsstandards. Ein Methodenbuch. Forschungen zur deutschen Landeskunde Bd. 244, Flensburg.

Anhangsverzeichnis

ANHANG A1: Referenzzustände von Ökosystemen, Modellregionen und Modellgebiete

ANHANG A2: Modellierung

ANHANG A3: Regionalisierung der Ökosystemtypen, Qualitätsprüfung

ANHANG A4: Erweitungen zum Indikator Bodenfeuchte

ANHANG A5: Anwendung des Verfahrens auf die Ergebnisse der standortspezifischen Modellierung

ANHANG A6: Machbarkeitsstudie (Matrixansatz)

ANHANG A7: Kartenanhang

ANHANG A1

Zu Kapitel 3:

Referenzzustände

INHALT

A1.1 Auswahl der im Rahmen des Vorläuferprojektes erarbeiteten und der neu zu erarbeitenden Referenzzustände für naturnahe Ökosystemtypen

A.1.2 Verteilung der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) innerhalb der Modellregion 1 „Nordostdeutsches Tiefland“ und Repräsentanz derselben für die innerhalb Deutschlands kartieren ANOEST.

A1.3 Verteilung der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) innerhalb der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ und Repräsentanz derselben für die innerhalb Deutschlands kartieren ANOEST.

A1.4 Verteilung der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) innerhalb der Modellregion 3 „Bayerischer Wald“ und Repräsentanz derselben für die innerhalb Deutschlands kartieren ANOEST.

A1.5 Maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung und minimale prozentuale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für 60 Wald- und Forstökosystemtypen.

A1.6 Mittelwerte und Standardabweichung für die Indikatoren des Nährstoff- und Wasserhaushalts (C/N-Verhältnis, pH-Wert in 1/10 KCl, Basensättigung und Feuchtekennzahl) zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für 60 Wald- und Forstökosystemtypen.

Anhang A1.1: Auswahl der im Rahmen des Vorläuferprojektes erarbeiteten und der neu zu erarbeitenden Referenzzustände für naturnahe Ökosystemtypen.

Öko-Code	Ökosystemtyp	Biotptyp	ANOEST [km²]	ANOEST [%]	Auswahl-kriterium
1. Waldökosysteme					
1.1. Nass- und Feuchtwald-Ökosysteme					
1.1.1.Schwarzerlenwald-Ökosysteme					
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	43.02.01.01	133	0,1	2
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	43.02.02.01	692	0,7	2, 4
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	43.02.02.01	290	0,3	2, 4
1.1.3. Eschenwald-Ökosysteme					
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	43.04.01.02	1281	1,3	2, 4
1.1.5. Stieleichen-Hainbuchenwald-Ökosysteme					
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	43.07.02	626	0,7	2
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	43.07.02	255	0,3	2
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	43.07.02	1047	1,1	1, 2, 4
1.3.Atlantisch-subatlantisch-zentraleuropäische Tiefland-Waldökosysteme					
1.3.1. Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme					
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	43.07.05.01	1034	1,1	1, 4, 2
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	43.07.04.02	2	0,0	
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald	43.07.04.02	142	0,1	
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	43.07.04.02	9007	9,4	1, 4
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	43.07.05.01	10795	11,3	
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	43.07.05.01	1601	1,7	1
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	43.07.05.01	1612	1,7	1, 4
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	43.08.02	54	0,1	2
1.3.2. Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme					
Ec-4n-C2	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	43.07.04.02	934	1,0	
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01	99	0,1	
Ec-5n-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01	357	0,4	
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01	387	0,4	3
1.3.3. Traubeneichenwald-Ökosysteme					
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	43.08.05.01	11	0,0	3
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	43.08.05.01	56	0,1	3
1.4. Subkontinentale Tiefland-Waldökosysteme					
1.4.2. Kiefern-Traubeneichenwald-Ökosysteme					
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	43.08.05.01	235	0,2	3
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	43.08.05.01	2	0,0	3
1.6. Nadelbaumfreie Buchenwald-Ökosysteme kühler Lagen					
1.6.2. Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
D1-6d-C2	Moder-Buchen-Bergwald	43.07.04.03	870	0,9	
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	43.07.05.02	110	0,1	
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	43.07.05.02	525	0,5	4, 1
1.6.3. Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme					
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-	43.07.04.03			

Öko-Code	Ökosystemtyp	Biotptyp	ANOEST [km²]	ANOEST [%]	Auswahl-kriterium
	Hochbergwald				
1.7. Nadelbaumhaltige Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
1.7.1. Tannen- und Tannen-Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	43.07.06.01.01	2241	2,3	
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald				
1.7.2 Fichten-Buchen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme					
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	43.07.06.02.01	756	0,8	4, 2
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.01	1036	1,1	
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.01	132	0,1	
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.02	2069	2,2	4, 1
1.8. Hochmontan-subalpine Nadelbaumwälder und -gehölze					
1.8.1. Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme					
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	44.01.01.01	95	0,1	
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	44.03.02.01	137	0,1	
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	44.03..02.02	668	0,7	4, 1
2. Forstökosysteme					
Mittel- bis zentraleuropäische Kiefernforsten					
Eb, Ec-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	44.04.03.01	1839	1,9	1, 4, 2
Eb, Ec-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	44.04.03.01	509	0,5	1, 4, 2
Eb, Ec-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst	44.04.03.02	22	0,0	
Eb, Ec-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	44.04.03.02	4748	5,0	
Eb, Ec-4n-c2	Moder-Kiefernforst	44.04.03.02	5306	5,5	
Subkontinentale Kiefernforsten					
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	44.04.03.02	2278	2,4	1
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	44.04.03.02	1734	1,8	1, 4
	Kiefern-Halbtrockenforsten				
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	44.04.03.03	732	0,8	1, 3
Eb, Ec-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	44.04.03.03	1193	1,2	1, 4, 3
Fichtenforsten					
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	44.04.01.01	1148	1,2	1, 4, 2
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenforst	44.04.01.02	9568	10,0	1, 4
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	44.04.01.02	4481	4,7	1, 4
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	44.04.01.02	1953	2,0	1, 4
Dg-6d-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst				
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	44.04.01.02			
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst				
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	44.04.01.02	6777	7,1	
Summe			**81577**	**85,1**	

Erläuterung: Öko-Code kursiv und unterstrichen = Auswahl neu zu erarbeitender Referenzzustände; Kriterium: 1 = Hohe Flächenrepräsentanz für Deutschland; 2 = Flächenhafte ökologische Relevanz insbesondere für C-Speicherung ; 3 = Potentielle künftige Relevanz unter den Bedingungen von Klimawandel und Fremdstoffeinträgen ; 4 = Flächenrepräsentanz für ausgewählte Modellregionen (zur ausführlichen Erläuterung der Auswahlkriterien vgl. Kapitel 3).

Anhang A1.2 Verteilung der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) innerhalb der Modellregion 1 „Nordostdeutsches Tiefland“ und Repräsentanz derselben für die innerhalb Deutschlands kartieren ANOEST

Öko-Code	Ökosystemtyp	ANOEST [km²] (Deutschland)	ANOEST [%] (Deutschland)	ANOEST [km²] (Modell-region)	ANOEST [%] (Modell-region)	Auswahl
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	5306	5,54%	1545	37,5%	x
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	4748	4,95%	1031	25,0%	x
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	10795	11,26%	336	8,2%	x
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	692	0,72%	166	4,0%	+
Ed-3n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	2278	2,38%	121	2,9%	x
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	1281	1,34%	112	2,7%	+
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	290	0,30%	106	2,6%	+
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald	142	0,15%	86	2,1%	X
Ec-4n-C2	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	934	0,97%	79	1,9%	X
Ebc-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	509	0,53%	72	1,8%	+
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	99	0,10%	67	1,6%	X
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	1734	1,81%	56	1,4%	+
Ebc-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	1193	1,24%	54	1,3%	+
Ebc-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	1839	1,92%	45	1,1%	+
Ed-4n-C2	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	94	0,10%	42	1,0%	+
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	4481	4,68%	28	0,7%	+
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	626	0,65%	23	0,6%	
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	133	0,14%	18	0,4%	
Eg-7m-B2	Stieleichen-Feuchtwald	170	0,18%	15	0,4%	
Eb-7n-B2	Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	27	0,03%	15	0,4%	
Ed-4n-D1	Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	48	0,05%	14	0,3%	
Ebc-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst	22	0,02%	10	0,2%	X
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	387	0,40%	10	0,2%	+
Ed-4n-E1	Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	10	0,01%	7	0,2%	
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	1034	1,08%	6	0,2%	
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	56	0,06%	6	0,1%	+
Eg-7m-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	0	0,00%	5	0,1%	
Ed-7o-T3	Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	186	0,19%	5	0,1%	
Ed-3n-B2	Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	127	0,13%	4	0,1%	
Eg-7-t5/F	Kohldistel-Feuchtwiese	30	0,03%	4	0,1%	
Ed-4r-E1	Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	5	0,01%	4	0,1%	
Eg-7wü-D1	Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	58	0,06%	4	0,1%	
Eg-5n-d1	Braunmull-Eichenforst	392	0,41%	4	0,1%	
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	3	0,00%	3	0,1%	x
Eb-7n-E2	Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	285	0,30%	2	0,0%	
Eg-3r-E2	Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	2	0,00%	2	0,0%	
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	2	0,00%	2	0,0%	x
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	1953	2,04%	1	0,0%	+
Eg-5r-E1	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	2	0,00%	1	0,0%	
Ec-5n-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchenwald	357	0,37%	0	0,0%	x
E/D-6-c	Flatterbinsen-Weide	39	0,04%	0	0,0%	
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	1047	1,09%	0	0,0%	
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	1612	1,68%	0	0,0%	
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	11	0,01%	0	0,0%	+
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	732	0,76%	0	0,0%	+
	Summe	**45771**	**47,76%**	**4116**	**100,0%**	

Erläuterung: Auswahl: + = Zur Parametrisierung mit Referenzzuständen neu ausgewählte Ökosystemtypen; x = Referenzzustände im Vorläuferprojekt erarbeitet

Anhang A1.3 Verteilung der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) innerhalb der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“ und Repräsentanz derselben für die innerhalb Deutschlands kartieren ANOEST

Öko-Code	Ökosystemtyp	ANOEST [km²] (Deutschland)	ANOEST [%] (Deutschland)	ANOEST [km²] (Modellregion)	ANOEST [%] (Modellregion)	Auswahl
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	9007	9,40%	2029	30,3%	+
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenforst	9568	9,98%	1246	18,6%	+
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	10795	11,26%	1236	18,4%	x
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	6777	7,07%	411	6,1%	x
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	1612	1,68%	410	6,1%	+
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	4481	4,68%	273	4,1%	+
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	1601	1,67%	215	3,2%	+
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	525	0,55%	153	2,3%	+
D1-6d-C1	Moder-Buchen-Bergwald	870	0,91%	117	1,7%	x
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	1953	2,04%	87	1,3%	+
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	1047	1,09%	85	1,3%	+
C1-6d-E1	Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	80	0,08%	80	1,2%	
C2-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	61	0,06%	49	0,7%	
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	1148	1,20%	34	0,5%	+
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	1034	1,08%	34	0,5%	+
Ea-7m-B2	(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	315	0,33%	34	0,5%	
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	387	0,40%	31	0,5%	
Eg-7n-c2	Moder-Eichen-Feuchtforst	489	0,51%	23	0,3%	
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	110	0,12%	23	0,3%	x
Cg-7o-T3	Karpatenbirken-Feuchtwald	20	0,02%	19	0,3%	
Ec-4n-C1	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	934	0,97%	17	0,3%	
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	4748	4,95%	14	0,2%	x
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	626	0,65%	13	0,2%	
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	95	0,10%	10	0,2%	x
Eg-8z-T5	Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	49	0,05%	9	0,1%	
E/D-6-c	Flatterbinsen-Weide	39	0,04%	7	0,1%	
Dg-7z-D1	Bergahorn-Eschenwald	66	0,07%	6	0,1%	
Eg-7wü-E1	Eschen-Feldulmen-Auenwald	676	0,70%	6	0,1%	
Dg-7-d1	Bergauen-Feuchtwiese	10	0,01%	5	0,1%	
Eg-8o-T3	Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	119	0,12%	4	0,1%	
Eg-7z-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	0	0,00%	4	0,1%	
D1-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	154	0,16%	4	0,1%	
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	105	0,11%	4	0,1%	
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	137	0,14%	3	0,0%	x
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	5306	5,54%	2	0,0%	x
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	2	0,00%	2	0,0%	
Eg-7o-T3	Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	186	0,19%	2	0,0%	
Dg-6-d	Rotschwingel-Weißklee-Weide	3	0,00%	2	0,0%	
Ebc-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	509	0,53%	1	0,0%	
Eg-5n-d1	Braunmull-Eichenforst	392	0,41%	1	0,0%	
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	54	0,06%	0	0,0%	
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	133	0,14%	0	0,0%	
Cg-9-T2	Bergland-Hochmoor	27	0,03%	0	0,0%	
Eg-5-d	Glatthafer-Frischwiese	62	0,06%	0	0,0%	
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	1281	1,34%	0	0,0%	+
	Summe	**67592**	**70,53%**	**6706**	**100,00%**	

Erläuterung: Auswahl: + = Zur Parametrisierung mit Referenzzuständen neu ausgewählte Ökosystemtypen; x = Referenzzustände im Vorläuferprojekt erarbeitet

Anhang A1.4 Verteilung der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) innerhalb der Modellregion 3 „Bayerischer Wald“ und Repräsentanz derselben für die innerhalb Deutschlands kartieren ANOEST.

Öko-Code	Ökosystemtyp	ANOEST [km²] (Deutschland)	ANOEST [%] (Deutschland)	ANOEST [km²] (Modellregion)	ANOEST [%] (Modellregion)	Auswahl
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	6777	7,07%	2793	83,0%	x
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	1036	1,08%	312	9,3%	x
D2-7s-B2	Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	478	0,50%	51	1,5%	
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	137	0,14%	47	1,4%	x
D2-6d-C1	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	2241	2,34%	40	1,2%	x
D2-7s-C1	Moder-Tannen-Feuchtbergwald	40	0,04%	38	1,1%	
C2-6d-D1	Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	26	0,03%	14	0,4%	
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	105	0,11%	11	0,3%	
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	1148	1,20%	11	0,3%	
Dg-7ü-T5	Grauerlen-Bergauenwald	438	0,46%	9	0,3%	
Ed-7o-T3	Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	127	0,13%	7	0,2%	
E/D-6-c	Flatterbinsen-Weide	39	0,04%	6	0,2%	
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenforst	9568	9,98%	6	0,2%	+
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	4748	4,95%	6	0,2%	x
D2-6d-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	439	0,46%	5	0,1%	
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	4481	4,68%	4	0,1%	+
Eg-7wü-E1	Eschen-Feldulmen-Auenwald	676	0,70%	2	0,1%	
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	1601	1,67%	1	0,0%	
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	95	0,10%	1	0,0%	x
Cg-9-T2	Bergland-Hochmoor	27	0,03%	1	0,0%	
D2-7n-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	609	0,64%	1	0,0%	
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	255	0,27%	0	0,0%	
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	1034	1,08%	0	0,0%	+
Eg-8z-T5	Schwarzerlen-Bergauenwald	13	0,01%	0	0,0%	
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	1047	1,09%	0	0,0%	
D2-7n-C1	Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	877	0,92%	0	0,0%	
Eg-5-d	Glatthafer-Frischwiese	62	0,06%	0	0,0%	
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	10795	11,26%	0	0,0%	x
	Summe	**48917**	**51,04%**	**3367**	**100,0%**	

Erläuterung: Auswahl: + = Zur Parametrisierung mit Referenzzuständen neu ausgewählte Ökosystemtypen; x = Referenzzustände im Vorläuferprojekt erarbeitet

Anhang A1.5 Maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung und minimale prozentuale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für 60 Wald- und Forstökosystemtypen

Öko-Code	Ökosystemtyp	Biotoptyp	Aufnahmen 1905 – 1990		
			Anzahl	Max. Kullback - Distanz	Min. Ähn-lichkeit [%]
1 Waldökosysteme					
1.1 Nass- und Feuchtwald-Ökosysteme					
1.1.1 Schwarzerlenwald-Ökosysteme					
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	43.02.01.01	10	1,13	43
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	43.02.02.01	55	1,07	53
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	43.02.02.01	34	1,44	42
1.1.3 Eschenwald-Ökosysteme					
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	43.04.01.02	10	1,35	30
1.1.5 Stieleichen-Hainbuchenwald-Ökosysteme					
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald *(Referenzzustände 1992 – 2010)	43.07.02	(26)*	1,32	41
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	43.07.02	26	0,96	48
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	43.07.02	47	1,44	35
1.3 Atlantisch-subatlantische-zentraleuropäische Tiefland-Waldökosysteme					
1.3.1 Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme					
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	43.07.05.01	106	1,06	53
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	43.07.04.02	20	0,64	59
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald	43.07.04.02	19	0,12	92
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	43.07.04.02	120	0,88	56
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	43.07.05.01	56	0,98	57
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	43.07.05.01	114	0,82	59
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	43.07.05.01	44	0,72	65
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	43.07.05.01	172	0,95	52
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	43.08.02	62	1,1	51
1.3.2 Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme					
Ec-4n-C2	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	43.07.04.02	22	0,82	54
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald *(Referenzzustände 1998 – 2014)	43.07.05.01	(40)*	1,1	43
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01			
Ec-5n-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01	76	0,9	53
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01	50	1,05	47
1.3.3 Traubeneichenwald-Ökosysteme					
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	43.08.05.01	14	0,82	55
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	43.08.05.01	77	1,17	42
1.4 Subkontinentale Tiefland-Waldökosysteme					
1.4.1 Kiefernwald-Ökosysteme					
Ed-2n-A2	Magerrohumus-Sand-Kiefernwald	44.02.03.01	86	1,09	53
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	44.02.03.01	53	0,56	65
1.4.2 Kiefern-Traubeneichenwald-Ökosysteme					
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	43.08.05.01	35	0,83	52
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	43.08.05.01	22	0,97	52
1.6 Nadelbaumfreie Buchenwald-Ökosysteme kühler Lagen					
1.6.2 Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	43.07.04.03	67	0,65	65
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	43.07.05.02	119	1,02	52
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	43.07.05.02	90	0,87	58
1.6.3 Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme					
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	43.07.04.03	14	0,87	49
1.7 Nadelbaumhaltige Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
1.7.1 Tannen- und Tannen-Buchen-Bergwald-Ökosysteme					

Öko-Code	Ökosystemtyp	Biotoptyp	Aufnahmen 1905 – 1990		
			Anzahl	Max. Kullback - Distanz	Min. Ähn-lichkeit [%]
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	43.07.06.01.01	51	0,84	54
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	43.07.06.01.01	14	0,85	51
1.7.2 Fichten-Buchen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme					
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	43.07.06.02.01	22	0,94	47
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.01	5	0,15	84,9
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.01	40	0,61	62
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.02	42	1,02	45
1.8. Hochmontan-subalpine Nadelbaumwälder und –gehölze					
1.8.1. Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme					
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	44.01.01.01	15	0,85	59
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	44.03.02.01	38	0,53	65
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	44.03..02.02	13	1,04	44
2. Forstökosysteme					
Mittel- bis zentraleuropäische Kiefernforsten					
Eb, Ec-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	44.04.03.01	9	0,59	60
Eb, Ec-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	44.04.03.01	34	0,64	66
Eb,Ec,Ed-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	44.04.03.02	85	0,55	68
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	44.04.03.02	193	0,74	62
Eb, Ec-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (t)	44.04.03.02	118	0,55	68
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	44.04.03.02	51	0,74	61
Eb, Ec-4n-c2	Rohhumusmoder-Kiefernforst (t)	44.04.03.02	93	0,69	63
Eb, Ec-4n-c2	Moder-Kiefernforst	44.04.03.02	24	0,76	58
Subkontinentale Kiefernforsten					
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	44.04.03.02	44	0,8	57
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	44.04.03.02	24	0,53	66
Kiefern-Halbtrocken- und Trockenforsten					
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	44.04.03.03	40	0,94	55
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	44.04.03.03	14	0,49	69
Eb, Ec-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	44.04.03.03	7	0,35	69
Fichtenforsten					
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst *(Referenzzustände 1975 – 2004)	44.04.01.01	(16)*	0,88	49
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenforst	44.04.01.02	4	0,13	86
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	44.04.01.02	26	1,07	49
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	44.04.01.02			
Dg-6d-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst	44.04.01.02	9	1,12	46
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	44.04.01.02	36	0,6	68
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	44.04.01.02	21	0,65	61
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	44.04.01.02	15	1,2	44
Gesamt	**Aufnahmen von 1905 bis 1990**		**2707**	**0,83+-0,29**	**56,8+-11,4**

Erläuterung: Öko-Code unterstrichen = Referenzzustände neu in OESI 2, andere Referenzzustände neu bearbeitet

Anhang A1.6 Mittelwerte und Standardabweichung für die Indikatoren des Nährstoff- und Wasserhaushalts (C/N-Verhältnis, pH-Wert in 1/10 KCl, Basensättigung und Feuchtekennzahl) zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für 60 Wald- und Forstökosystemtypen

Öko-Code	Ökosystemtyp	C/N	sCN	pH	spH	BS	sBS	DKF	sDKF
1 Waldökosysteme									
1.1 Nass- und Feuchtwald-Ökosysteme									
1.1.1 Schwarzerlenwald-Ökosysteme									
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	20,7	1,1	3,79	0,62	26,2	8,4	8,2	0,8
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	17,5	2,2	4,72	0,58	47	3,4	8,5	0,2
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	14,5	2,1	5,13	0,64	49,2	4,2	7,6	0,6
1.1.3 Eschenwald-Ökosysteme									
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	12,3	0,4	5,32	0,36	53,5	3,3	7,1	0,7
1.1.5 Stieleichen-Hainbuchenwald-Ökosysteme									
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald *(Referenzzustände 1992 – 2010)	17,2	0,9	4,74	0,68	35,1	5,1	5,3	0,9
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	14,4	0,8	5,2	0,55	48	4,4	5,7	0,6
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	13,1	0,7	5,74	0,43	53,8	4,2	5,8	0,4
1.3 Atlantisch-subatlantische-zentraleuropäische Tiefland-Waldökosysteme									
1.3.1 Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme									
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	14,2	0,9	5,08	0,24	47,3	3,1	6	0,5
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	22,2	3,1	3,3	0,21	22,8	1,8	4	0,9
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald	19,6	1,8	3,75	0,35	28,7	2,5	4,6	0,5
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	17,9	2,1	4,31	0,6	28,3	3,8	4,9	0,5
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	15,6	1,2	4,69	0,35	38,4	6,5	5,7	0,6
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	14,2	0,6	5,13	0,39	49,7	3,2	5,7	0,3
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	12,9	0,4	6,11	0,35	60,3	2,6	5,6	0,4
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	13,2	0,5	5,83	0,21	55,2	4	5,5	0,4
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	14,4	0,3	6,52	0,35	59,5	3,4	4,2	0,3
1.3.2 Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme									
Ec-4n-C2	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	18,9	1,5	3,9	0,44	31,1	4,3	4,4	0,3
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald *(Referenzzustände 1998 – 2014)	16,1	1,3	4,6	0,45	38,2	5,9	5,1	0,4
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald								
Ec-5n-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchenwald	14	0,7	5,49	0,23	48,9	4	5,3	0,3
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	13,2	0,5	5,76	0,26	56,1	2,6	5,3	0,3
1.3.3 Traubeneichenwald-Ökosysteme									
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	24,4	1,8	3,29	0,09	23,6	2	3,2	0,5
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	21,0	1,5	3,58	0,41	26,5	3,7	3,3	0,4
1.4 Subkontinentale Tiefland-Waldökosysteme									
1.4.1 Kiefernwald-Ökosysteme									
Ed-2n-A2	Magerrohumus-Sand-Kiefernwald	32,0	0,9	3,09	0,05	18,9	4,2	2,8	0,4
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	31,0	1,3	3,13	0,06	21,1	0,8	3,3	0,9
1.4.2 Kiefern-Traubeneichenwald-Ökosysteme									
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	23,2	1,8	3,32	0,1	24,3	2,1	3,3	0,6
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	21,4	1,6	3,46	0,16	28,4	2,3	3,7	0,4
1.6 Nadelbaumfreie Buchenwald-Ökosysteme kühler Lagen									
1.6.2 Buchen-Bergwald-Ökosysteme									
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	19,1	2,7	3,83	0,57	29	6,3	4,9	0,4
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	13,5	0,5	5,24	0,35	47,5	4,4	5,9	0,3
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	13,0	0,5	5,54	0,31	52,4	3,8	5,8	0,2
1.6.3 Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme									
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	23,1	1,9	2,98	0,2	22,6	4	5,3	0,4
1.7 Nadelbaumhaltige Buchen-Bergwald-Ökosysteme									
1.7.1 Tannen- und Tannen-Buchen-Bergwald-Ökosysteme									
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	19,9	3,1	3,52	0,55	18,8	7,6	5,4	0,3
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	21,8	3,3	3,07	0,2	23,3	2,5	4,9	0,9
1.7.2 Fichten-Buchen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme									

C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	15,6	1,2	4,09	0,55	29,4	8,1	6,4	0,5
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	26,5	1,7	2,93	0,12	18,6	1,1	5,4	0,4
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	19,2	2,4	3,59	0,52	17,9	8,3	5,4	0,3
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	15,1	0,7	5,34	0,48	50,4	9,8	5	0,3
1.8. Hochmontan-subalpine Nadelbaumwälder und –gehölze									
1.8.1. Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme									
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	28,7	1,3	2,85	0,1	18,5	1,4	7,5	0,5
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	27,8	1,6	2,79	0,22	16,3	3,4	5,8	0,6
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	25,3	2,7	3,11	0,33	20,7	2,3	6,7	1,1
2. Forstökosysteme									
Mittel- bis zentraleuropäische Kiefernforsten									
Eb, Ec-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	26,8	2,6	3,12	0,08	21,5	2,1	7,4	1
Eb, Ec-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	23,2	2,2	3,27	0,44	27,4	2,5	6	0,9
Eb,Ec,Ed-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	31,1	1,4	3,08	0,04	18,8	3,1	3,2	0,7
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	27,7	2,1	3,18	0,08	21,6	1,2	3,8	0,8
Eb, Ec-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (t)	28,3	2,5	3,17	0,09	22	1	3,2	0,8
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	23,4	2,3	3,32	0,14	23,3	2	4,4	0,7
Eb, Ec-4n-c2	Rohhumusmoder-Kiefernforst (t)	23	1,6	3,33	0,24	24,9	2,6	3,9	0,6
Eb, Ec-4n-c2	Moder-Kiefernforst	20,4	1,5	3,6	0,33	29,4	3,6	4,5	0,4
Subkontinentale Kiefernforsten									
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	22,1	2,3	3,54	0,58	24,3	2,8	3,9	0,7
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	19,6	0,9	4,5	0,82	35,4	4	4	0,4
Kiefern-Halbtrocken- und Trockenforsten									
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	17,7	0,5	6,93	0,65	59,5	8,3	3,2	0,4
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	28,1	2,4	3,24	0,06	26,3	2,1	2,5	0,4
Eb, Ec-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	21	2,9	3,81	0,54	27,3	1,1	3,4	0,4
Fichtenforsten									
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst *(Referenzzustände 1975 – 2004)	25	2,9	3,06	0,13	22,7	3,6	6,1	0,6
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenforst	26,1	2,8	3,05	0,16	23,3	2,8	4,8	0,8
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	17,3	2,7	4,2	0,47	37,4	4,9	5,7	0,6
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	14,5	1	5,13	0,52	47,5	5,3	5,5	0,4
Dg-6d-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst	24,4	4,2	2,9	0,25	19,2	4,7	5,2	0,2
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	26,7	2,2	2,89	0,18	20,2	3,8	5,1	0,4
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	22,9	1,9	3,11	0,27	25,6	3,7	4,9	0,2
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	16,8	2,5	4,33	0,6	37,8	6,9	5,4	0,4

Erläuterung: Öko-Code unterstrichen = Referenzzustände neu in OESI 2; andere Referenzzustände neu bearbeitet; BS = Basensättigung [%]; DKF = Feuchtekennzahl; s = Standardabweichung

ANHANG A2

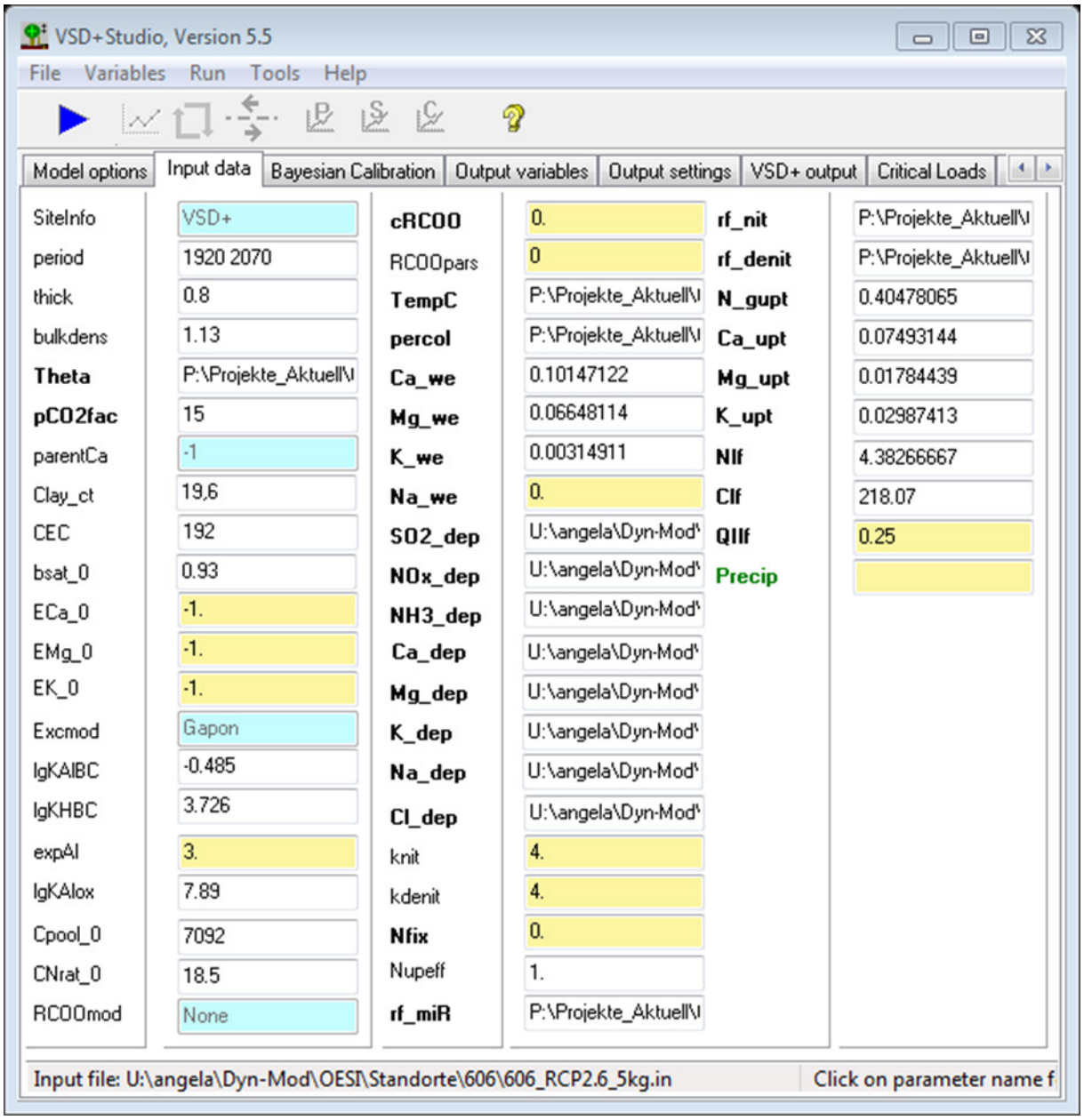
Zu Kapitel 6:

Modellierung

INHALT

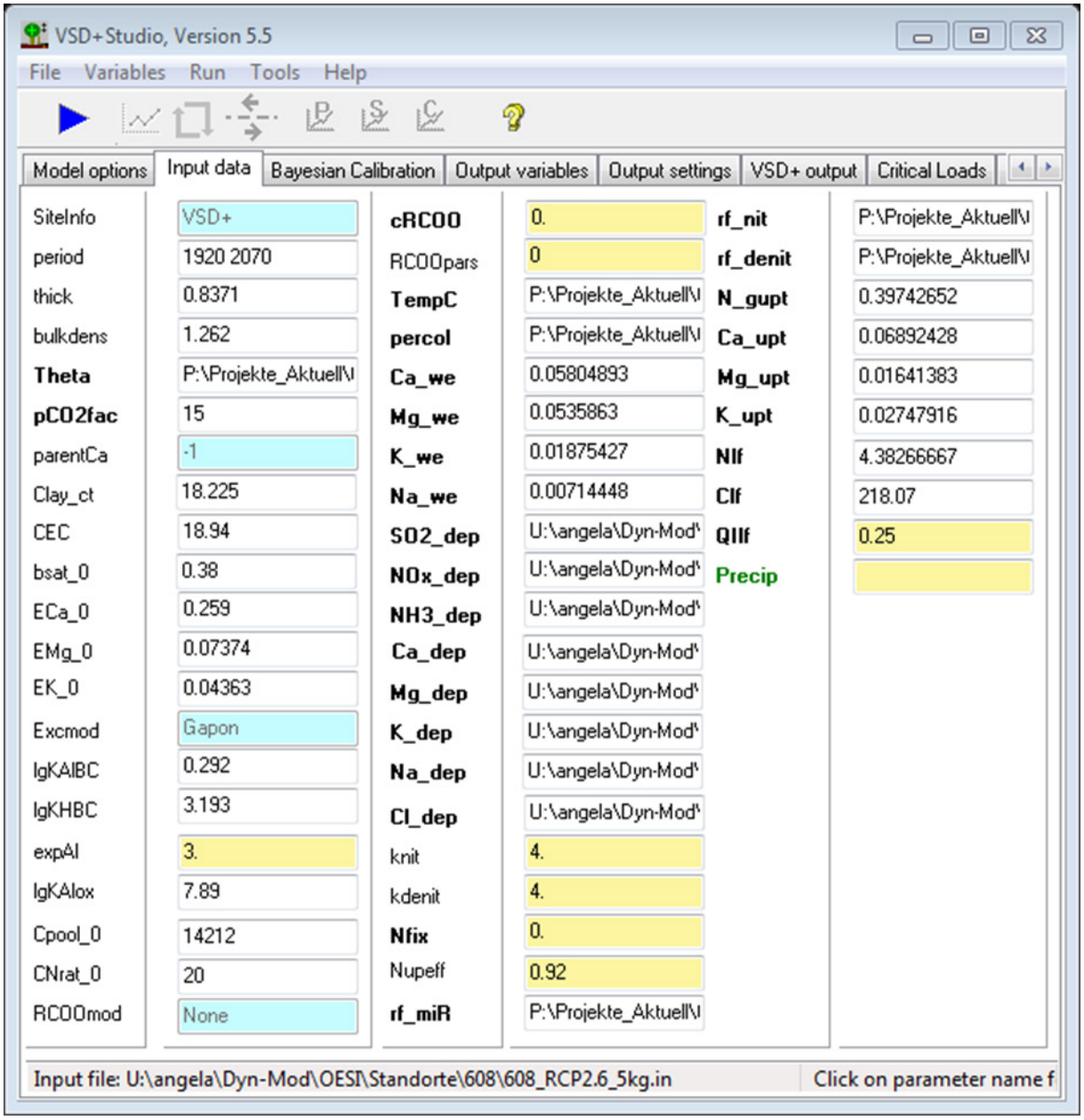
A2.1 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 606
A2.2 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 608
A2.3 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 911
A2.4 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 1202
A2.5 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 33_61_31
A2.6 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 34_42_31
A2.7 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 35_19_31
A2.8 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort IM Neuglobsow
A2.9 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1405
A2.10 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1602
A2.11 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1605
A2.12 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1609
A2.13 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort W.I.E. Biesenthal
A2.14 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort W.I.E. Kahlenberg
A2.15 Eingangsdaten für die Modellierung - Standort W.I.E. Peitz
A2.16 Eingangsdaten und Ergebnisse der Modellierung in ausgewählten Jahren

Anhang A2.1: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 606



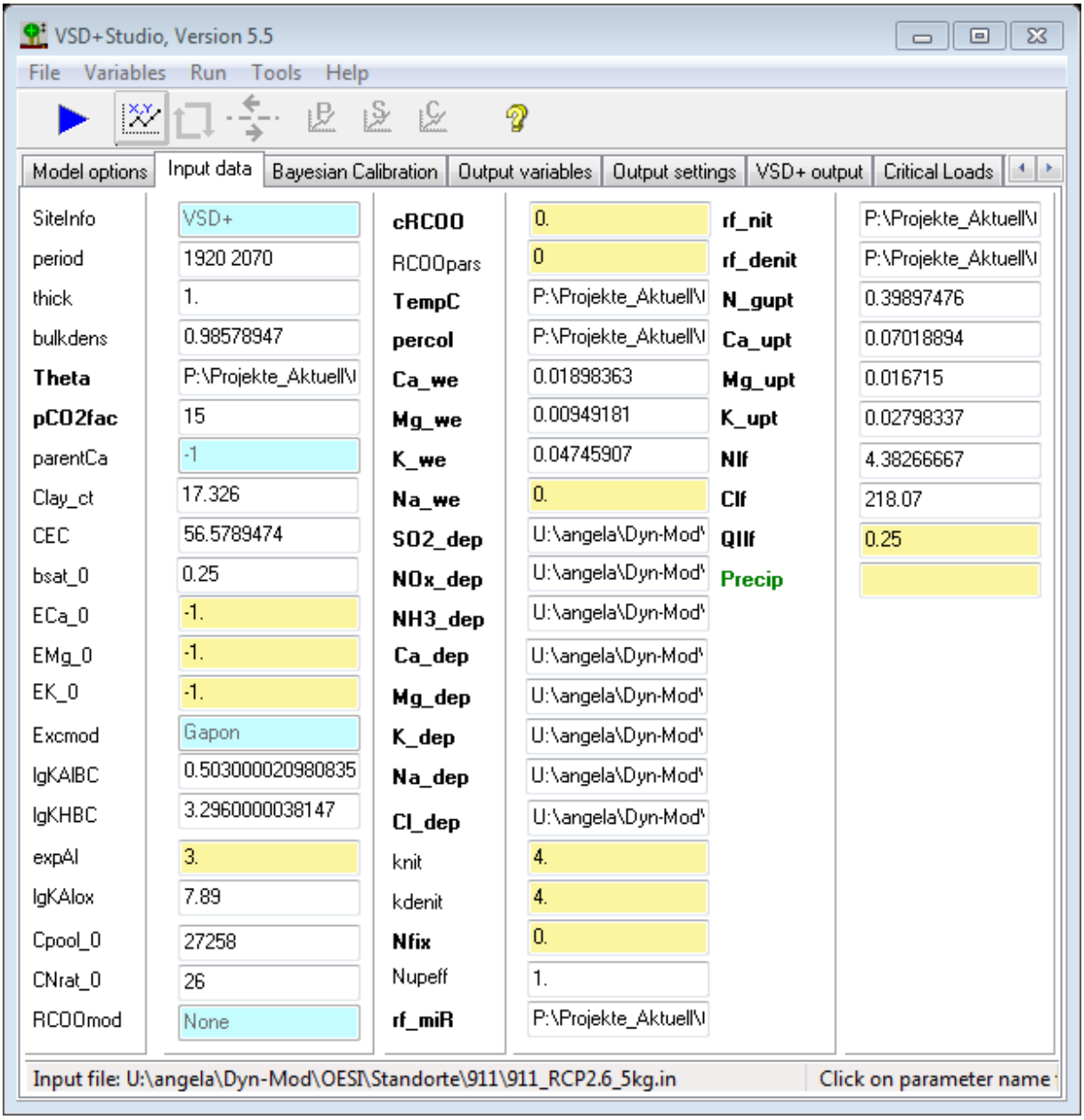
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.2: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 608



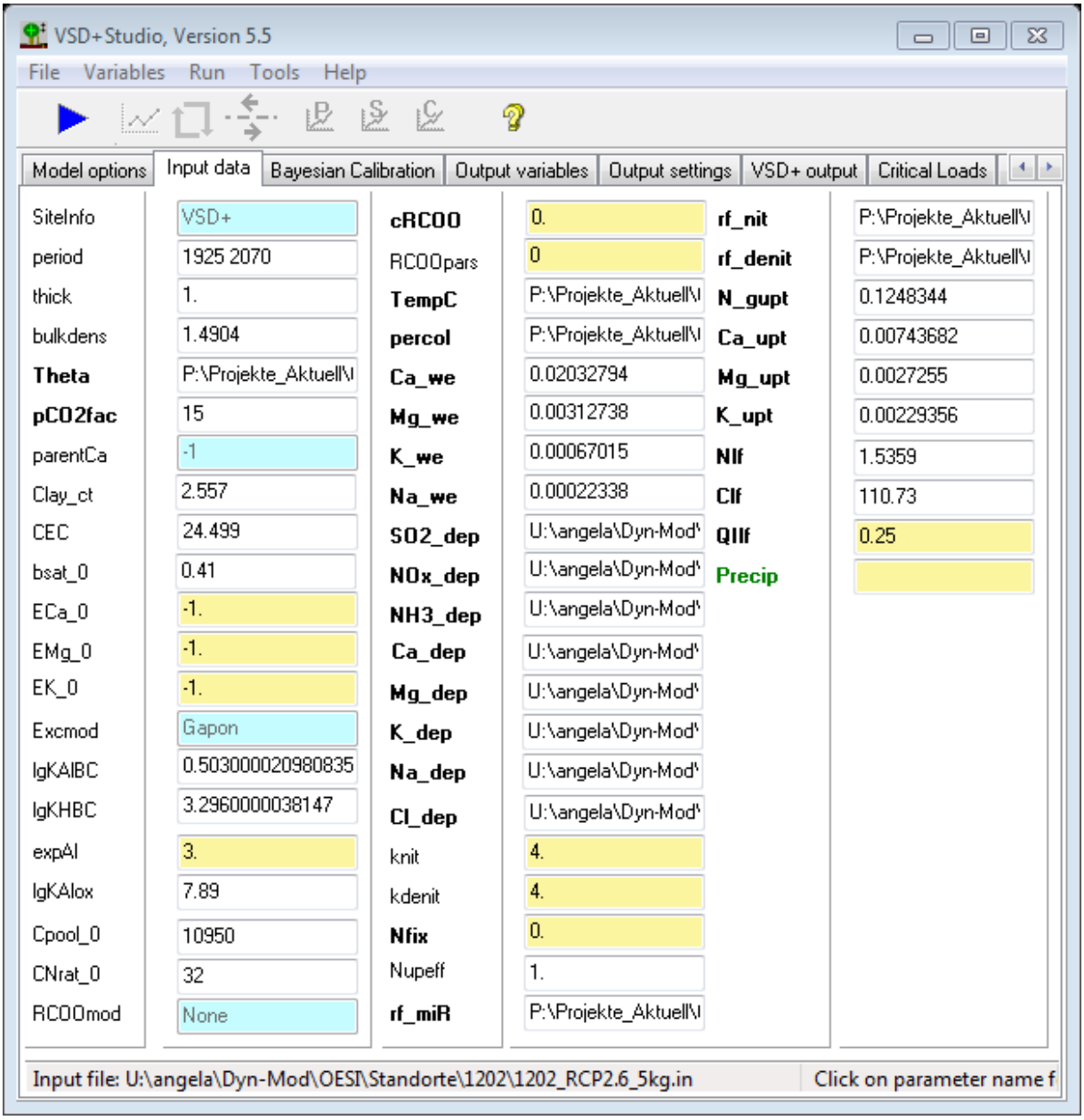
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.3: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 911



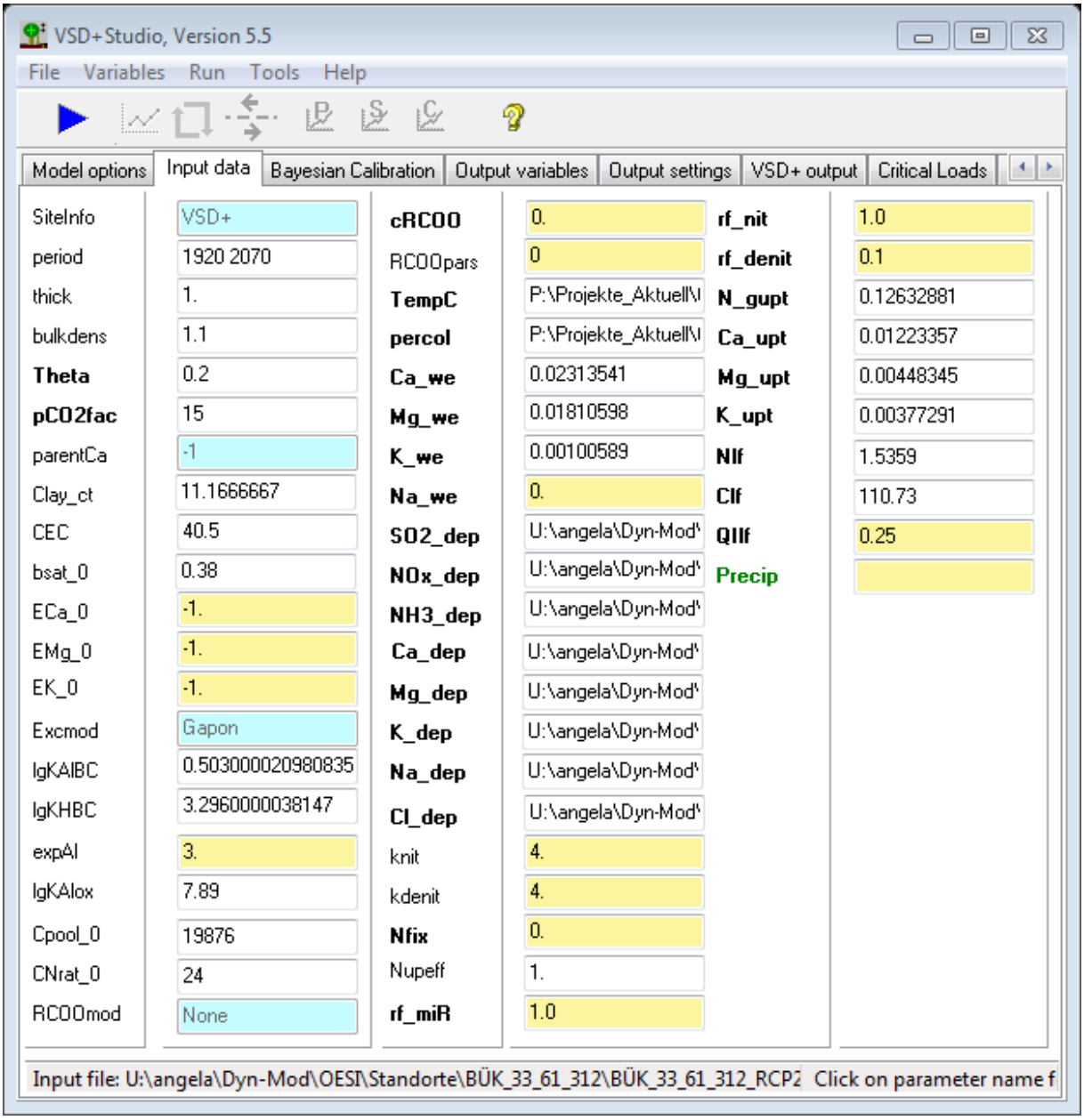
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.4: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 1202



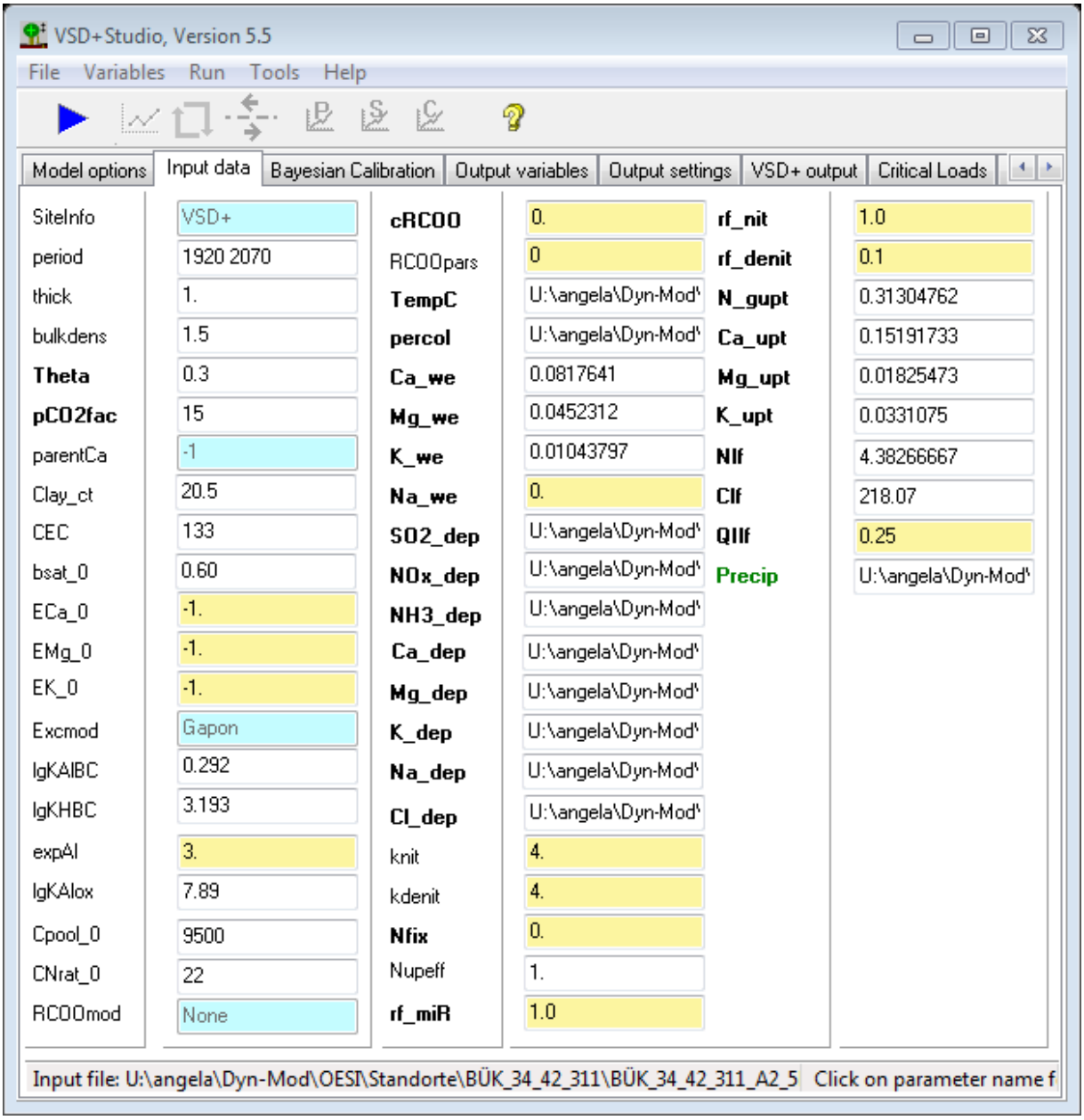
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.5: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 33_61_31



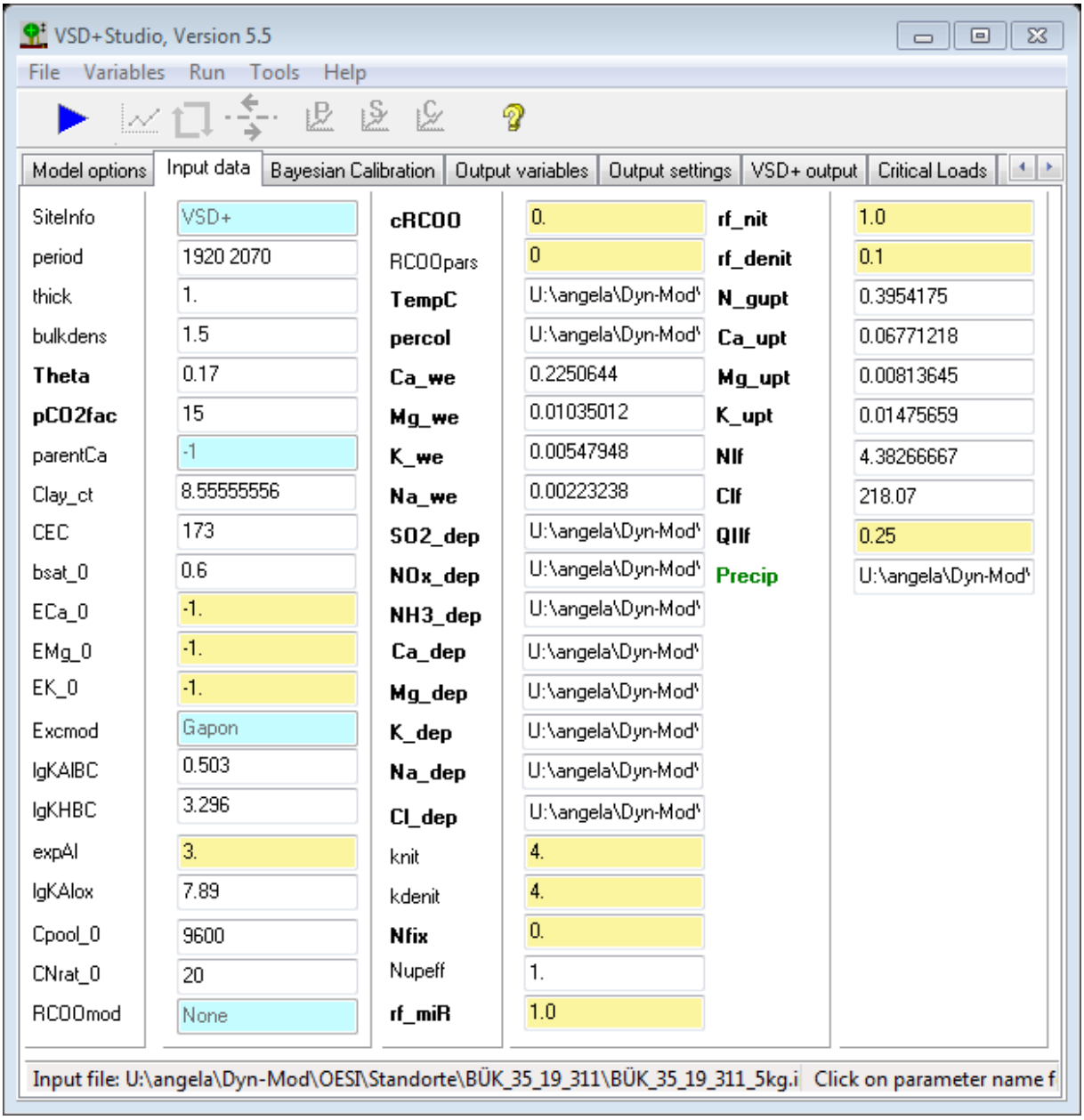
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.6: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 34_42_31



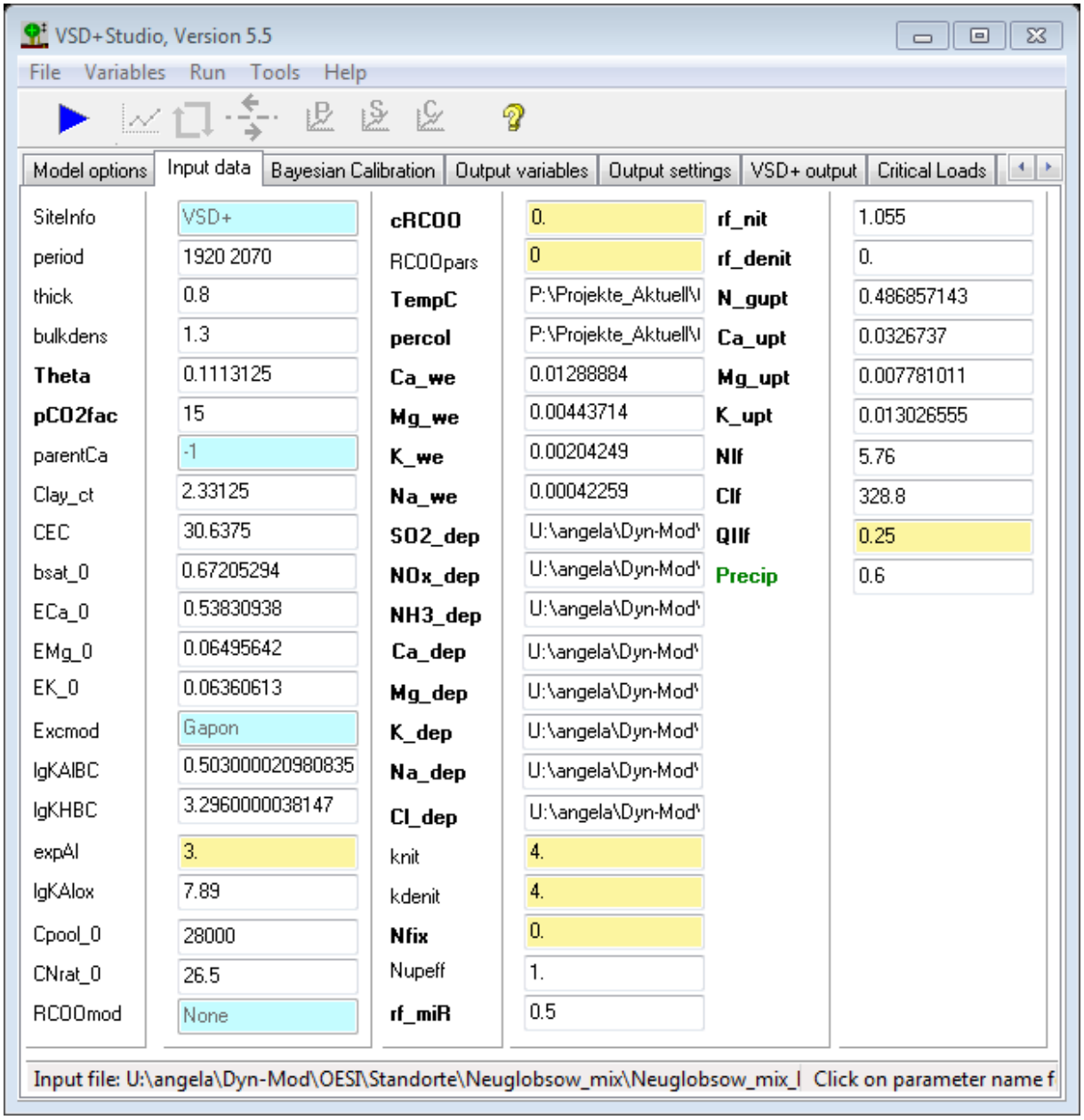
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.7: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort 35_19_31



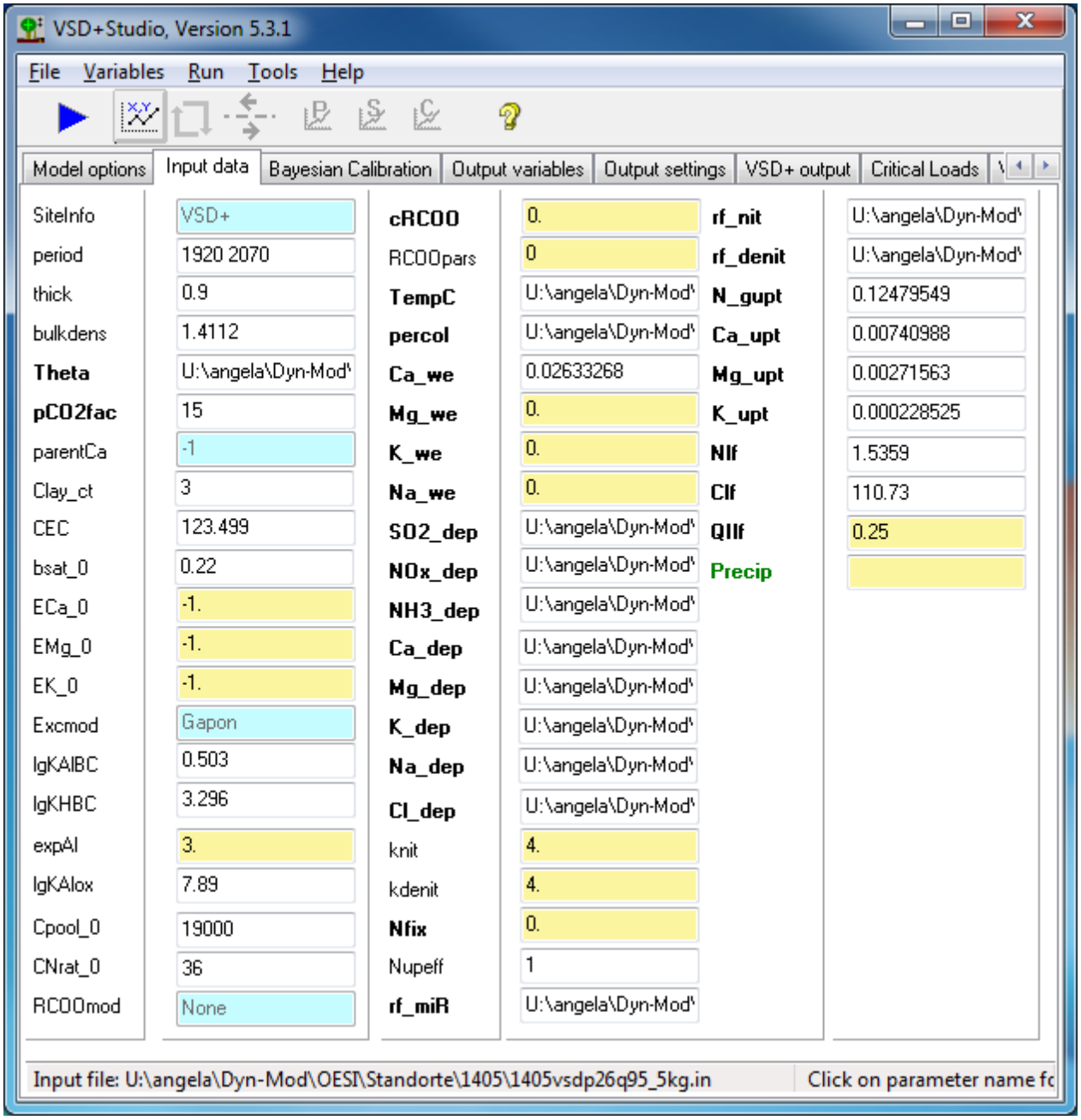
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.8: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort IM Neuglobsow



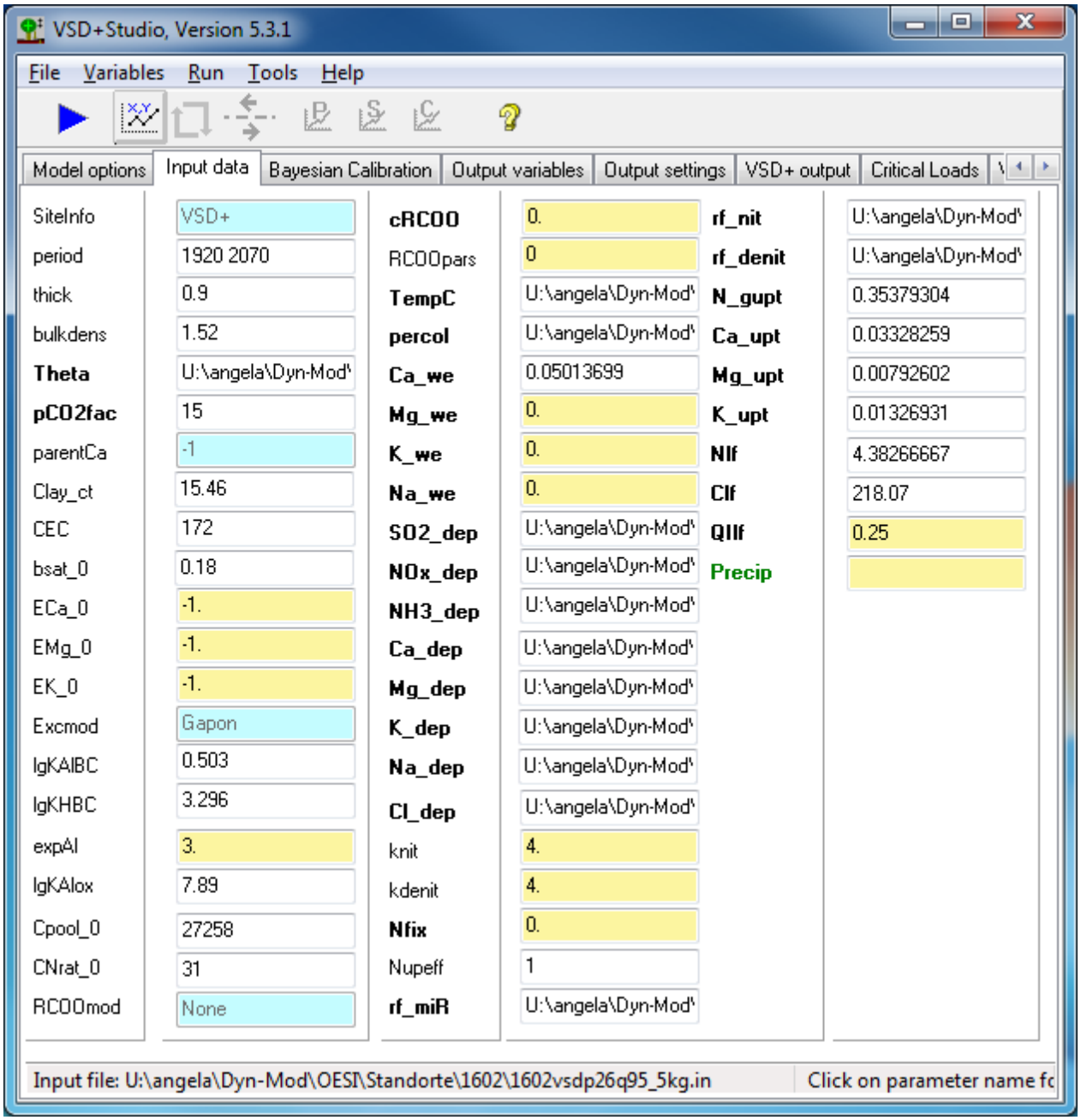
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.9: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1405



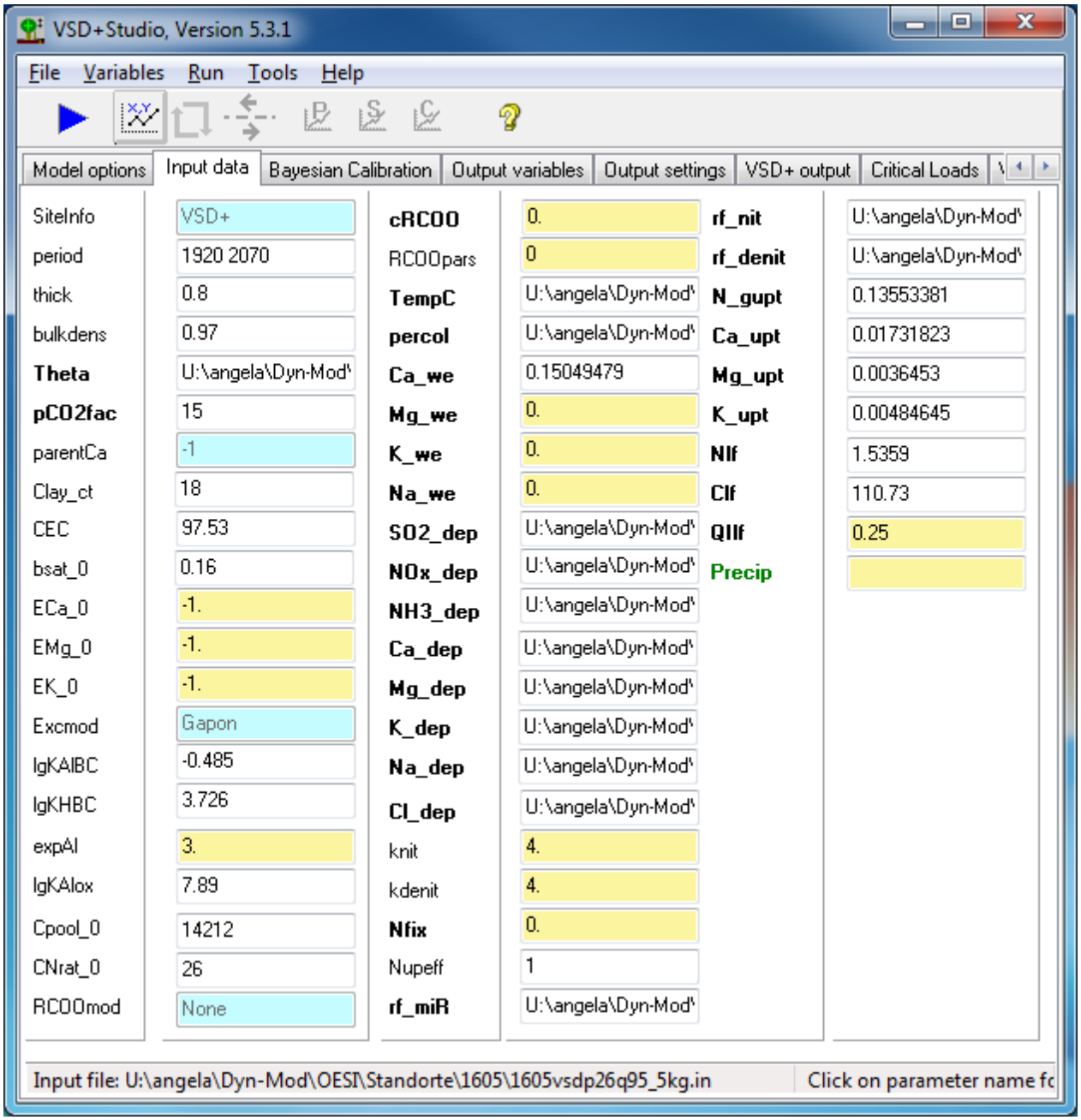
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.10: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1602



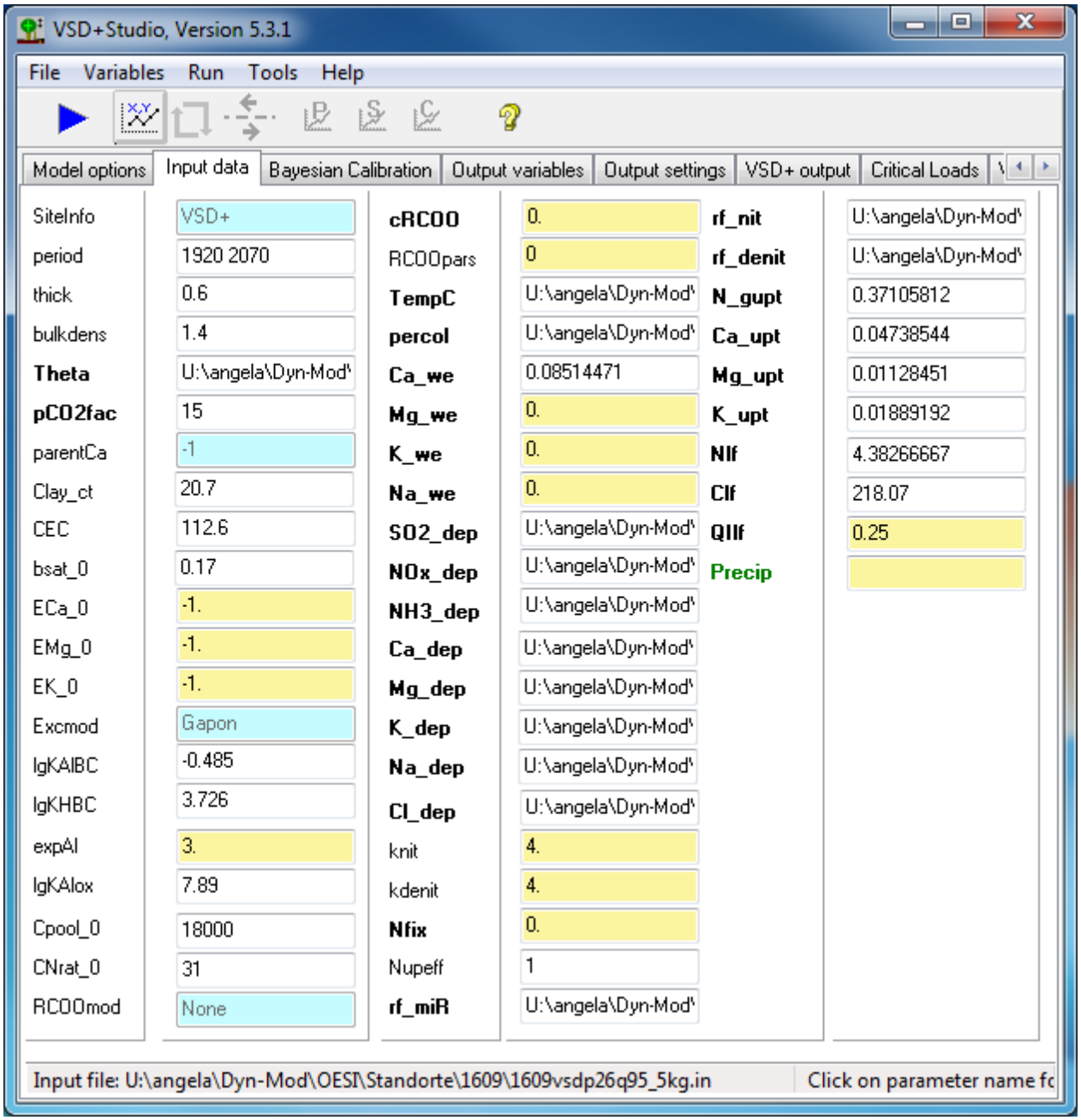
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.11: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1605



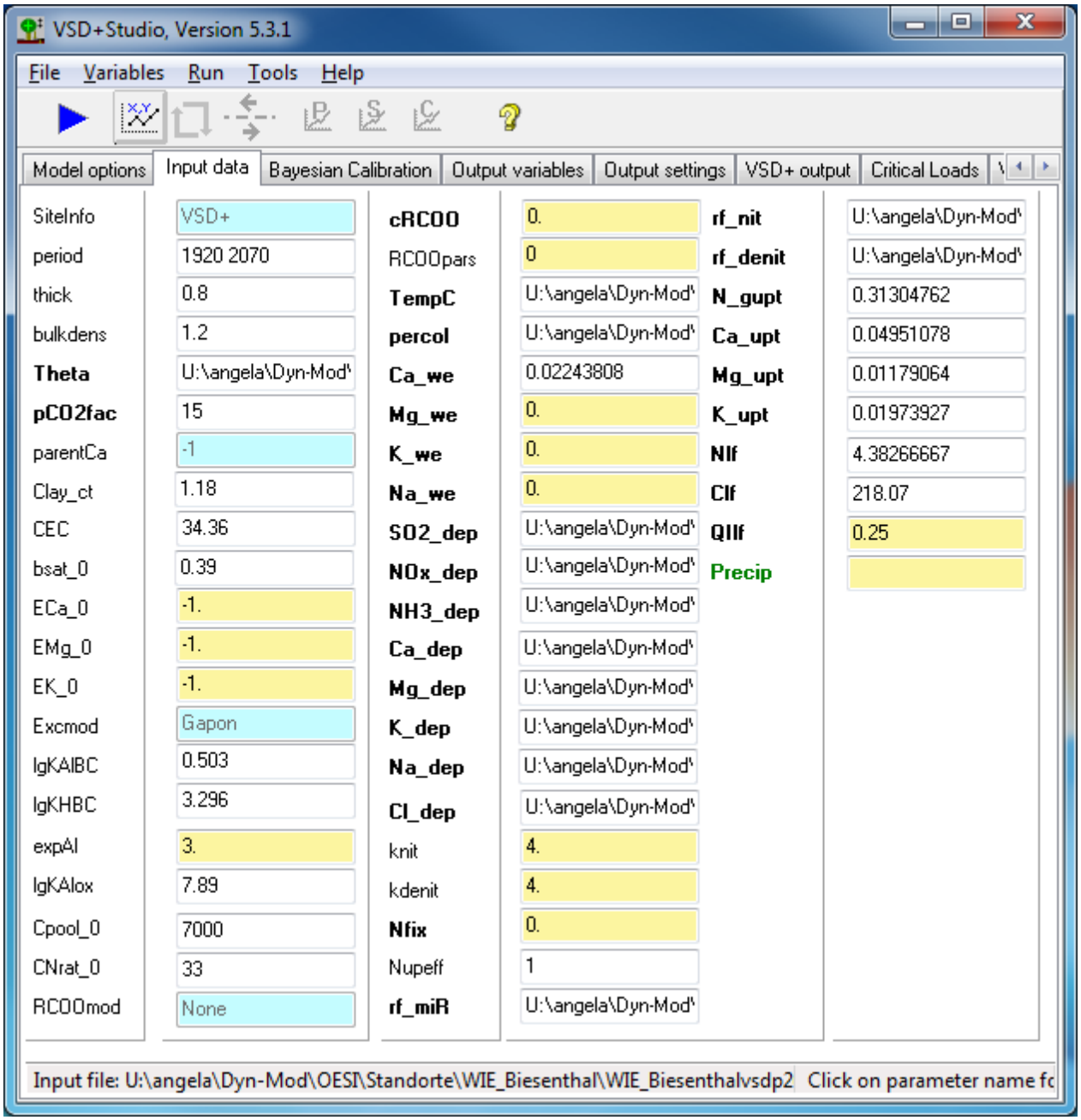
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.12: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort Level II 1609



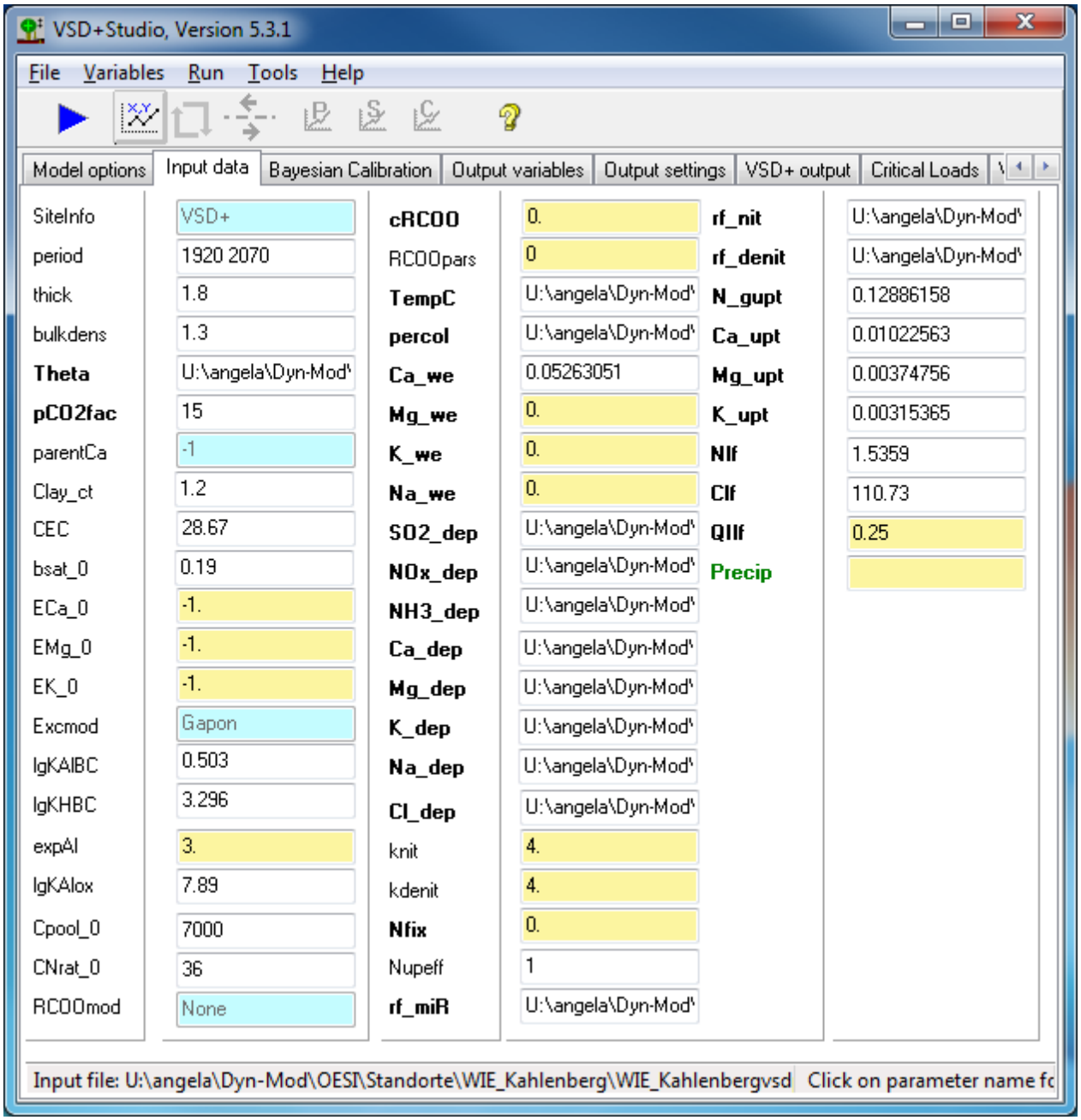
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.13: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort W.I.E. Biesenthal



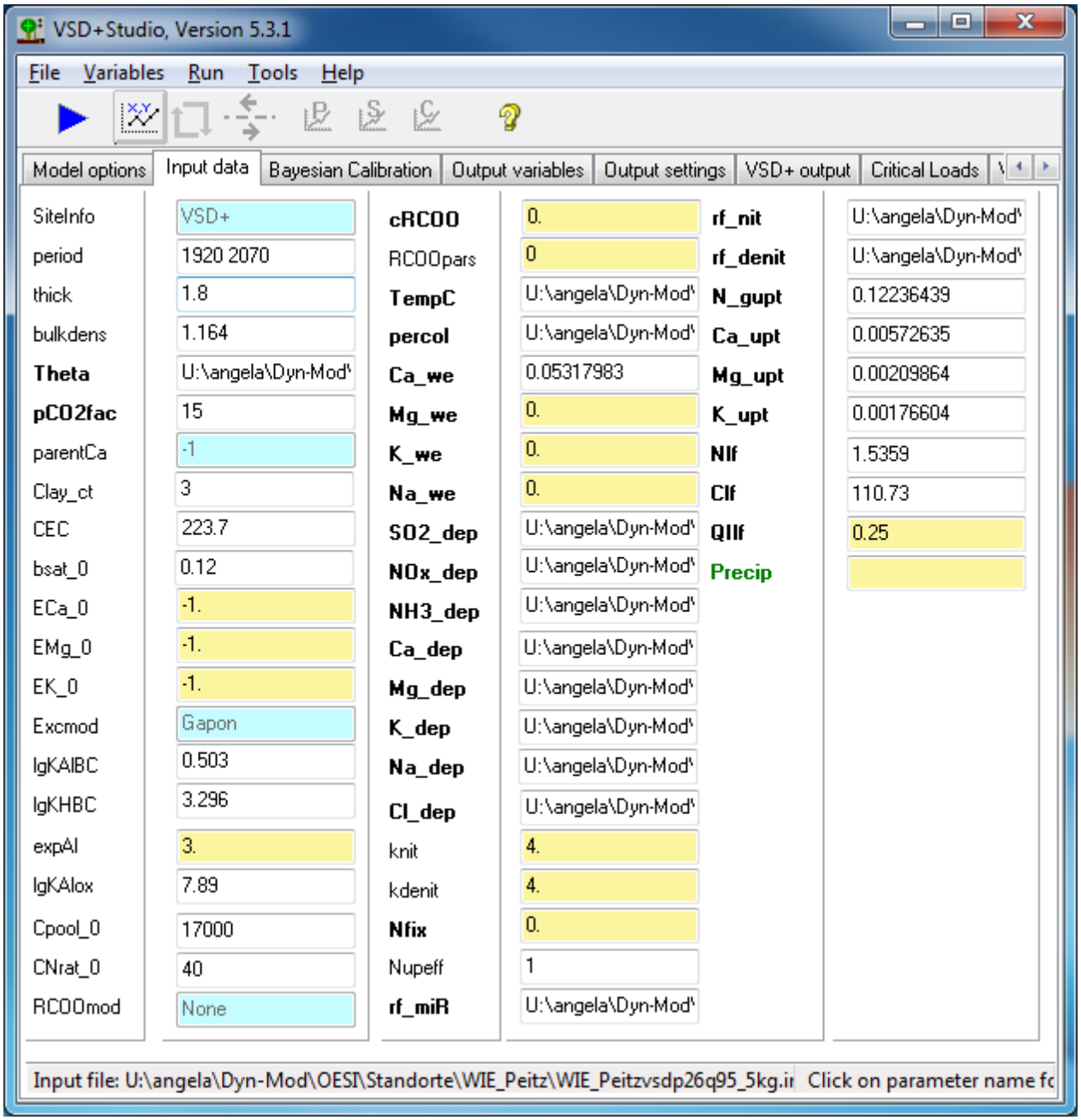
Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.14: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort W.I.E. Kahlenberg



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.15: Eingangsdaten für die Modellierung - Standort W.I.E. Peitz



Quelle: eigene Darstellung, *ÖKO-DATA Strausberg*

Anhang A2.16: Eingangsdaten und Ergebnisse der Modellierung in ausgewählten Jahren

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
LII-606 (Ökosystemtyp: Mull-Karbonatbuchenwald (Eb-5n-E2)							
Basensättigung (%)	99	95	93	93	93	93	93
$pH_{(H2O)}$ (-)	7,1	6,4	6,6	6,6	6,6	6,6	6,6
C/N (-)	18,5	14,6	12,6	12,6	11	12,6	11
T (°C)			8,3	9,3	9,3	12,8	12,8
PS (mm a^{-1})		148	146	68	68	12	12
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,74	2,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,1	2,4	1,1	0,36	1,07	0,36	1,07
LII-608 (Ökosystemtyp: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)							
Basensättigung (%)	38	25	20	21	21	21	21
$pH_{(H2O)}$ (-)	4,9	4,6	4,7	4,9	4,9	4,9	4,9
C/N (-)	19,7	13,7	13	10,2	9,9	10,2	9,5
T (°C)			8	9,5	9,5	12	12
PS (mm a^{-1})		90	172	96	96	99	99
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,71	2,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1	2,2	1,1	0,36	1,07	0,36	1,07
LII-911 (Ökosystemtyp: Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald (C1-6d-B2)							
Basensättigung (%)	25	10,2	10	4	4	4	4
$pH_{(H2O)}$ (-)	5,1	4,3	4,7	4,4	4	4,4	4
C/N (-)	26	18	17	10,6	10,3	10,6	10,3
T (°C)			6,4	6,6	6,6	9,5	9,5
PS (mm a^{-1})		752	999	540	540	409	409
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,02	3,2	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,25	2,8	1,45	0,36	1,07	0,36	1,07
LII-1202 (Neuglobsow) (Ökosystemtyp: Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1)							
Basensättigung (%)	41	24	20	12	4	12	4
$pH_{(H2O)}$ (-)	5,2	4,5	4,6	4,5	3,9	4,5	3,9
C/N (-)	32	25	15,6	10,7	10,7	10,7	10,7
T (°C)			8,6	8,8	8,8	11,8	11,8
PS (mm a^{-1})		141	234	176	176	117	117
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,9	2,5	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,8	1,8	0,9	0,36	1,07	0,36	1,07
IM Neuglobsow Ökosystemtyp: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)							
Basensättigung (%)	66	48	43	36	36	36	36
$pH_{(H2O)}$ (-)	5,6	5	5,5	5,4	5,4	5,4	5,4
C/N (-)	26,5	21	19,6	17,6	16,7	17,6	16,7
T (°C)			7,9	8,8	8,8	11,8	11,8
PS (mm a^{-1})		141	234	176	176	117	117
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,9	2,5	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,8	1,8	0,9	0,36	1,07	0,36	1,07

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
BÜK 33_61_31 Ökosystemtyp: Moder-Kiefernforst (Eb-4n-C2)							
Basensättigung (%)	38	19	9	4	3	4	3
$pH_{(H2O)}$ (-)	4,9	4,4	4	3,8	3,8	3,8	3,8
C/N (-)	24	15,6	13	10	10	10	10
T (°C)			8	9,5	9,5	12	12
PS (mm a^{-1})		90	172	96	96	99	99
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,71	2,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1	2,2	1,1	0,36	1,07	0,36	1,07
BÜK 34_42_31 Ökosystemtyp: Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1)							
Basensättigung (%)	60	54	52	50	50	50	50
$pH_{(H2O)}$ (-)	4,8	4,5	4,7	5	5	5	5
C/N (-)	22	13	11,1	9,1	8,5	9,1	8,5
T (°C)			8,7	9,1	9,1	9,3	9,3
PS (mm a^{-1})		31	31	31	31	27	27
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,8	5,8	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,18	2,67	1,2	0,36	1,07	0,36	1,07
BÜK 35_19_31 Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)							
Basensättigung (%)	60	65	66	70	70	70	70
$pH_{(H2O)}$ (-)	5,2	5,2	5,4	5,7	5,7	5,7	5,7
C/N (-)	20	13	11,4	10,2	9,2	10,2	9,2
T (°C)			8	11,5	11,5	11,5	11,5
PS (mm a^{-1})		26	26			25	25
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,92	2,5	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1	2,1	1,26	0,36	1,07	0,36	1,07
Level II 1405 Ökosystemtyp: Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1)							
Basensättigung (%)	12	10	9,8	11	7,6	9,2	7
$pH_{(H2O)}$ (-)	4,33	4	4,5	4,6	4,2	4,4	4,2
C/N (-)	40	20	16,2	10,8	10,7	10,26	10,26
T (°C)	8,4	8,7	9,5	10,2	10,2	12	12
PS (mm a^{-1})	289	396	385	239	239	200	200
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,9	4,3	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,29	1,45	0,6	0,35	1,07	0,35	1,07
Level II 1602 Ökosystemtyp: Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)							
Basensättigung (%)	18	13,6	12,8	13,8	13,8	13,8	13,8
$pH_{(H2O)}$ (-)	4,83	4,37	5,07	5,1	5,1	5,1	4,9
C/N (-)	31	22,5	19,9	15,5	14,5	14,1	13,2
T (°C)	6,4	6,5	7,6	8,2	8,2	9,8	9,8
PS (mm a^{-1})	708	599	559	385	385	348	348
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,1	4,07	0,5	0,47	0,47	0,47	0,47
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,28	1,38	0,6	0,35	1,06	0,35	1,06

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Level II 1605 Ökosystemtyp: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)							
Basensättigung (%)	16	5,9	5	18,9	3,6	5,1	3
$pH_{(H2O)}$ (-)	5,1	4,4	5	5,4	4,3	4,4	4,1
C/N (-)	29	18,6	16,3	12,3	12	11,4	11,4
T (°C)	5,4	6	6,4	6,8	6,8	8,4	8,4
PS (mm a^{-1})	643	710	794	731	731	493	493
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,1	4,07	0,5	0,47	0,47	0,47	0,47
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,27	1,3	0,6	0,35	1,06	0,35	1,06
Level II 1609 Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)							
Basensättigung (%)	17	4,5	3,1	5	6,3	6,4	6,4
$pH_{(H2O)}$ (-)	5	4	4,7	4,8	4,9	4,9	4,9
C/N (-)	31	22	18,9	15	13,7	13,9	12,6
T (°C)	6	6,1	7,6	8	8	9,6	9,6
PS (mm a^{-1})	512	471	393	353	353	303	303
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1	4,6	0,53	0,5	0,5	0,5	0,5
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,26	1,4	0,62	0,35	1,06	0,35	1,06
W.I.E. Biesenthal Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C1)							
Basensättigung (%)	38,7	3	3	3	3	3	2
$pH_{(H2O)}$ (-)	5,2	3,7	4,6	4,7	4,4	4,7	4,4
C/N (-)	32,6	18,8	14	10,6	8,3	9,2	8,2
T (°C)	8,2	8,4	9,4	9,9	9,9	11,6	11,6
PS (mm a^{-1})	384	505	528	531	531	817	817
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,2	4	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,26	1,4	0,55	0,35	1,06	0,35	1,06
W.I.E. Kahlenberg Ökosystemtyp: Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2)							
Basensättigung (%)	20	11	11	21	16	21	15
$pH_{(H2O)}$ (-)	4,8	4,2	4,9	5,2	4,8	5	4,7
C/N (-)	35,6	18,8	15	10,2	10,1	9,6	9,5
T (°C)	8,1	8,3	10,3	10,1	10,1	11,7	11,7
PS (mm a^{-1})	337	450	437	449	449	302	302
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,2	4	0,5	0,47	0,47	0,47	0,47
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,26	1,6	0,57	0,35	1,06	0,35	1,06
W.I.E. Peitz Ökosystemtyp: Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3n-b1)							
Basensättigung (%)	12	10	9,8	11	10,3	11	10,1
$pH_{(H2O)}$ (-)	4,3	4	4,5	4,6	4,3	4,6	4,4
C/N (-)	39,5	20,1	16,2	10,8	10,8	10,3	10,3
T (°C)	8,6	8,5	9,9	10,4	10,4	12,1	12,1
PS (mm a^{-1})	189	262	335	235	235	269	269
S_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	1,9	4,3	0,5	0,48	0,48	0,48	0,48
N_{dep} (keq ha^{-1} a^{-1})	0,29	1,5	0,59	0,36	1,06	0,36	1,06

ANHANG A3

Zu Kapitel 8:

Regionalisierung

INHALT

A3.1 Zuordnung der Waldökosystemtypen (OEST) zur Potentiellen natürlichen Vegetation (PNV), den Biotoptypen nach Hessischer Biotopkartierung (HB) und Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (LRT)

A3.2 Ergebnisse der Verifizierung der aktuellen Ökosystemtypen (OEST) durch Vergleich mit empirischen Kartierdaten

A3.3 Metadatenblatt gem. DDGI-Qualitätsmodell (DDGI 2007) zur Karte der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST)

A3.4 Zuordnung der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (LRT) zu den Kartiereinheiten nach Jenssen et al. 2013 in der ANOEST-Karte Deutschlands (1:500.000)

A3.5 Vegetationstabelle zur Qualitätsprüfung der regelbasierten Kartierung im Nationalpark „Kellerwald-Edersee“

A3.6 Einstufung der Abweichungen vom Referenzzustand für 6 Indikatoren und 3 Funktionen sowie der Veränderung der Ökosystemintegität, 5 Ökosystemtypen, Nationalpark Kellerwald-Edersee

Anhang A3.1: Zuordnung der Waldökosystemtypen (ANOEST) zur Potentiellen natürlichen Vegetation (PNV), den Biotoptypen nach Hessischer Biotopkartierung (HB) und Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (LRT)

ANOEST	Bezeichnung	PNV	Bezeichnung	HB-Code	Bezeichnung	LRT	Bezeichnung
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	E4	Schuppendornfarn-BergahornSchwarzerlenwälder	01.173	Bachauenwälder	91E0	„Rest“bestände von Erlen- und Eschenwäldern an Fließgewässern
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	F1b	Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwälder	01.142	Sonstige Eichen-Hainbuchenwälder	9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Hainbuchenwald (Carpinion betuli) [Stellario-Carpinetum]
Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	Lb2b	Drahtschmielen-Buchenwälder	01.120	Bodensaurer Buchenwald	9110	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
				01.150	Eichenwald	Bei min. 50% Anteil Stieleiche: 9190	Alte Bodensaure Eichenwälder mit Quercus robur auf Sandebene
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	Lc3a	Typische Hainsimsen-Buchenwälder	01.120	Bodensaurer Buchenwald	9110	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)

ANOEST	Bezeichnung	PNV	Bezeichnung	HB-Code	Bezeichnung	LRT	Bezeichnung
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	Lc4	Flattergras-Hainsimsen-Buchenwälder	01.110	Mittlerer bis basenreicher Buchenwald	9130	Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)
		Mb2	Flattergras-Buchenwälder				
		Mc3	Hainsimsen-Waldmeister-Buchenwälder				
		Mc4	Waldmeister-Buchenwälder				
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	Nc4b	Christophskraut-Waldgersten-Buchenwälder	01.110	Mittlerer bis basenreicher Buchenwald	9130	Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)
D1-6d-C2	Moder-Buchen-Bergwald	Lc3a	Typische Hainsimsen-Buchenwälder	01.120	Bodensaurer Buchenwald	9110	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
		Lc6b	Zittergrasseggen-Hainsimsen-Buchenwälder				

ANOEST	Bezeichnung	PNV	Bezeichnung	HB-Code	Bezeichnung	LRT	Bezeichnung
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	Nc7a	Zwiebelzahnwurz-Buchenwälder basenreicher Silikatgesteine	01.110	Mittlerer bis basenreicher Buchenwald	9130	Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)
		m_N30	Typischer Waldgersten-Buchenwald				
		m_N31, m_N34	Waldgersten-Buchenwald im Komplex mit Waldmeister-Buchenwald				

Anhang A3.2: Ergebnisse der Verifizierung der aktuellen Ökosystemtypen (OEST) durch Vergleich mit empirischen Kartierdaten

Ökosystem-Code	ANOEST-Bezeichnung	Gebiet	HB-Code	LRT / Hauptbaumart	Leit-Ökosystemtyp	Begleit-Ökosystemtyp	nicht vorhanden
1.1. Nass- und Feuchtwald-Ökosysteme							
1.1.1. Schwarzerlen-Ökosysteme							
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	VB	01.173	91E0		(√)	
1.1.5. Stieleichen-Hainbuchenwald-Ökosysteme							
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	Schw. W.	01.142	9160	√		
1.3. Atlantisch-subatlantisch-zentr.eur. Tiefland-Waldökosysteme							
1.3.1. Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme							
Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	Schw. W	01.120, 01.150	9110, 9190		√	
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	Wehrholz	01.120	9110	√		
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	Schw. W.	---	---			√
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	VB I	01.110	9130	(√)		
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	VB II	01.110	9130	(√)		
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	Lich	01.110	9130	(√)		
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	Boyneburg	01.110	9130	(√)		
1.6 Nadelbaumfreie Buchenwald-Ökosysteme kühler Lagen							
1.6.2. Buchen-Bergwald-Ökosysteme							
D1-6d-C2	Moder-Buchen-Bergwald	VB I	01.120	9110	√		
D1-6d-C2	Moder-Buchen-Bergwald	VB II	01.120	9110	√		

Ökosystem-Code	ANOEST-Bezeichnung	Gebiet	HB-Code	LRT / Hauptbaumart	Leit-Ökosystemtyp	Begleit-Ökosystemtyp	nicht vorhanden
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	VB I	01.110	9130	√		
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	VB II	01.110	9130	√		
Kultur-Forstökosysteme							
Mittel- bis zentraleuropäische Kiefernforste							
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	Schw. W	01.220	Kiefer		√	
Fichtenforsten							
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenorst	Boyneburg	01.220	Fichte		√	
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	VB I	01.220	Fichte	√		
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	VB II	01.220	Fichte	√		
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	VB III	01.220	Fichte	√		
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	VB IV	01.220	Fichte		(√)	
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	VB V	01.220	Fichte		(√)	

Erläuterung: √ = als Leit- bzw. Begleitökosystemtyp vorhanden; (√) = aufgrund von Datenmangel unsichere Einstufung

Anhang A3.3: Metadatenblatt gem. DDGI-Qualitätsmodell (DDGI 2007) zur Karte der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST)

1 Allgemeine Merkmale	**ISO-Feld**	
Produktbezeichnung:		Karte der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) Deutschlands
Hersteller / Anbieter des Produkts		Universität Vechta, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Driverstr. 22, D-49377 Vechta
2 Beschreibende Merkmale		
2.1 Produktklassen		BN Naturbeschreibende Geofachdaten
2.2 Produktbeschreibung		
2.2.1 Kurzbeschreibung		
Name des Datensatzes	360,361	Karte der Aktuellen Naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) Deutschlands
Inhalt des Datensatzes	25	In der Karte der ANOEST, bestehend aus 2283 Datensätzen, ist für ganz Deutschland die räumliche Verteilung der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen nach Jenssen et al. (2013) erfasst. Die Öko-Codes der ANOEST werden in der zugehörigen Publikation bzw. durch eine zusätzliche Sachdatentabelle erklärt.
2.2.2 Hersteller des Produkts und ursprüngliche Verwendung		
Hersteller des Datensatzes	29,367(376) -386	Waldkunde-Institut Eberswalde, Universität Vechta
Verwendungszweck	26	Forschungszwecke
Ansprechpartner	375,377,37 8	Dr. Stefan Nickel, Universität Vechta, Lehrstuhl für Landschaftsökologie
Publikationen		Jenssen et al. 2013: Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen. UBA-Texte 87/2013. Dessau, Textband + 9 Anhänge: 381 S.
2.2.3 Herkunft und Datenquellen		
Datenquelle	83/93	Bericht zum FuE-Vorhaben 3710 83 214 im Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Urheber	90	
Maßstab	94	
Anlass	87	
Fertigstellungszeitpunkt	89	2010-2013
Räumliche Ausdehnung	97	
Datentyp	91	
Raumbezug	95	
2.2.4 Produktmerkmale		
Gebiet	335	Bundesrepublik Deutschland

Räumliche Ausdehnung	344-347, 349, 340, 342	
Zeitliche Ausdehnung	351	1991-2010
Maßstab	60	1 : 500.000
Bezugsellipsoid	191	Bessel 1841
Geodätisches Datum	192	D_Deutsches_Hauptdreiecksnetz
Höhenbezug	355-358	
Abbildung	190	Gauss-Krüger
Produktaktualität	394	2012
Datenmodell		OEST_BRD
Datentyp	37	Vektordaten (Flächen)
2.2.5 Ergänzende Produktmerkmale		
2.2.5.1 Anwendungsschema	321	
2.2.5.2 Hauptverwendungszweck	63	
2.2.5.3 Beschränkungen	68-74	
2.2.5.4 Laufendhaltung, Aktualisierung	143, 145	Bearbeitung abgeschlossen
2.2.5.5 Testdatensätze		
2.2.5.6 Lieferform	271	ESRI Shape, ESRI Personal Geodatabase
2.2.5.7 Nutzungsrechte	68-74	
2.2.5.8 Preise	299	Kostenlos
2.2.5.9 Referenzen		
2.2.5.10 Angaben zur Homogenität	126	
3 Quantitative Merkmale		
3.1 Positionsgenauigkeit		
Absolute (äußere) Positionsgenauigkeit	117	+/- 42 m
Relative (innere) Positionsgenauigkeit	119	
Rasterdatengenauigkeit	118	
3.2 Thematische Genauigkeit		
Richtigkeit der Klassifikation	125	65 % (mit 30 % der Fälle, bei denen der angegebene ANOEST in dem jeweiligen Flächenobjekt als Leitökosystemtyp vorkommt bzw. 35 % der Fälle, bei denen ein ähnlicher, ökologisch nahestehender ANOEST in dem jeweiligen Flächenobjekt als Leitökosystemtyp vorkommt)
Richtigkeit nichtquantitativer Attribute	126	
Genauigkeit quantitativer Attribute	127	
3.3 Vollständigkeit		
Datenüberschuss	109	
Datenmangel	110	0 %
3.4 Logische Konsistenz		
Konzeptuelle Konsistenz	112	

Wertekonsistenz	113	100 %
Formatkonsistenz	114	
Topologische Konsistenz	115	
Geometrische Konsistenz		
Thematische Konsistenz		100 %
3.5 Zeitliche Genauigkeit		
Genauigkeit der Zeitmessung	121	
Zeitliche Konsistenz	122	
Zeitliche Gültigkeit	123	1991-2010
4 Nutzergruppen und Nutzerprofile		
Typische Nutzergruppen		Planungsbüros, Behörden, Hochschulen
Typische Nutzerprofile		v.a. großräumige Planungs- und Forschungsvorhaben

Erläuterung: ISO-Feld = Merkmal gem. DIN EN ISO 19113 (ISO 2005)

Anhang A3.4: Zuordnung der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (LRT) zu den Kartiereinheiten nach Jenssen et al. 2013 in der ANOEST-Karte Deutschlands (1:500.000)

Öko-Code	Ökosystemtyp	LRT
	1.1. Nass- und Feuchtwald-Ökosysteme	
	1. Waldökosysteme	
	1.1.1.Schwarzerlenwald-Ökosysteme	
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	*91D0
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	*91E0
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	tw. *91E0
Eg-8z-T5	Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	*91E0
	1.1.2. Moorbirken-Ökosysteme	
Eg-8o-T3	Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	*91D0
Eg-7o-T3	Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	*91D0
Ed-7o-T3	Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	*91D0
	1.1.3. Eschenwald-Ökosysteme	
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	*91E0
Eg-7m/z-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	*91E0
	1.1.4. Stieleichenwald-Ökosysteme	
Eg-7m-B2	Stieleichen-Feuchtwald	9160
Eg-7m-T4	Schwarzerlen-Stieleichen-Feuchtwald	9160
Ea-7m-B2	(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	9160
	1.1.5. Stieleichen-Hainbuchenwald-Ökosysteme	
Eg-7m-D1	Schwarzerlen-Hainbuchenwald	9160
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	9160
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	9160
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	9160
	1.1.6. Tiefland-Stromauenwald-Ökosysteme	
Eg-7ü2-E1	Fahlweiden-Auenwald	*91E0
Eg-7wü-D1	Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	91F0
Eg-7wü-E1	Eschen-Feldulmen-Auenwald	91F0
	1.1.7. Erlen-und Eschen-Bergauen-Ökosysteme	
Dg-8z-T5	Schwarzerlen-Bergauenwald	*91E0
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	*91E0
Dg-7z-D1	Bergahorn-Eschenwald	*9180 [2)]
Dg-7ü-T5	Grauerlen-Bergauenwald	*91E0
	1.1.8. Karpatenbirken-Bergwald-Ökosysteme	
Cg-7o-T3	Karpatenbirken-Feuchtwald	*91D0

Öko-Code	Ökosystemtyp	LRT
	1.2. Trockenwald-Ökosysteme	
	1.2.1 Subkontinentale Eichen-Trockenwald-Ökosysteme	
Eg-3r-E2	Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	---
Eg-4w-E1	Mull-Eichen-Wechseltrockenwald	---
Eg-4w-D1	Braunmull-Eichen-Wechseltrockenwald	---
	1.2.2. Mitteleuropäische Eichen-und Kiefern-Trockenwald-Öikosysteme	
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	---
	1.2.3. Submediterrane und voralpische Trockenwald-Ökosysteme	
Eg-3r-C3	Kiefern-Alpentalwald	9430
	1.2.4. Mediterrane Trockenwald-Ökosysteme	
Ee-2r-D1	Felsahorn-Traubeneichen-Felstrockenwald	---
	1.3.Atlantisch-subatlantisch-zentraleuropäische Tiefland-Waldökosysteme	
	1.3.1. Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme	
Eb-7n-B2	Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	9110, 9190
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	9130
Eb-7n-E2	Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	9130
Eb-4n-A1	Hager-Sand-Buchenwald	9110
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	9110
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald	9110
Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	9110, 9120, 9190
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	9110
Eb-5n-D1	Braunmull-Buchenwald	9110
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	9130
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	9130
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	9130, 9150
	1.3.2. Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme	
Ec-4n-C2	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	91 10 9170 [1)]
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	9130
Ec-5n-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchenwald	9130
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	9130
Ec-4r-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald	9130 9170 [1)]
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	9130
	1.3.3. Traubeneichenwald-Ökosysteme	
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	---

Öko-Code	Ökosystemtyp	LRT
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	---
	1.4. Subkontinentale Tiefland-Waldökosysteme	
	1.4.1. Kiefernwald -Ökosysteme	
Ed-7m-B1	Kiefern-Fichten-Feuchtwald	---
En-2r-A2	Küstendünen-Sand-Kiefernwald	2180
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	91T0
Ed-5n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	91T0
	1.4.2. Kiefern-Traubeneichenwald-Ökosysteme	
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	---
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	---
	1.4.3. Winterlinden-Hainbuchenwald-Ökosysteme	
Ed-4n-C2	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	91G0
Ed-4n-D1	Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	91G0
Ed-4n-E1	Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	91G0
Ed-4r-E1	Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	*9180
	1.5. Blockwald-Ökosysteme	
	1.5.1 Sommerlinden-Blockwald-Ökosysteme	
Eg-5r-E1	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	*9180
	1.6. Nadelbaumfreie Buchenwald-Ökosysteme kühler Lagen	
	1.6.2. Buchen-Bergwald-Ökosysteme	
D1-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	9130
D1-7n-E1	Mull-Buchen-Feuchtbergwald	9130
D1-6d-C2	Moder-Buchen-Bergwald	9110
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	9130
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	9130
D1-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchen-Bergwald	9130
	1.6.3. Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme	
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	9110
C1-6d-C2	Moder-Buchen-Hochbergwald	9110
C1-6d-E1	Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	9130
	1.7. Nadelbaumhaltige Buchen-Bergwald-Ökosysteme	
	1.7.1. Tannen- und Tannen-Buchen-Bergwald-Ökosysteme	
D2-7s-B2	Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	9410
D2-7s-C2	Moder-Tannen-Feuchtbergwald	9410
D2-7n-C2	Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	9110
D2-7n-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	9130

Öko-Code	Ökosystemtyp	LRT
D2-7n-E1	Mull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	9130
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	9110, 9140
D2-6d-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	9130
D2-6d-E1	Mull-Tannen-Buchen-Bergwald	9130
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	9410
	1.7.2 Fichten-Buchen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme	
C2-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	9130
C3-7n-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	9130
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	9130
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	9110
C2-6d-D1	Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	9130
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	9130
	1.8. Hochmontan-subalpine Nadelbaumwälder und -gehölze	
	1.8.1. Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme	
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	*91D0, 9410
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	9410
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	9410
	1.8.2. Subalpine-Gehölz-Ökosysteme	
Bg-7o-T3	Spirken-Moorwald	*91D0
Bg-6d-Ta1N	Kalk-Latschen-Krummholz	*4070

Anhang A3.5: Vegetationstabelle zur Qualitätsprüfung der regelbasierten Kartierung im Nationalpark „Kellerwald-Edersee“

Parameter		Wald-Ökosysteme					Forst-Öko-systeme
Ökosystem-Gruppe		**1.1.1.**	**1.6.2.**	**1.3.1.**	**1.3.1.**	**1.5.1.**	
Wald-Ökosystemtyp		**Dg-8z-D1**	**D1-6d-C2**	**Eb-5n-D1**	**Eb-5n-C2**	**Eg-5r-E1**	**Eb-4n-c2**
		Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	**Moder-Buchen-Bergw.**	**Braunmull-Buchenw.**	**Moder-Buntsand-Buchenw.**	**Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald**	**Moder-Kiefernforst *)**
Lebensraumtyp		***91E0**	**9110**	**9130**	**9110**	**9180**	**-**
Gesellschaft		Car. Rem.-Frax.	Luz.-Fag.	Asp.-Fag.	Luz.-Fag.	Tilio-Ac.	-
Station-Nr.: **)		1	2	3	4	5	6
Aufnahmedatum		**29.04.2015**					
Bestandshöhe (m) (1. Baumsch.)		20-22	30-35	25	18	20	15-18
Bestandshöhe (m) (2. Baumsch.)			15	10	8	10	2-6
Bestandshöhe (m) (Strauchsch.)		4	2	1,5	2,6	4	
Deckung 1. Baumschicht (%)		60	60	25	40	40	29
Deckung 2. Baumschicht (%)			25	40	20	15	8
Deckung Strauchschicht (%)		4,2	3,2	0,3	5,1	27	
Deckung Krautschicht (%)							
Deckung Moosschicht (%)			0,1		29		25
C/N gewichtetes Mittel		13,18	17,74	15,62	23,09	14,81	29,42
charakteristisches C/N Verhältnis (Ziff. 3 Öko-Code)			13-18	13-18	18-23	11-14	
Humusform nach KA5, Tab. 56-58		Mull	mullartiger Moder	F-Mull	Moder	Mull	Moder
Artname	**Schicht**	**Deckungsgrad in %**					
Acer platanoides	B1					1	
Acer pseudoplatanus	B1					10	
Alnus glutinosa	B1	40					
Betula pendula	B1						1
Carpinus betulus	B1	15		5			
Fagus sylvatica	B1		60	20	40		
Larix decidua	B1						3
Pinus sylvestris	B1						25
Salix caprea	B1	5					
Tilia cordata	B1					25	

Parameter		Wald-Ökosysteme					Forst-Öko-systeme
Ökosystem-Gruppe		**1.1.1.**	**1.6.2.**	**1.3.1.**	**1.3.1.**	**1.5.1.**	
Wald-Ökosystemtyp		**Dg-8z-D1**	**D1-6d-C2**	**Eb-5n-D1**	**Eb-5n-C2**	**Eg-5r-E1**	**Eb-4n-c2**
		Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	**Moder-Buchen-Bergw.**	**Braunmull-Buchenw.**	**Moder-Buntsand-Buchenw.**	**Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald**	**Moder-Kiefernforst *)**
Lebensraumtyp		***91E0**	**9110**	**9130**	**9110**	**9180**	**-**
Betula pendula	B2						1
Carpinus betulus	B2			10		1	
Fagus sylvatica	B2		25,0	30,0	20,0	1,0	5,0
Pinus sylvestris	B2						1,0
Quercus robur	B2					3,0	1,0
Tilia cordata	B2					10,0	
Ulmus glabra	B2					3,0	
Artname	**Schicht**	**Deckungsgrad in %**					
Acer platanoides	S					1,0	
Acer pseudoplatanus	S			0,1		3,0	
Corylus avellana	S					10,0	
Fagus sylvatica	S	0,2	3,0	0,2	5,0		
Lonicera xylosteum	S					3,0	
Quercus robur	S				0,1		
Ribes alpinum	S					5,0	
Rubus idaeus	S					0,1	
Sambucus nigra	S	1,0					
Sambucus racemosa	S					1,0	
Sorbus aucuparia	S		0,2			1,0	
Tilia cordata	S						
Ulmus laevis	S					3,0	
Artname	**Schicht**	**Deckungsgrad in %**					
Acer campestre	K	0,2					
Acer platanoides juv.	K			0,2			
Acer pseudoplatanus K.	K		0,1				
Acer pseudoplatanus juv.	K			0,2			
Aegopodium podagraria	K	0,2					
Ajuga reptans	K	0,2					
Alliaria petiolata	K	0,1					
Anemone nemorosa	K	3,0	0,2	0,2			
Arum maculatum	K	0,2				1,0	

Parameter		Wald-Ökosysteme					Forst-Öko-systeme
Ökosystem-Gruppe		1.1.1.	1.6.2.	1.3.1.	1.3.1.	1.5.1.	
Wald-Ökosystemtyp		Dg-8z-D1	D1-6d-C2	Eb-5n-D1	Eb-5n-C2	Eg-5r-E1	Eb-4n-c2
		Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	Moder-Buchen-Bergw.	Braunmull-Buchenw.	Moder-Buntsand-Buchenw.	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	Moder-Kiefernforst *)
Lebensraumtyp		*91E0	9110	9130	9110	9180	-
Athyrium filix-femina	K	0,2					
Brachypodium sylvaticum	K	0,2					
Cardamine flexuosa	K	0,1					
Cardamine impatiens	K					1,0	
Carex pilulifera	K		0,2				
Carex remota	K	3,0					
Carex sylvatica	K	0,2					
Chrysosplenium alternifolium	K	1,0					
Chrysosplenium oppositifolium	K	1,0					
Circea alpina	K	0,1					
Crataegus laevigata juv.	K	0,2					
Deschampsia cespitosa	K	3,0	0,1				
Dryopteris carthusiana	K					5,0	
Dryopteris dilatata	K	1,0					
Dryopteris filix-mas	K			1,0		1,0	
Epilobium spec.	K					0,2	
Fagus sylvatica K.	K					0,1	
Fagus sylvatica juv.	K	0,2	1,0	0,2	1,0		0,2
Festuca altissima	K			5,0		1,0	
Festuca gigantea	K				1,0		
Galium aparine	K	0,2				1,0	
Galium odoratum	K			1,0		3	
Galium sylvaticum	K					1,0	
Glechoma hederacea	K	0,2					
Hypericum hirsutum	K					0,2	
Impatiens noli-tangere	K	1,0					
Impatiens parviflora	K					1,0	
Lamium galeobdolon	K	3,0					
Larix decidua	K						0,2
Luzula luzuloides	K		0,2		5,0		
Mercurialis perennis	K			1,0		20,0	

Parameter		Wald-Ökosysteme					Forst-Öko-systeme
Ökosystem-Gruppe		1.1.1.	1.6.2.	1.3.1.	1.3.1.	1.5.1.	
Wald-Ökosystemtyp		Dg-8z-D1	D1-6d-C2	Eb-5n-D1	Eb-5n-C2	Eg-5r-E1	Eb-4n-c2
		Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	Moder-Buchen-Bergw.	Braunmull-Buchenw.	Moder-Buntsand-Buchenw.	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	Moder-Kiefernforst *)
Lebensraumtyp		*91E0	9110	9130	9110	9180	-
Moehringia trinervia	K					0,2	
Oxalis acetosella	K	1,0	0,2	1,0			
Phyteuma nigrum	K	0,1					
Pinus sylvestris juv.	K						0,1
Poa nemoralis	K	0,2					
Polypodium vulgare	K				0,2		
Prunus avium juv.	K		0,1				
Quercus robur juv.	K				0,1		0,1
Ranunculus ficaria	K	30,0					
Rosa cf. arvensis	K					0,2	
Rumex sanguineus	K	1,0					
Sambucus racemosa	K	0,1		0,2			
Scrophularia nodosa	K			0,1			
Sorbus aucuparia	K						
Sorbus aucuparia juv.	K		0,2				
Stachys sylvatica	K	1,0					
Stellaria nemorum	K	1,0					
Urtica dioica	K	1,0		0,2		1,0	
Vaccinium myrtillus	K				3,0		
Acer spec. K.	K			1,0			
Deschampsia flexuosa	K				1,0		0,2
Dianthus gratianopolitanus	K						0,2
Fagus sylvatica K.	K		1,0	0,2	0,2		0,2
Artname	**Schicht**	**Deckungsgrad in %**					
Polytrichum commune	M				8,0		
Polytrichum formosum	M		0,1				
Rhytidiadelphus loreus	M				1,0		
Cladonia spec.	M						10,0

Erläuterung: **) = Moder-Kiefernforst auf Sonderstandorten (keine typische Ausprägung); **) = jede Probefläche stellt jeweils ein Flächenobjekt der OEST-Karte dar

Anhang A3.6 Einstufung der Abweichungen vom Referenzzustand für 6 Indikatoren und 3 Funktionen sowie der Veränderung der Ökosystemintegrität, 5 Ökosystemtypen, Nationalpark Kellerwald-Edersee

Nr.	Öko-Code	Kullback		Ähnlichkeit		pH		BS		C/N		DKF		L	N	W	OESI
		Wert	St	Wert	St	Wert	St	Wert	St	Wert	St	Wert	St	St	St	St	St
11	D1-5n-C2	0,33	1	71,19	1	4,02	1	32,74	1	16,53	1	5,74	3	1	1	3	2
39	D1-5n-C2	0,57	1	70,63	1	4,37	1	36,19	2	15,13	2	4,59	1	1	2	1	1
72	D1-5n-C2	0,50	1	70,30	1	3,70	1	31,79	1	16,32	2	5,06	1	1	1	1	1
80	D1-5n-C2	0,35	1	74,23	1	3,83	1	33,42	1	18,82	1	3,88	3	1	1	3	2
85	D1-5n-C2	0,32	1	72,22	1	4,16	1	36,43	2	19,56	1	5,77	3	1	1	3	1
128	D1-5n-C2	0,31	1	74,99	1	4,68	2	38,30	2	15,85	2	6,83	4	1	2	4	3
138	D1-5n-C2	1,31	2	62,80	2	3,11	2	21,45	2	21,46	1	4,50	1	2	2	1	2
143	D1-5n-C2	0,41	1	71,70	1	4,54	2	35,03	1	16,15	2	5,06	1	1	2	1	1
161	D1-5n-C2	0,36	1	70,78	1	4,66	2	36,08	2	16,02	2	6,02	3	1	2	3	2
178	D1-5n-C2	0,30	1	72,78	1	3,79	1	32,80	1	19,81	1	7,47	4	1	1	4	1
219	D1-5n-C2	0,28	1	72,34	1	4,30	1	31,99	1	17,34	1	5,05	1	1	1	1	1
229	D1-5n-C2	0,24	1	78,89	1	3,54	1	33,60	1	18,88	1	4,98	1	1	1	1	1
234	D1-5n-C2	0,36	1	69,48	1	5,29	3	36,34	2	14,46	2	4,37	2	1	2	2	2
259	D1-5n-C2	0,25	1	77,80	1	4,75	2	30,57	1	16,12	2	6,25	4	1	2	4	3
277	D1-5n-C2	0,34	1	69,97	1	4,42	2	36,09	2	16,20	2	4,93	1	1	2	1	1
292	D1-5n-C2	0,43	1	71,63	1	4,69	2	29,67	1	16,70	1	4,78	1	1	1	1	1
354	D1-5n-C2	0,36	1	69,48	1	5,14	3	36,34	2	15,14	2	4,37	2	1	2	2	2
364	D1-5n-C2	0,37	1	69,49	1	3,64	1	29,30	1	20,05	1	4,89	1	1	1	1	1
386	D1-5n-C2	0,32	1	71,99	1	4,37	1	33,80	1	17,29	1	4,91	1	1	1	1	1
401	D1-5n-C2	0,36	1	73,80	1	3,96	1	30,07	1	17,13	1	5,62	2	1	1	2	1
462	D1-5n-C2	0,36	1	69,48	1	5,14	3	36,34	2	15,14	2	4,37	2	1	2	2	2
467	D1-5n-C2	0,36	1	69,48	1	5,29	3			14,90	2			1	3		2
525	D1-5n-C2	1,71	3	56,87	2	4,95	2	35,02	1	16,30	2	4,54	1	3	2	1	2
572	D1-5n-C2	0,50	1	61,02	2	4,34	1	30,01	1	16,58	1	4,97	1	2	1	1	1
577	D1-5n-C2	0,30	1	72,10	1	4,21	1	33,06	1	17,03	1	4,37	2	1	1	2	1
587	D1-5n-C2	0,36	1	69,48	1	5,29	3	62,90	4	14,90	2			1	3		2
634	D1-5n-C2	0,46	1	62,32	2	5,03	3	42,82	3	15,49	2	5,36	2	2	3	2	2
649	D1-5n-C2	0,35	1	69,75	1	4,50	2	24,68	1	16,28	2	5,72	3	1	2	3	2
693	D1-5n-C2	0,41	1	75,14	1	3,57	1	23,27	1	19,50	1	5,03	1	1	1	1	1
703	D1-5n-C2	0,50	1	60,55	2	5,14	3	36,34	2	15,14	2	4,37	2	2	2	2	2
708	D1-5n-C2	0,50	1	60,69	2	4,83	2	39,04	2	15,07	2	5,85	3	2	2	3	2
725	D1-5n-C2	0,56	1	69,91	1	3,84	1	30,88	1	18,24	1	4,65	1	1	1	1	1
767	D1-5n-C2	0,50	1	60,55	2	5,29	3			14,90	2			2	3		3
810	D1-5n-C2	0,35	1	70,48	1	3,38	1	20,90	2	22,33	2	4,93	1	1	2	1	1
820	D1-5n-C2	0,35	1	70,11	1	3,53	1	20,59	2	22,34	2	5,25	1	1		1	1
886	D1-5n-C2	1,68	3	56,32	2	4,53	2	29,45	1	15,54	2	4,55	1	3	2	1	2

Nr.	Öko-Code	Kullback		Ähnlichkeit		pH		BS		C/N		DKF		L	N	W	OESI
		Wert	St	Wert	St	Wert	St	Wert	St	Wert	St	Wert	St	St	St	St	St
943	D1-5n-C2	0,48	1	61,34	2	5,29	3	36,73	2	13,18	3	6,87	4	2	3	4	3
953	D1-5n-C2	0,50	1	60,78	2	5,04	3	33,38	1	15,26	2	4,09	3	2	2	3	2
976	D1-5n-C2	0,36	1	69,48	1	4,70	2	31,63	1	17,61	1	5,50	2	1	1	2	1
991	D1-5n-C2	0,34	1	70,52	1	4,31	1	34,10	1	16,39	2	4,73	1	1	1	1	1
1022	D1-5n-C2	0,29	1	77,82	1	4,06	1	33,67	1	18,01	1	4,88	1	1	1	1	2
1078	D1-5n-C2	0,24	1	78,63	1	4,43	2	35,60	2	16,99	1	6,64	4	1	2	4	3
1113	D1-5n-C2	0,36	1	69,48	1	5,14	3	36,34	2	15,14	2	4,37	2	1	2	2	2
1129	D1-5n-C2	0,37	1	65,52	1	4,82	2	37,22	2	14,97	2	5,30	2	1	2	2	2
1139	D1-5n-C2	0,26	1	74,48	1	4,52	2	27,05	1	16,39	2	5,62	2	1	2	2	2
1165	D1-5n-C2	0,30	1	74,65	1	4,74	2	36,74	2	15,42	2	6,12	4	1	2	4	2
1177	D1-5n-C2	0,50	1	64,56	2	4,98	3	49,17	4	13,80	2	5,62	2	2	3	2	2
1192	D1-5n-C2	0,71	2	72,45	1	4,53	2	29,82	1	18,38	1	6,08	3	2	1	3	2
1254	D1-5n-C2	0,62	1	79,21	1	3,87	1	30,97	1	17,99	1	5,72	3	1	1	3	2
1312	D1-5n-C2	0,35	1	69,81	1	4,84	2	35,51	2	15,63	2	5,49	2	1	2	2	2
PW2	D1-5n-C2	0,29	1	72,31	1	4,12	1	34,35	1	16,88	1	5,42	2	1	1	2	1
57	D1-6d-D1	1,01	1	59,82	1	4,63	2	37,61	3	17,18	4	6,19	1	1	3	1	2
62	D1-6d-D1	0,92	1	51,69	2	4,57	2	49,66	1	14,80	3	5,41	2	2	2	2	2
107	D1-6d-D1	1,38	2	51,32	2	5,21	1	37,24	3	14,25	2	6,92	4	2	2	4	3
329	D1-6d-D1	0,69	1	50,34	2	4,81	2	36,84	3	14,69	3	5,20	3	2	3	3	3
344	D1-6d-D1	0,70	1	49,34	2	5,67	2	45,71	1	14,36	2	5,27	3	2	2	3	2
369	D1-6d-D1	1,22	2	56,63	1	4,61	2	40,03	2	14,97	3	6,19	1	2	2	1	2
510	D1-6d-D1	0,96	1	52,59	1	5,29	1	49,58	1	13,55	1	6,37	2	1	1	2	1
1049	D1-6d-D1	0,79	1	50,22	2	3,54	[5]	38,69	3	18,65	4	4,67	4	2	4	4	4
1285	Eb-5n-C2	0,56	1	63,57	1	3,21	2	22,34	2	21,45	2	4,32	2	1	2	2	2
515	Eb-5n-D1a	0,37	1	69,52	1	5,26	2	39,13	1	13,13	3	5,57	1	1	2	1	1
785	Eb-5n-D1a	0,36	1	69,48	1	5,29	2			14,90	1			1	2		2
833	Eb-5n-D1a	0,79	1	74,14	1	4,92	1	39,60	1	13,95	2	7,17	3	1	1	3	1
1007	Eb-5n-D1a	0,79	1	68,40	1	4,61	1	38,49	1	15,55	1	5,69	1	1	1	1	1
1054	Eb-5n-D1a	0,38	1	69,75	1	4,34	2	32,73	1	16,98	2	6,39	2	1	2	2	2
1344	Eb-5n-D1a	1,08	2	60,77	1	4,58	1	42,07	1	15,46	1	5,23	1	2	1	1	1
1347	Eb-5n-D1a	0,44	1	63,10	1	4,42	1	30,53	2	16,62	1	6,74	2	1	1	2	1
90	Eg-7g-D1	1,25	1	44,16	1	4,90	1	50,88	1	15,69	2	6,05	1	1	1	1	1
100	Eg-7g-D1	1,05	1	35,09	1	4,86	1	48,58	1	14,31	1	5,86	1	1	1	1	1
198	Eg-7g-D1	1,30	1	47,09	1	5,42	1	47,55	1	14,72	1	5.30	1	1	1	1	1

Erläuterung:□Nr. = Nummer der Vegetationsaufnahme in der Datenbank des W.I.E.; L = Lebensraumfunktion, N = Nährstoffffluss, W = Wasserfluss, OESI = Veränderungen der Ökosystemintegrität, Abweichungsstufen (St): 1= sehr gering, 2 = gering, 3 = mittel, 4 =hoch, 5 = sehr hoch

ANHANG A4

Zu Abschnitt 9:

Erweitungen zum Indikator Bodenfeuchte

INHALT

A4.1 Datenfluss im fuzzy-regelbasierten System zur Abschätzung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)

A4.2 Zugehörigkeitsfunktionen für 8 Klimabereiche (KB) über der Klimatischen Wasserbilanz (KWBso_1_2) als Input-Variable für Bodentypengruppen 1 und 2

A4.3 Zugehörigkeitsfunktionen für 8 Klimabereiche (KB) über der Klimatischen Wasserbilanz (KWBso_4) als Input-Variable für Bodentypengruppe 4

A4.4 Zugehörigkeitsfunktionen für 7 Grundwasserflurabstandsstufen (GWS) über dem Grundwasserflurabstand (GWFlab) als Input-Variable für Bodentypengruppe 1

A4.5 Zugehörigkeitsfunktionen für 10 Tongehaltsklassen (T) über dem Tongehalt (Ton) als Input-Variable für Bodentypengruppen 1 und 2

A4.6 Zugehörigkeitsfunktionen für 15 Schluffgehaltsklassen (U) über dem Schluffgehalt (Schluff) als Input-Variable für Bodentypengruppen 1 und 2

A4.7 Zugehörigkeitsfunktionen für 6 Stufen der nutzbaren Feldkapazität (nFK) über der nutzbaren Feldkapazität (nFK_4) als Input-Variable für Bodentypengruppe 4

A4.8 Zugehörigkeitsfunktionen für 23 Stufen der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) über der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) als Ouput-Variable (FKZ_1) für Bodentypengruppe 1

A4.9 Zugehörigkeitsfunktionen für 8 Stufen der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) über der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) als Ouput-Variable (FKZ_2_4) für Bodentypengruppen 2 und 4

A4.10 Operatoren für die Aggregation, Implikation und Defuzzifizierung im fuzzy-regelbasierten Modell zur Abschätzung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)

A4.11 Auszug aus der Regelbasis FKZ_Klima_1 zur Ermittlung der Feuchtekennzahl für Bodentypengruppe 1

A4.12 Auszug aus der Regelbasis FKZ_Klima_2 zur Ermittlung der Feuchtekennzahl für Bodentypengruppe 2

A4.13 Auszug aus der Regelbasis FKZ_Klima_4 zur Ermittlung der Feuchtekennzahl für Bodentypengruppe 4

A4.14 Datenfluss im fuzzy-regelbasierten System zur Korrektur der klimatischen Wasserbilanz in Abhängigkeit von der Hangneigung und Exposition

A4.15 Zugehörigkeitsfunktionen für 6 Hangneigungsstufen über der Hangneigung als Input-Variable (Slope)

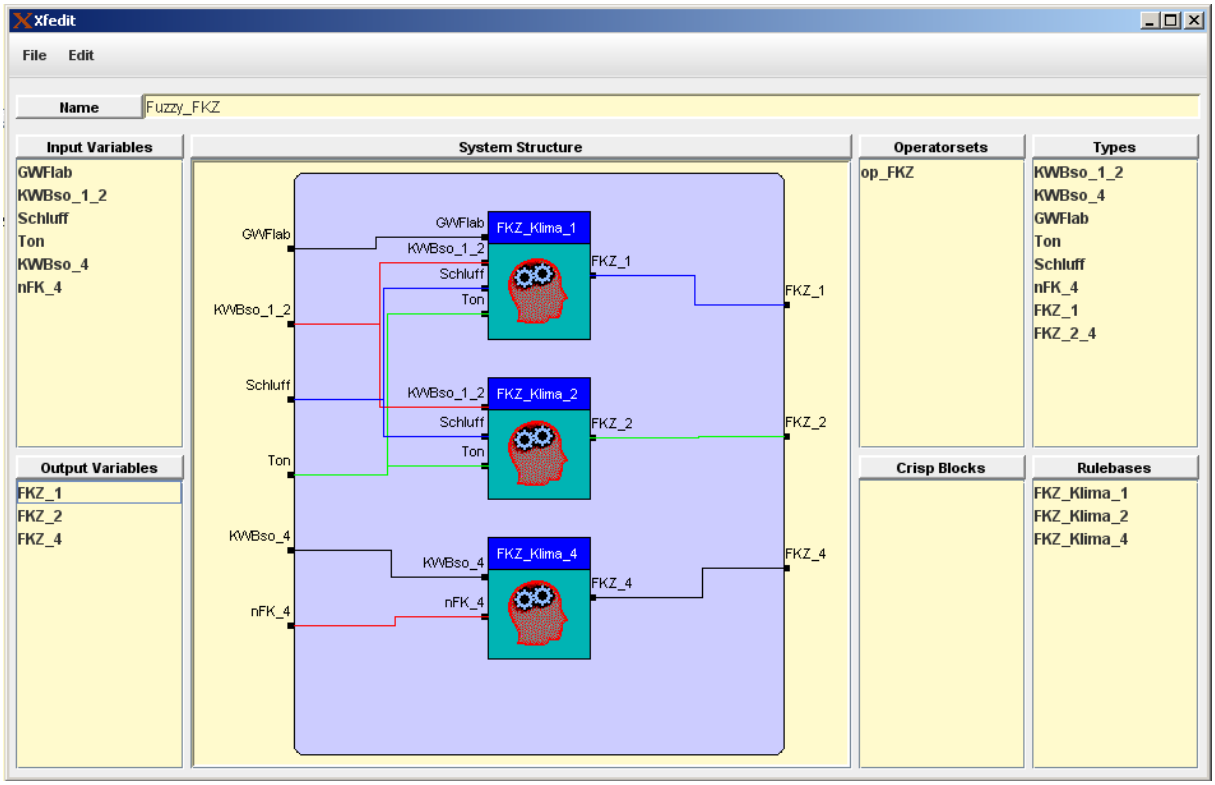
A4.16 Zugehörigkeitsfunktionen für 5 Expositionsklassen über der Exposition als Input-Variable (Aspect)

A4.17 Zugehörigkeitsfunktionen für 6 Korrekturstufen gemäß VKE 3.30 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a) über der Korrektur der klimatischen Wasserbilanz als Output-Variable (KBkorr)

A4.18 Operatoren für die Aggregation, Implikation und Defuzzifizierung im fuzzy-regelbasierten Modell zur Korrektur der klimatischen Wasserbilanz gemäß VKE 3.30 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a)

A4.19 Auszug aus der Regelbasis Kbkorr zur Korrektur der klimatischen Wasserbilanz gemäß VKE 3.30 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a)

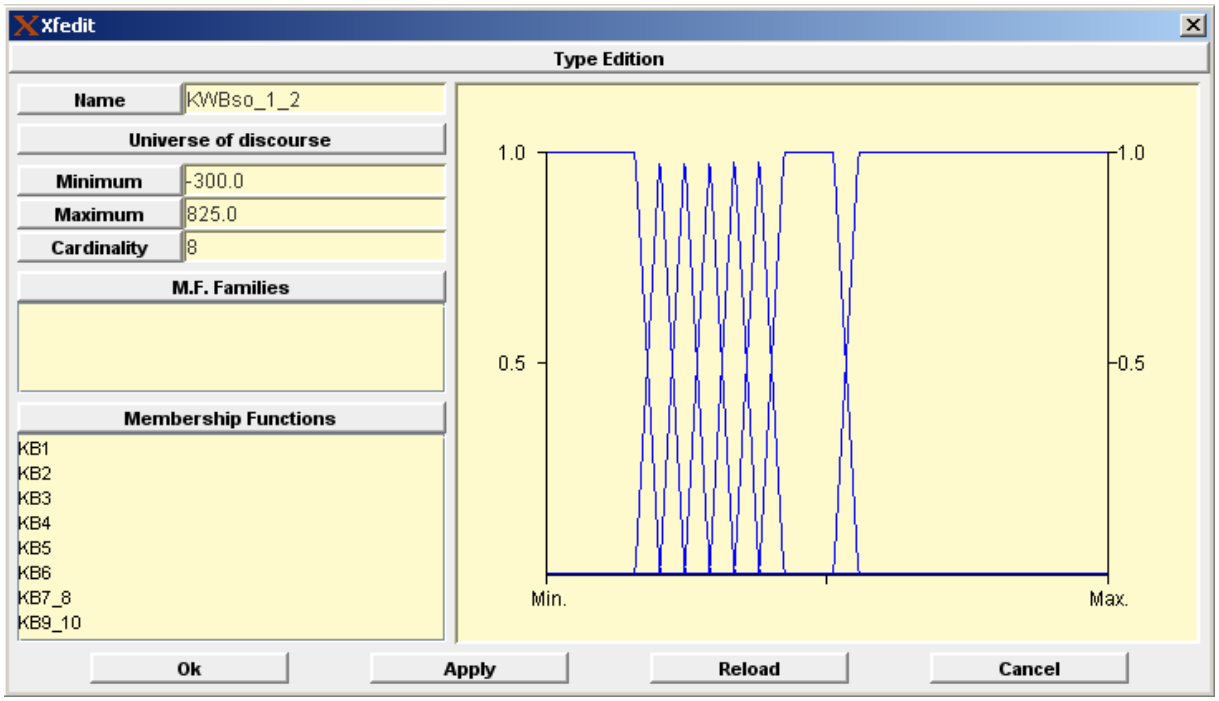
Anhang A4.1: Datenfluss im fuzzy-regelbasierten System zur Abschätzung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)



Input-Variablen: GWFlab=Grundwasserflurabstand [dm u. GOF]; Schluff= Schluffgehalt [Mass%]; Ton=Tongehalt[Mass%]; KWBso_1_2=Klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr März-Oktober [mm], verwendet für Bodentypengruppen 1 und 2; KWBso_4= Klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr März-Oktober [mm], verwendet für Bodentypengruppe 4; nFK_4=Nutzbare Feldkapazität 0-1m [mm], verwendet für Bodentypengruppe 4;
Regelbasen: FKZ_Klima_1: Regelbasis für Bodentypengruppe 1 (Grundwasserböden); FKZ_Klima_2: Regelbasis für Bodentypengruppe 2 (Stauwasserböden); FKZ_Klima_4: Regelbasis für Bodentypengruppe 4 (sonstige terrestrische Böden, ohne Moosböden);
Output-Variablen: FKZ_1, FKZ_2, FKZ_4= Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)

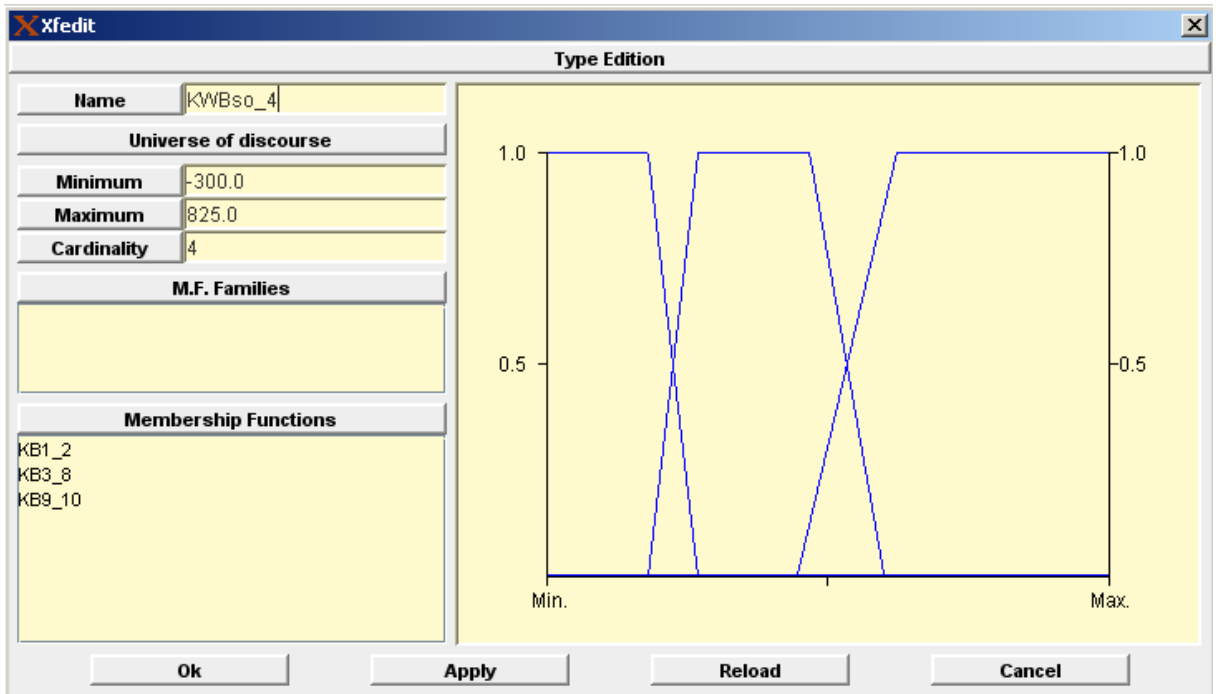
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.2: Zugehörigkeitsfunktionen für 8 Klimabereiche (KB) über der Klimatischen Wasserbilanz (KWBso_1_2) als Input-Variable für Bodentypengruppen 1 und 2



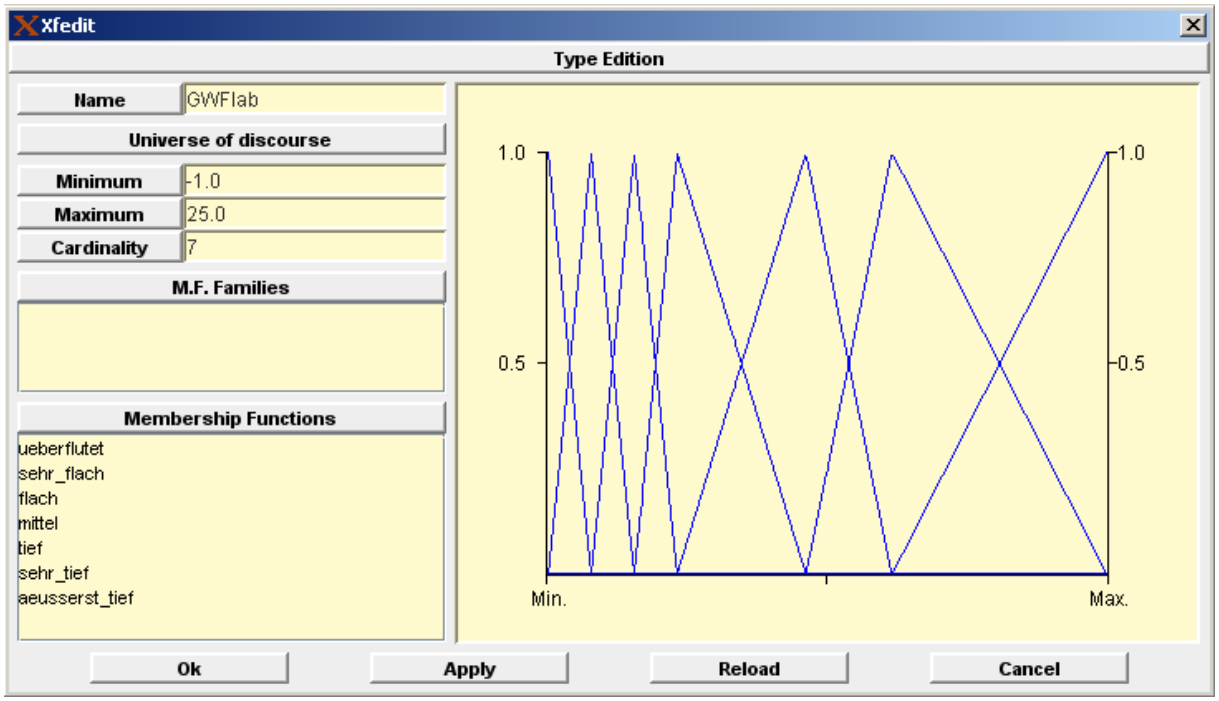
Klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr März-Oktober: Min. -300,0 mm; Max. = -825,0 mm ; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.3: Zugehörigkeitsfunktionen für 8 Klimabereiche (KB) über der Klimatischen Wasserbilanz (KWBso_4) als Input-Variable für Bodentypengruppe 4



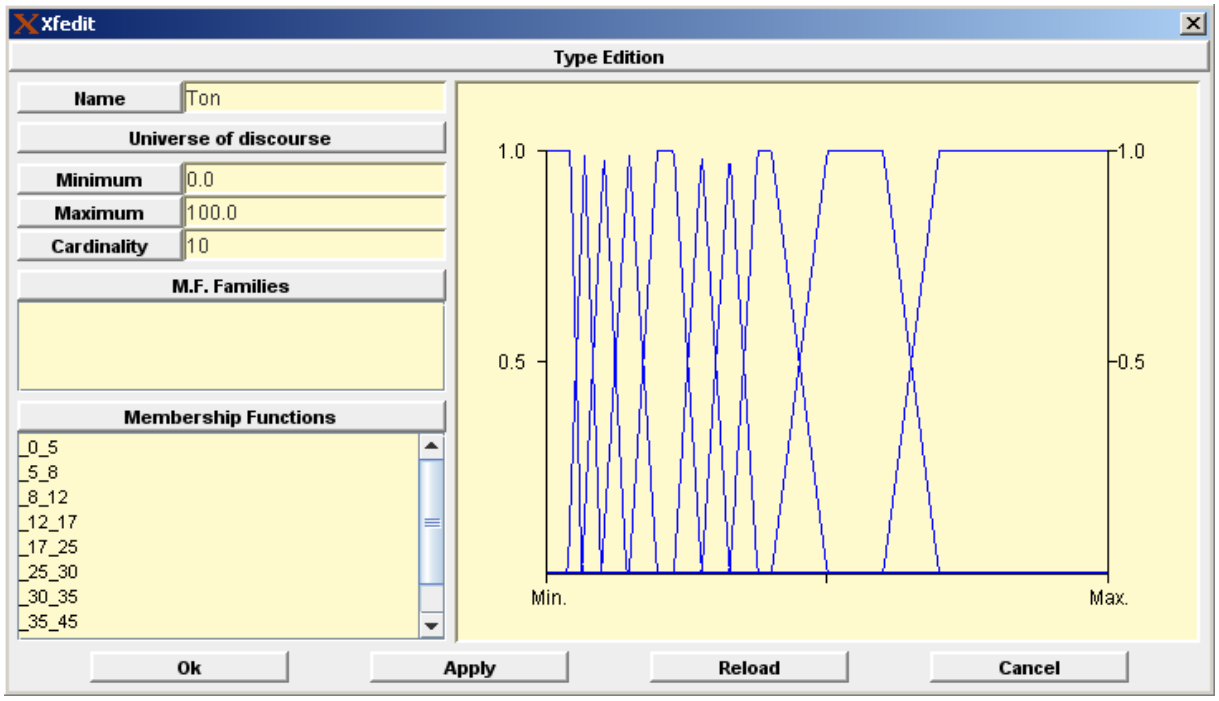
Klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr März-Oktober: Min. -300,0 mm; Max. = -825,0 mm; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.4: Zugehörigkeitsfunktionen für 7 Grundwasserflurabstandsstufen (GWS) über dem Grundwasserflurabstand (GWFlab) als Input-Variable für Bodentypengruppe 1



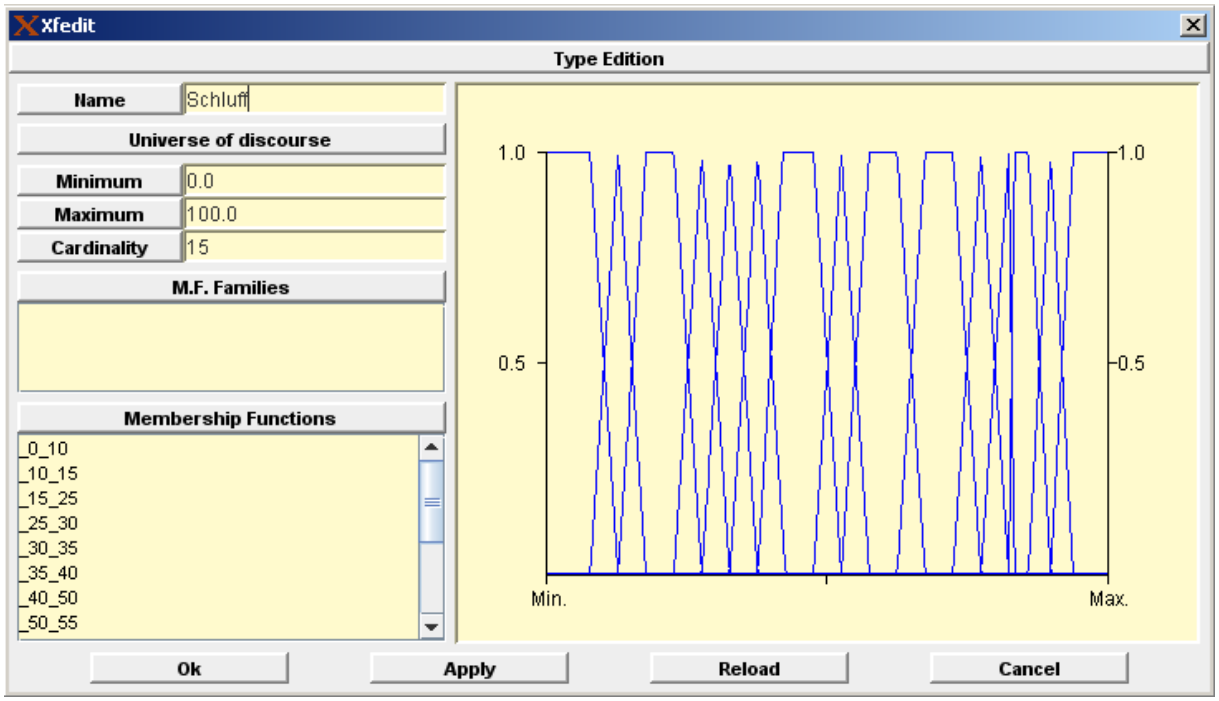
Mittlerer Grundwasserflurabstand (GWFlab): Min. -1,0 dm; Max. 25 dm; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.5: Zugehörigkeitsfunktionen für 10 Tongehaltsklassen (T) über dem Tongehalt (Ton) als Input-Variable für Bodentypengruppen 1 und 2



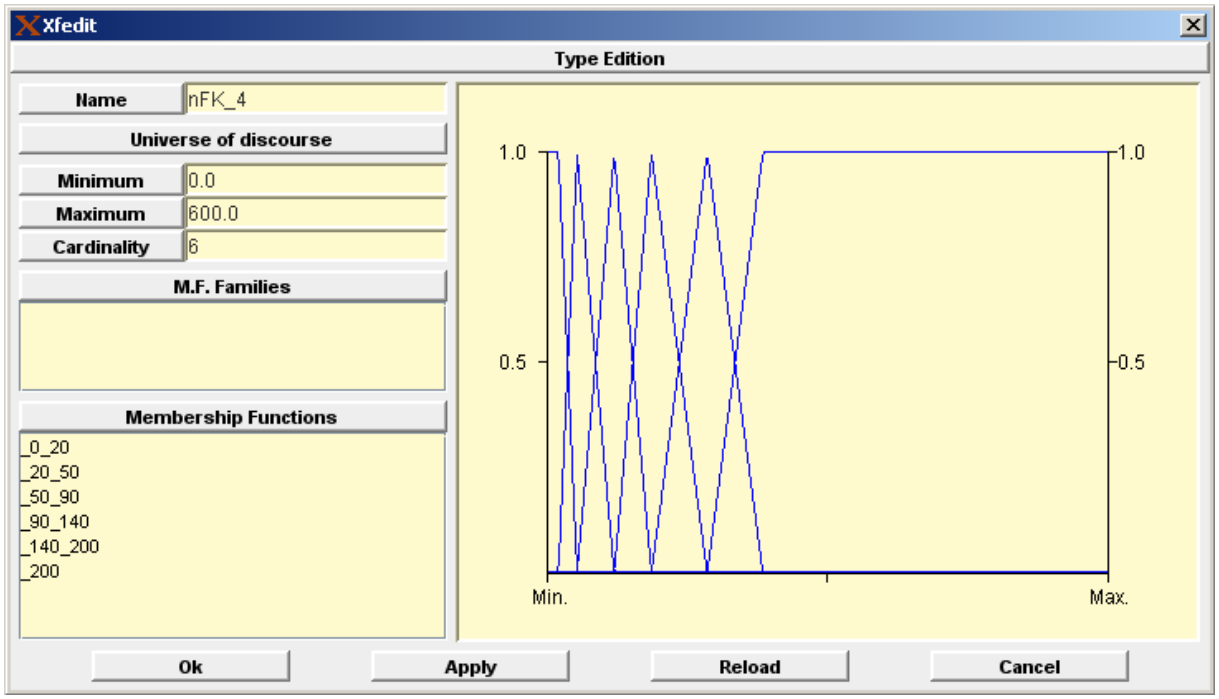
Tongehalt (Ton): Min. 0,0 Masse%; Max. 100,0 Masse%; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.6: Zugehörigkeitsfunktionen für 15 Schluffgehaltsklassen (U) über dem Schluffgehalt (Schluff) als Input-Variable für Bodentypengruppen 1 und 2



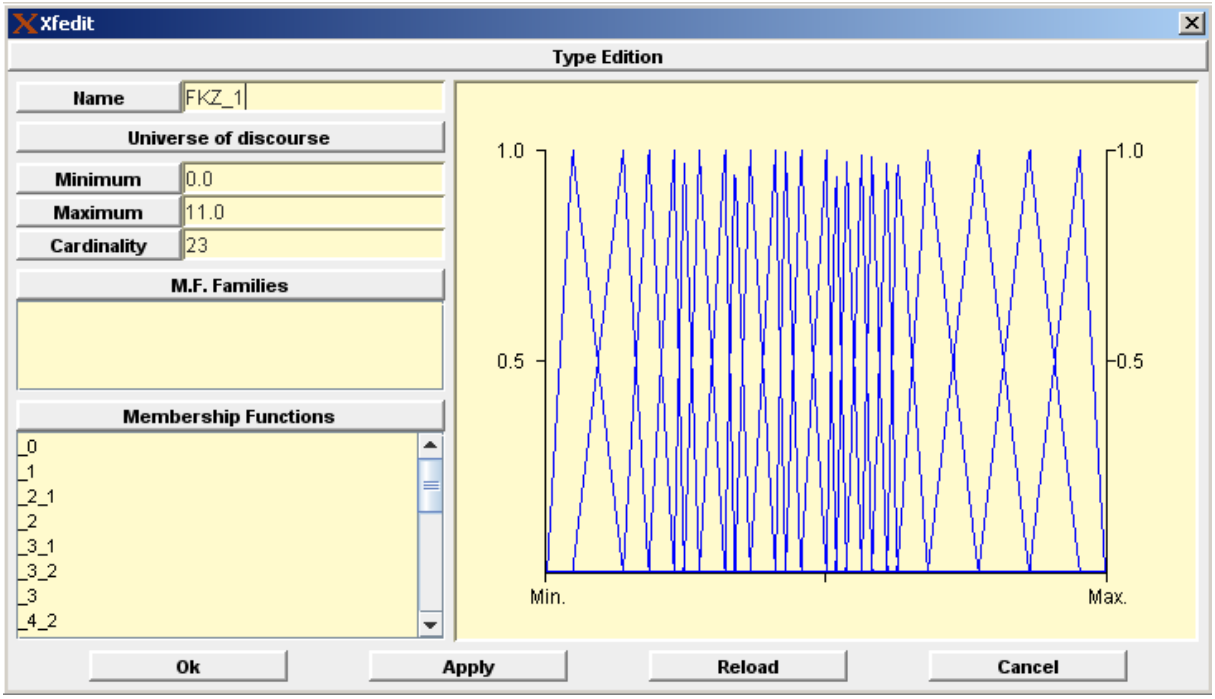
Schluffgehalt (Schluff): Min. 0,0 Masse%; Max. 100,0 Masse%; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.7: Zugehörigkeitsfunktionen für 6 Stufen der nutzbaren Feldkapazität (nFK) über der nutzbaren Feldkapazität (nFK_4) als Input-Variable für Bodentypengruppe 4



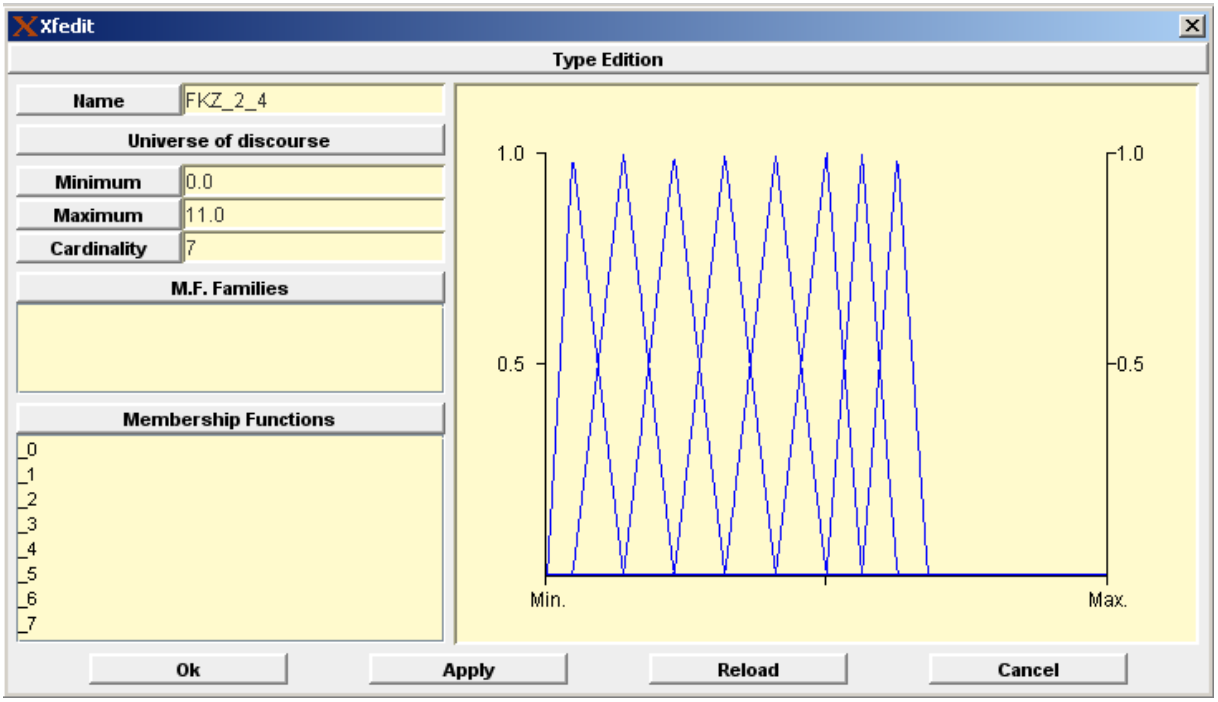
Nutzbare Feldkapazität 0-1m (nFK_4):Min. 0,0 mm; Max. 600,0 mm; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.8: Zugehörigkeitsfunktionen für 23 Stufen der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) über der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) als Ouput-Variable (FKZ_1) für Bodentypengruppe 1



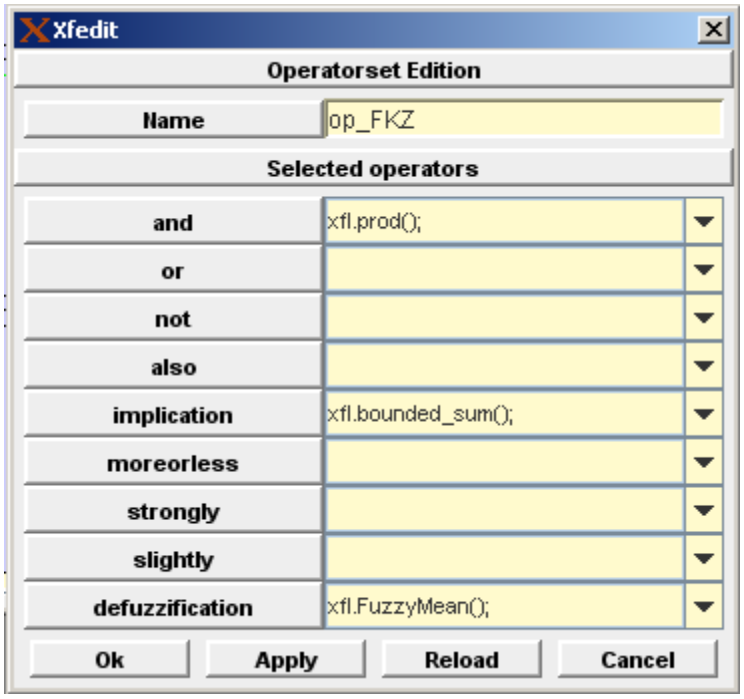
Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002): Min. 0,0 DKF; Max.11,0 DKF; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.9: Zugehörigkeitsfunktionen für 8 Stufen der bodenkundlichen Feuchtestufe nach Benzler et al. (1987) über der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) als Ouput-Variable (FKZ_2_4) für Bodentypengruppen 2 und 4



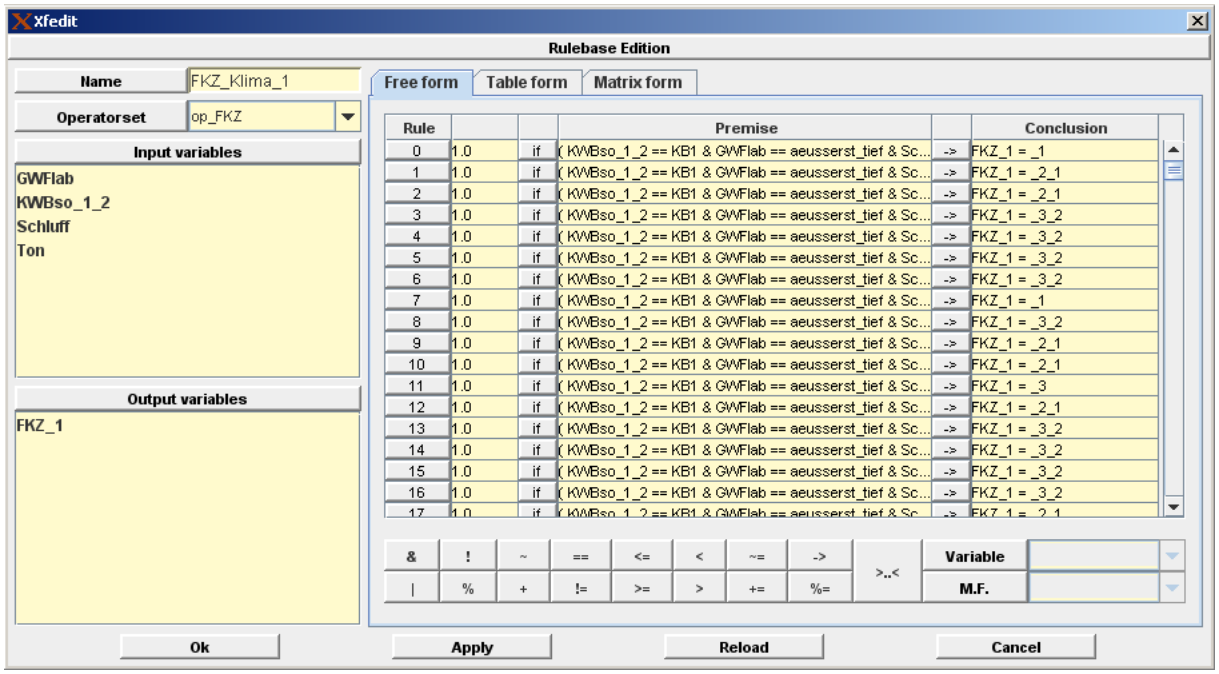
Feuchtekennzahl ach Hofmann (2002): Min. 0,0 DKF; Max.11,0 DKF; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.10: Operatoren für die Aggregation, Implikation und Defuzzifizierung im fuzzy-regelbasierten Modell zur Abschätzung der Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002)



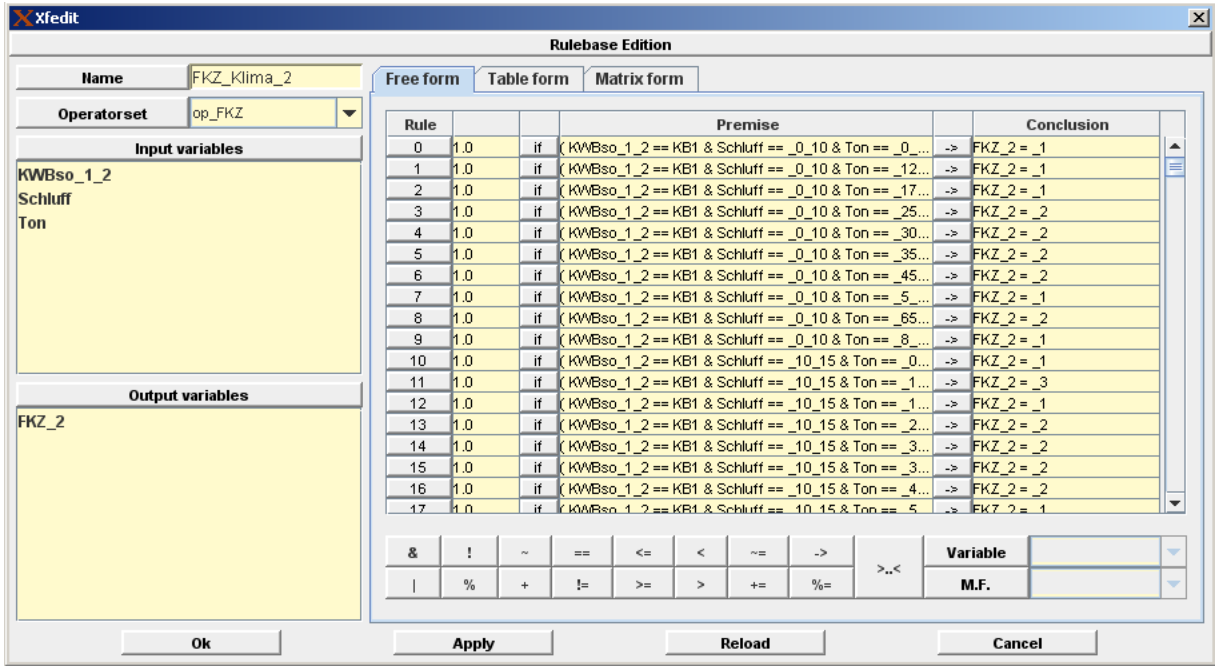
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.11: Auszug aus der Regelbasis FKZ_Klima_1 zur Ermittlung der Feuchtekennzahl für Bodentypengruppe 1



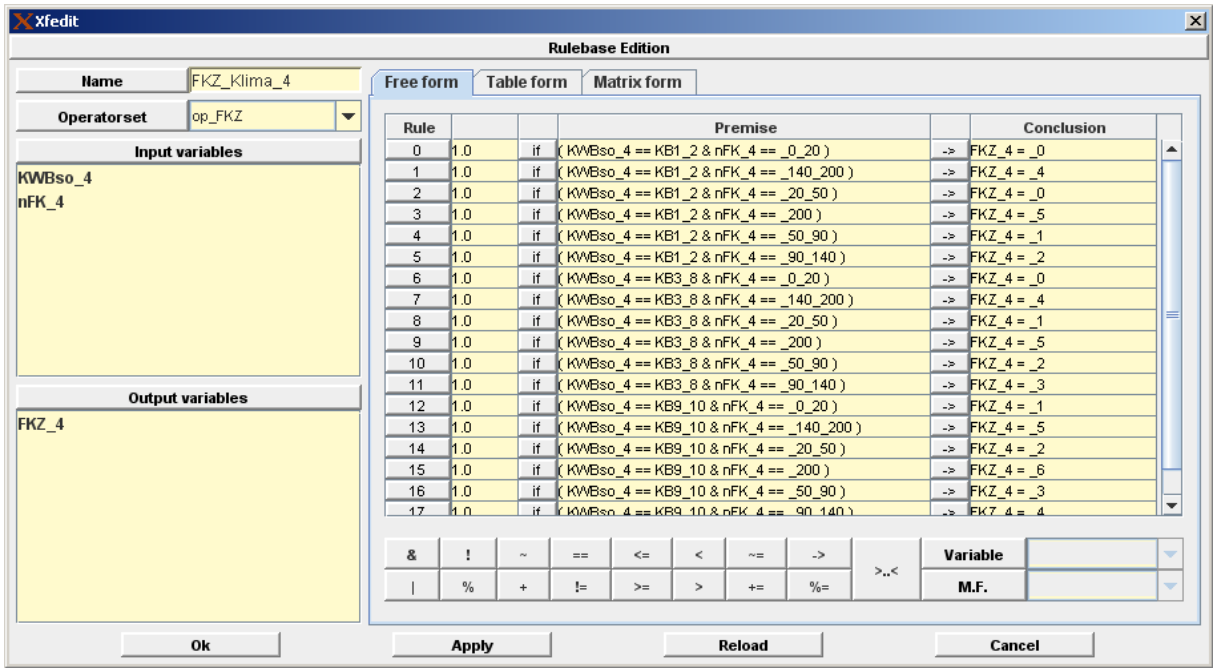
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.12: Auszug aus der Regelbasis FKZ_Klima_2 zur Ermittlung der Feuchtekennzahl für Bodentypengruppe 2



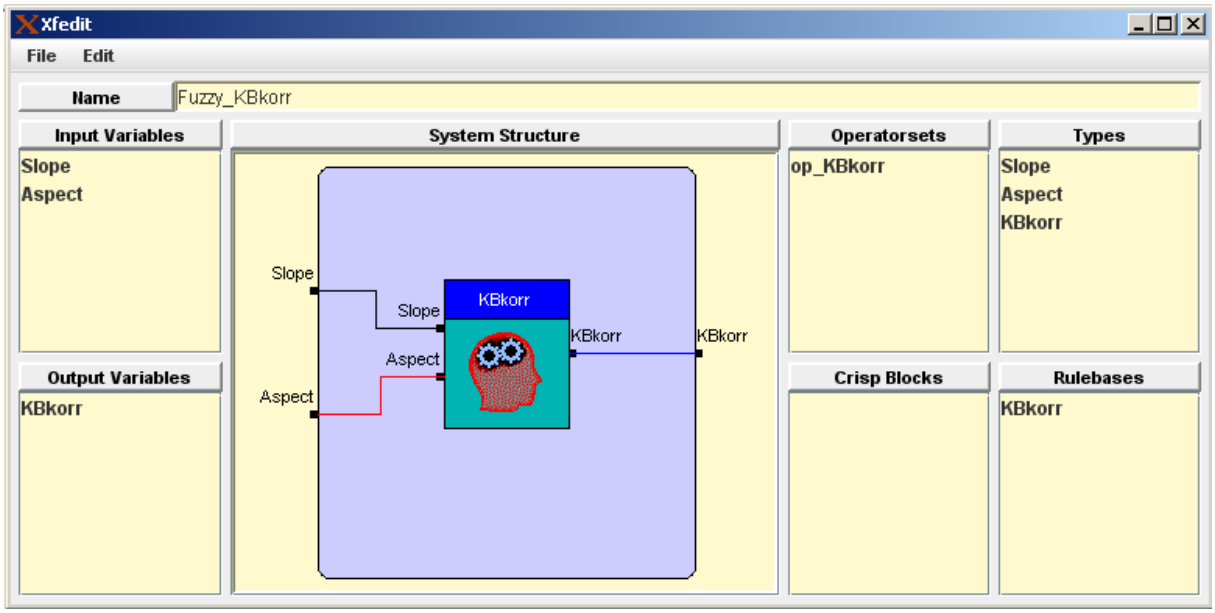
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.13: Auszug aus der Regelbasis FKZ_Klima_4 zur Ermittlung der Feuchtekennzahl für Bodentypengruppe 4



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

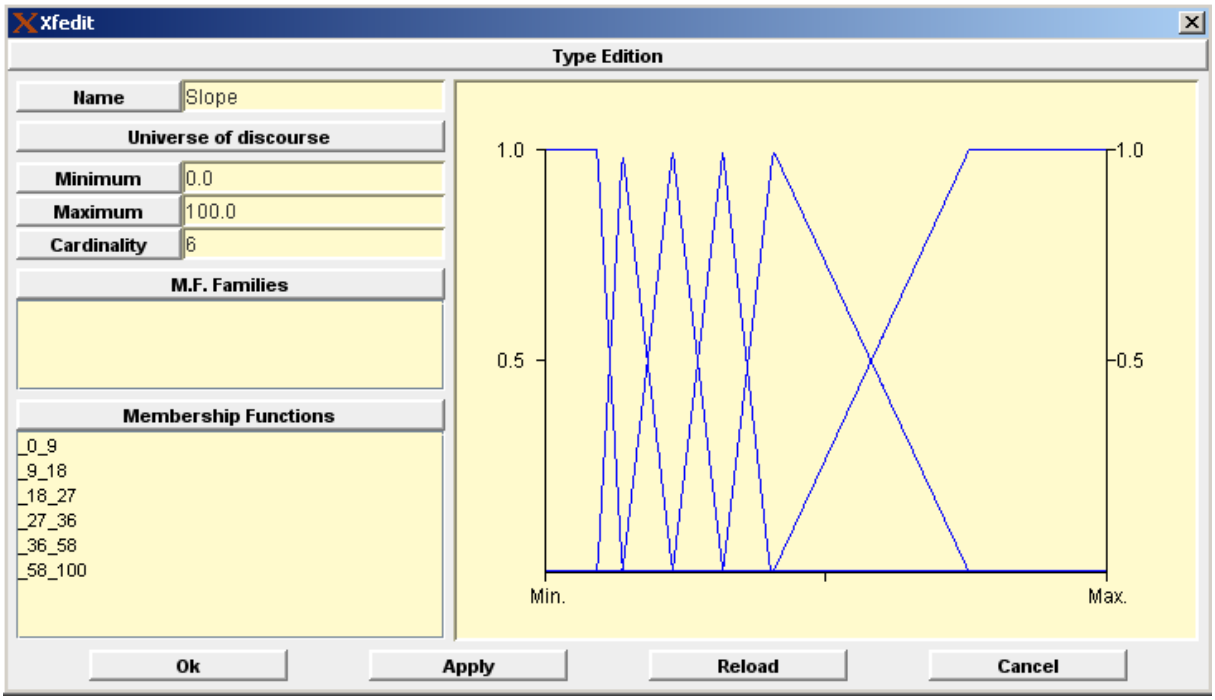
Anhang A4.14: Datenfluss im fuzzy-regelbasierten System zur Korrektur der klimatischen Wasserbilanz in Abhängigkeit von der Hangneigung und Exposition



Input-Variable: Slope=Hangneigung [%]; Aspect= Exposition [°];
Regelbasis: Kbkorr=Regelbasis zur Korrektur der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr;
Output-Variable: Kbkorr=Korrigierte klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr [mm]

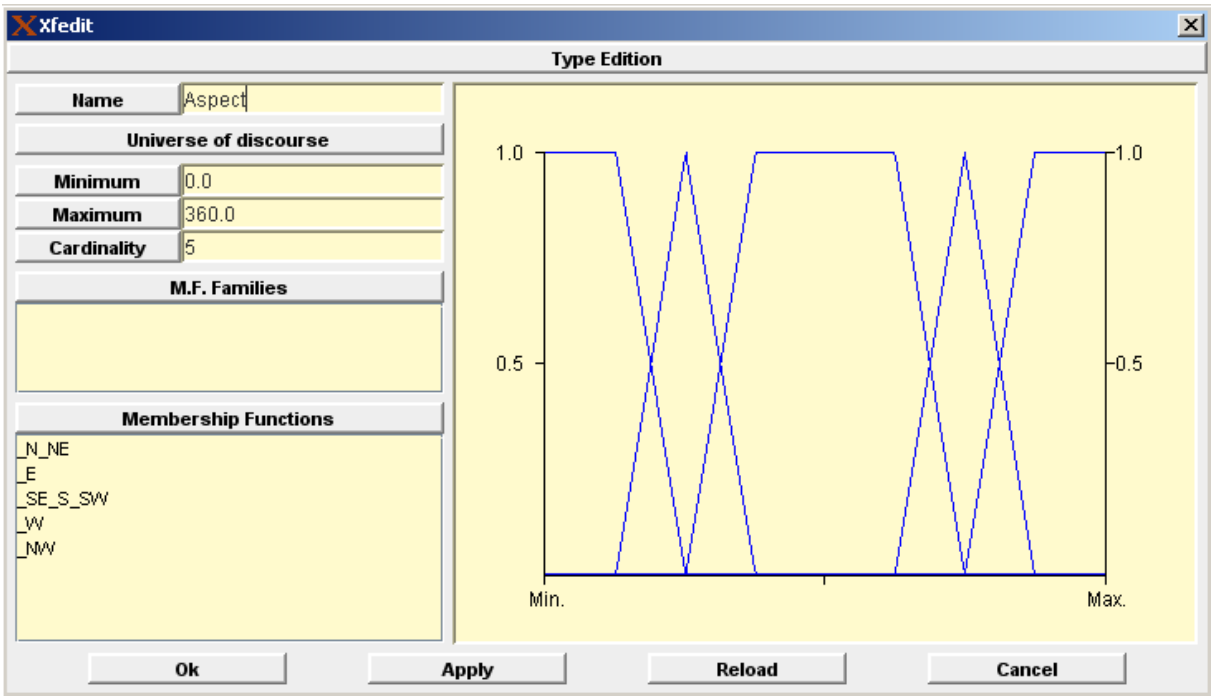
Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.15: Zugehörigkeitsfunktionen für 6 Hangneigungsstufen über der Hangneigung als Input-Variable (Slope)



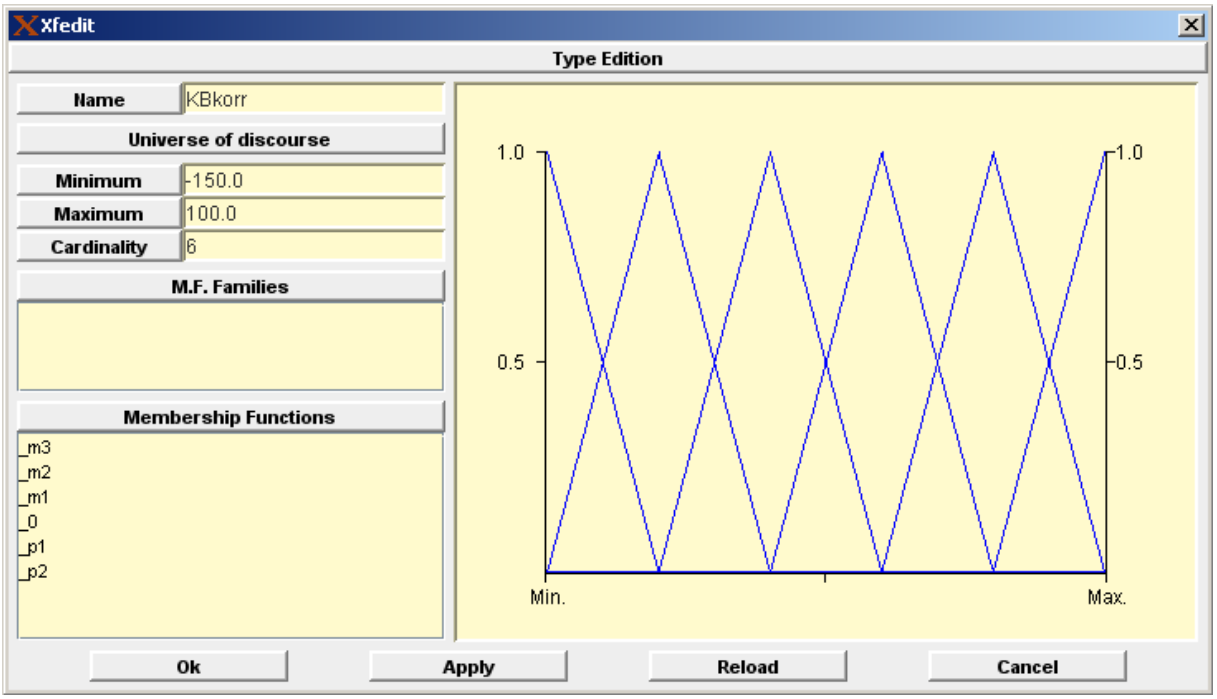
Hangneigung (Slope): Min. 0,0 %; Max. 100,0 %; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.16: Zugehörigkeitsfunktionen für 5 Expositionsklassen über der Exposition als Input-Variable (Aspect)



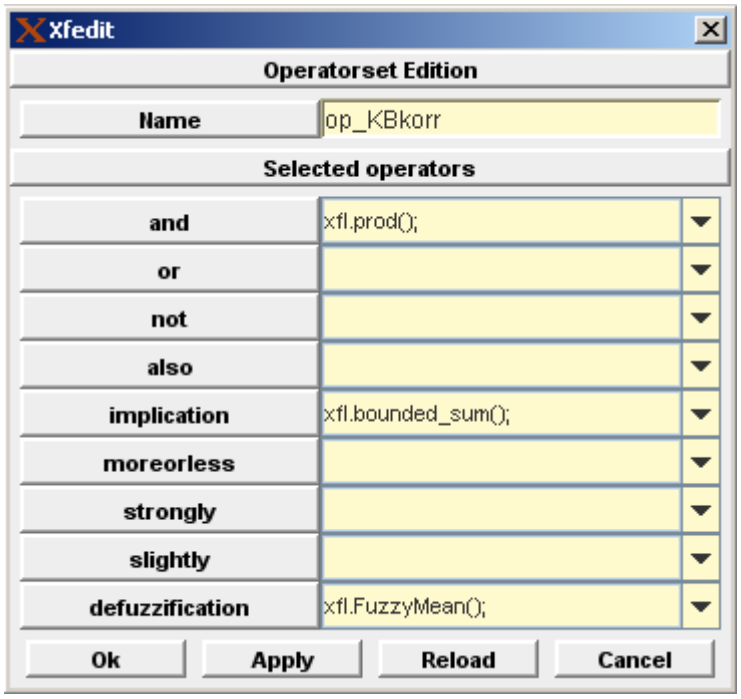
Exposition (Aspect): Min. 0,0 °; Max. 360,0 °; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.17: Zugehörigkeitsfunktionen für 6 Korrekturstufen gemäß VKE 3.30 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a) über der Korrektur der klimatischen Wasserbilanz als Output-Variable (KBkorr)



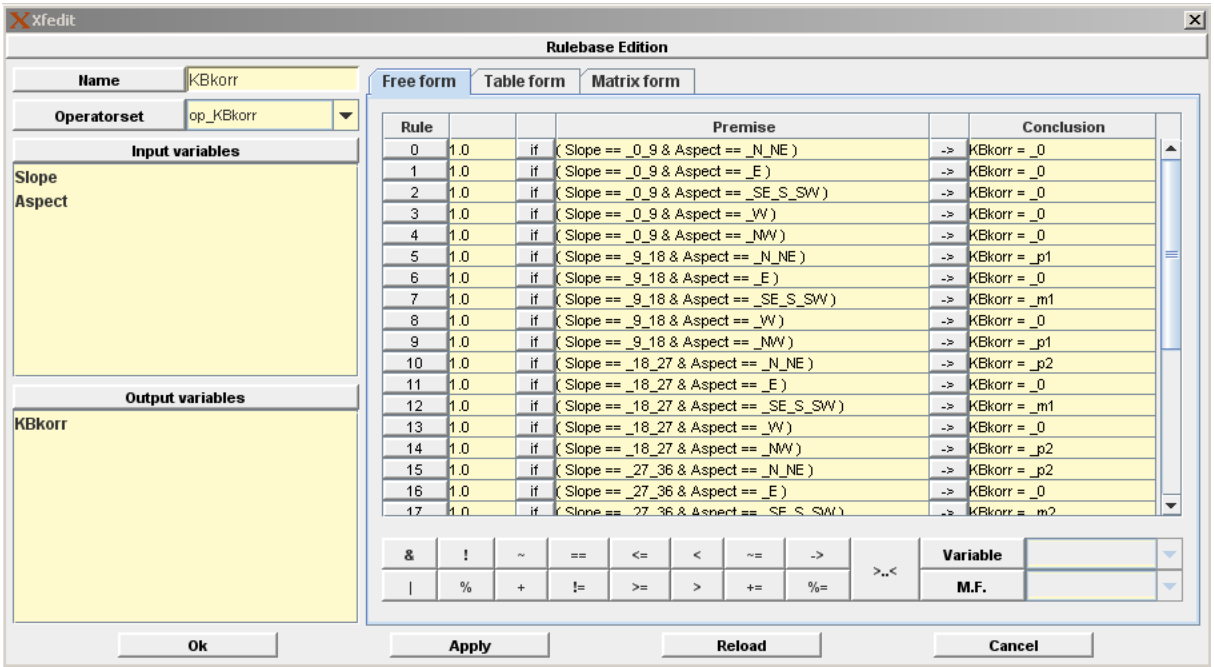
Korrektur der klimatischen Wasserbilanz (KBkorr): Min. -150,0 mm; Max. = 100,0 mm; Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.18: Operatoren für die Aggregation, Implikation und Defuzzifizierung im fuzzy-regelbasierten Modell zur Korrektur der klimatischen Wasserbilanz gemäß VKE 3.30 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a)



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

Anhang A4.19: Auszug aus der Regelbasis Kbkorr zur Korrektur der klimatischen Wasserbilanz gemäß VKE 3.30 (Ad-Hoc-AG Boden 2006a)



Quelle: eigene Darstellung, *Universität Vechta*

ANHANG A5

Zu Abschnitt 10.2:

Anwendung des Verfahrens auf die Ergebnisse der standortspezifischen Modellierung

INHALT

A5.1 Kennwerte der Modellierung am Standort LII-606
A5.2 Kennwerte der Modellierung am Standort LII-608
A5.3 Kennwerte der Modellierung am Standort LII-911
A5.4 Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1202
A5.5 Kennwerte der Modellierung am Standort IM Neuglobsow
A5.6 Kennwerte der Modellierung am Standort BÜK 336131
A5.7 Kennwerte der Modellierung am Standort BÜK 344231
A5.8 Kennwerte der Modellierung am Standort BÜK 351931
A5.9 Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1405
A5.10 Kennwerte der Modellierung am StandortLII-1602
A5.11 Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1605
A5.12 Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1609
A5.13 Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E. Biesenthal
A5.14 Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E. Kahlenberg
A5.15 Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E. Peitz

Anhang A5.1: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-606

Modellregion: Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge	Standort-Nr. LII-606	Lage: Wolfhagen-Zierenberg, Nordwesthessisches Bergland, 401-450 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)	ANOEST: Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
Hauptbaumart: Rot-Buche (*Fagus sylvatica*)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1845 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 2010	
Bodentyp: Norm-Braunerde aus basischem vulkanischem Gestein	

Modellinput

Klimaszenarien

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	7,9	7,5	8,3	9,3	12,8
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	647	623	663	715	753

Modelloutput

MetHyd

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	174	148	146	179	166
Bodenwassergehalt (Vol.%)	25	31	25	28	21
Evapotranspiration (mm / Jahr):	473	475,11	517,161	536	587

VSD

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	99	95	93	93	93	93	93
pH(H2O)	7,1	6,4	6,6	6,6	6,6	6,6	6,6
C/N	18,5	14,6	12,6	12,6	11	12,6	11

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)
RCP 8.5	Mull-Karbonat-Buchenwald (Eb-5n-E2)

Anhang A5.2: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-608

Modellregion: Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge	Standort-Nr. LII-608	Lage: Kellerwald, Nordwesthessisches Bergland

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)	ANOEST: Moder-Buchen-Bergwald (D1-6d-C2)
Hauptbaumart: Rot-Buche (*Fagus sylvatica*)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1853 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1996, 2006, 2010	
Bodentyp: Norm-Braunerde aus basischem vulkanischem Gestein	

Modellinput

Klimaszenarien

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	8,2	8,3	9,7	9,8	12
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	774	789	664	679	640

Modelloutput

MetHyd

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	289	293	172	132	128
Bodenwassergehalt (Vol.%)	22	27	21	22	19
Evapotranspiration (mm / Jahr):	485	496	492,228	547	512

VSD

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	38	25	20	21	21	21	21
pH(H2O)	4,9	4,6	4,7	4,9	4,9	4,9	4,9
C/N	19,7	13,7	13	10,2	9,9	10,2	9,5

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2), Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald Ec-5n-D1
RCP 8.5	Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2), Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1)

Anhang A5.3: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-911

Modellregion: Bayerischer Wald	Standort-Nr. LII-911	Lage: südlicher Bayrischer Wald, 1001-1050-450 m ü. NN

Grunddaten

PNOEST: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)	ANOEST: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)
Hauptbaumart: Rot-Buche (*Fagus sylvatica*), Fichte (*Picea abies*), Tanne (*Abies alba*)	Deckung: 93,3%, 5,1%, 1,6%
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1885 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1996, 2006, 2010	
Bodentyp: Braunerde-Podsol aus vulkanischen Gesteinen	

Modellinput

Klimaszenarien

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	5,2	4,6	6,1	7,1	9,5
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	1372	1168	1171	1048	964

Modelloutput

MetHyd

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	968	752	726	540	409
Bodenwassergehalt (Vol.%)	46	47	47	45	41
Evapotranspiration (mm / Jahr):	404	416	445	508	555

VSD

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	25	10,2	10	4	4	4	4
pH(H2O)	5,1	4,3	4,7	4,4	4	4,4	4
C/N	26	18	17	10,6	10,3	10,6	10,3

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)
RCP 8.5	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)

Anhang A5.4: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1202

Modellregion: Nordostdeutsches Tiefland	Standort-Nr. LII-1202	Lage: Beerenbusch, in der Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C1)	ANOEST: Rohhumus-Kiefernforst (Eb,Ec-4n-b1)
Hauptbaumart: Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*), Rot-Buche (*Fagus sylvatica*)	Deckung: 98 %, 2 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1925 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1996, 2006, 2010	
Bodentyp: Braunerde aus armen pleistozänen Sanden	

Modellinput					
Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	7,2	7,3	8,9	9,8	11
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	534	491	577	604	480

Modelloutput					
MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	228	243	234	176	117
Bodenwassergehalt (Vol.%)	7,4	7	7	7	6
Evapotranspiration (mm / Jahr):	306	308	343	428	363

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	41	24	20	12	4	12	4
pH(H2O)	5,2	4,5	4,6	4,5	3,9	4,5	3,9
C/N	32	25	15,6	10,7	10,7	10,7	10,7

Interpretation	
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Eichen-Buchenwald (Ec-4n-C1)
RCP 8.5	Moder-Traubeneichenwald (Ec-3n-C1)

Anhang A5.5: Kennwerte der Modellierung am Standort IM Neuglobsow

Modellregion: Nordostdeutsches Tiefland	Standort-Nr. IM Neuglobsow	Lage: am Stechlinsee in der Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft 51-100 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)	ANOEST: Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)
Hauptbaumart: Gemeine Kiefer (Pinus sylvestris), Rot-Buche (*Fagus sylvatica*)	Deckung: 98 %, 2 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1925 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1996, 2006, 2010	
Bodentyp: Braunerde aus armen pleistozänen Sanden	

Modellinput					
Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	7,2	7,3	7,9	8,8	11,8
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	534	551	577	604	480

Modelloutput					
MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	228	243	234	176	117
Bodenwassergehalt (Vol.%)	7,4	7	7	7	6
Evapotranspiration (mm / Jahr):	306	308	343	428	363

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	66	48	43	36	36	36	36
pH(H2O)	5,6	5	5,5	5,4	5,4	5,4	5,4
C/N	26,5	21	19,6	17,6	16,7	17,6	16,7

Interpretation	
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Rohhumus-Kiefern-Buchenwald (Eb-4n-B2)
RCP 8.5	Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-B2)

Anhang A5.6: Kennwerte der Modellierung am Standort BÜK 336131

Modellregion: Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge	Standort-Nr. BÜK 336131	Lage: Referenzfläche bei Affoldern/Egertal

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2)	ANOEST: Moder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2)
Hauptbaumart: Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: entfällt
Vegetationsaufnahmen: keine	
Bodentyp: Braunerden und gering verbreitet Braunerde-Podsole aus basenarmen quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten	

Modellinput

Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	8,2	8,3	9,7	9,5	12
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	774	789	664	679	640

Modelloutput

MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	289	293	172	96	99
Bodenwassergehalt (Vol.%)	22	27	21	22	19
Evapotranspiration (mm / Jahr):	485	496	492	583	541

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	38	19	9	4	3	4	3
pH(H2O)	4,9	4,4	4	3,8	3,8	3,8	3,8
C/N	24	15,6	13	10	10	10	10

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Traubeneichen-Buchenwald (Ec-4n-C2)
RCP 8.5	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)

Anhang A5.7: Kennwerte der Modellierung am Standort BÜK 344231

Modellregion: Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen	Standort-Nr. BÜK 344231	Lage: Referenzfläche bei Meißen im Sächsisch-Thüringischen Löß-Hügelland

Grunddaten	
PNOEST: Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1)	ANOEST: Lehmbraunmull-Buchenwald (Eb-5n-D1)
Hauptbaumart: Rot-Buche (*Fagus sylvatica*)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: entfällt
Vegetationsaufnahmen: keine	
Bodentyp: Parabraunerden aus Löss oder Lösslehm	

Modellinput

Klimaszenarien

Szenario:	-	-	-	B1	A1B
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	8,7	8,7	8,7	9,1	9,3
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	655	669	618	618	552

Modelloutput

MetHyd

Szenario:	-	-	-	B1	A1B
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	31	31	31	31	27
Bodenwassergehalt (Vol.%)	25	26	24	24	22
Evapotranspiration (mm / Jahr):	624	638	587	587	525

VSD

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				B1_5kg	B1_15kg	A1B_5kg	A1B_15kg
Basensättigung (%)	60	54	52	50	50	50	50
pH(H2O)	4,8	4,5	4,7	5	5	5	5
C/N	22	13	11,1	9,1	8,5	9,1	8,5

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1)
RCP 8.5	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald (Ec-5n-D1), Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-D1)

Anhang A5.8: Kennwerte der Modellierung am Standort BÜK 351931

Modellregion: Nordostdeutsches Tiefland	Standort-Nr. BÜK 351931	Lage: Referenzfläche bei Penkun im Nordostbrandenburger Jungmoränenland

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)	ANOEST: Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)
Hauptbaumart: Stieleiche (Quercus robur), Hainbuche (Carpinus betulus), Winterlinde (Tilia cordata)	Deckung: 40%, 30%, 30%
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: entfällt
Vegetationsaufnahmen: keine	
Bodentyp: Fahlerden aus Geschiebelehm über Geschiebemergel	

Modellinput

Klimaszenarien

Szenario:	-	-	-	B1	A1B
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	8	8	8	k.A.	11,5
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	520	523	525	k.A.	475

Modelloutput

MetHyd

Szenario:	-	-	-	B1	A1B
Zeitraum:	1920	1985	2009	k.A.	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	26	26	26	k.A.	500
Bodenwassergehalt (Vol.%)	28	28	28	-	21
Evapotranspiration (mm / Jahr):	494	497	499	k.A.	525

VSD

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				B1_5kg	B1_15kg	A1B_5kg	A1B_15kg
Basensättigung (%)	60	65	66	k.A.	k.A.	70	70
pH(H2O)	5,2	5,2	5,4	k.A.	k.A.	5,7	5,7
C/N	20	13		k.A.	k.A.	10,2	9,2

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)
RCP 8.5	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald (Ed-4n-C2)

Anhang A5.9: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1405

Modellregion: 2 (Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen)	Standort-Nr. LII-1405	Lage: ca.94 km süd-östlich der Ortslage Bad Düben (Sachsen), 151–200 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)	ANOEST: Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1)
Hauptbaumart: Wald-Kiefer (Pinus sylvestris)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1905 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1998, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009	
Bodentyp: vorherrschend podsolierte Braunerde sowie gering verbreitet Podsole und Braunerde-Pseudogley aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	

Modellinput					
Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	8,4	8,7	9,5	10,2	12
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	785	813	733

Modelloutput					
MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	289	396	385	239	200
Bodenwassergehalt (Vol.%)	26	25	27	27	25
Evapotranspiration (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	400	574	533

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	12	10	9,8	11	7,6	9,2	7
pH(H2O)	4,33	4	4,5	4,6	4,2	4,4	4,2
C/N	40	20	16,2	10,8	10,7	10,26	10,26

Interpretation	
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)
RCP 8.5	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)

Anhang A5.10: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1602

Modellregion: 3 (Thüringer Wald)	Standort-Nr. LII-1602	Lage: Biosphärenreservat Vessertal, 800 m ü.NN

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)	ANOEST: Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)
Hauptbaumart: Rot-Buche (Fagus sylvatica)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1900 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
egetationsaufnahmen: k.A.	
Bodentyp: Überwiegend Braunerden, gering verbreitet Podsole aus lössvermischtem Verwitterungsmaterial saurer magmatischer und metamorpher Gesteine; gering verbreitet Pseudogley-Braunerden bis Stagnogleye	

Modellinput					
Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	6,4	6,5	7,6	8,2	9,8
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	1022	1071	1022

Modelloutput					
MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	708	599	559	385	348
Bodenwassergehalt (Vol.%)	31	30	29	29	27
Evapotranspiration (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	463	686	674

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	18	13,6	12,8	13,8	13,8	13,8	13,8
pH(H2O)	4,83	4,37	5,07	5,1	5,1	5,1	4,9
C/N	31	22,5	19,9	15,5	14,5	14,1	13,2

Interpretation	
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)
RCP 8.5	Moder-Buchenwald (Eb-5n-C2)

Anhang A5.11: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1605

Modellregion: 3 (Thüringer Wald)	Standort-Nr. LII-1605	Lage: Großer Eisenberg, Kammlage des Thüringer Waldes, 900 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)	ANOEST: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)
Hauptbaumart: Rot-Fichte (Picea abies)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1905 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1960, 2001, 2006	
Bodentyp: Braunerde	

Modellinput					
Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	5,4	6	6,4	6,8	8,4
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	1236	1274	1220

Modelloutput					
MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	643	710	794	731	493
Bodenwassergehalt (Vol.%)	37	37	37	37	36
Evapotranspiration (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	442	543	727

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	16	5,9	5	18,9	3,6	5,1	3
pH(H2O)	5,1	4,4	5	5,4	4,3	4,4	4,1
C/N	29	18,6	16,3	12,3	12	11,4	11,4

Interpretation	
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n / 6d-b1), Rohhumus-Buchen-Bergwald (D1-6d-B2)
RCP 8.5	Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n / 6d-b1), Rohhumus-Buchen-Bergwald (D1-6d-B2)

Anhang A5.12: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1609

Modellregion: 3 (Thüringer Wald)	Standort-Nr. LII-1609	Lage: Lehesten, 590 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)	ANOEST: Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)
Hauptbaumart: Weiß-Tanne (Abies alba), Rot-Fichte (Picea abies), Rot-Buche (Fagus sylvatica)	Deckung: 65 %, 28 %, 7 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1905 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 2001, 2006	
Bodentyp: Braunerde / podsolierte Braunerde	

Modellinput					
Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	6	6,1	7,6	8	9,6
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	774	764	774

Modelloutput					
MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	512	471	393	353	303
Bodenwassergehalt (Vol.%)	16	16	16	16	15
Evapotranspiration (mm / Jahr):	K.A.	K.A.	381	411	471

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	17	4,5	3,1	5	6,3	6,4	6,4
pH(H2O)	5	4	4,7	4,8	4,9	4,9	4,9
C/N	31	22	18,9	15	13,7	13,9	12,6

Interpretation	
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)
RCP 2.6	Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)

Anhang A5.13: Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E. Biesenthal

Modellregion: 1 (Nordost-Brandenburg)	Standort-Nr. W.I.E. Biesenthal	Lage: Melchower Binnendünen, ca. 10 km südlich von Eberswalde, 0-50 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)	ANOEST: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)
Hauptbaumart: Rot-Buche (Fagus sylvatica)	Deckung: 100 % (in der Strauchschicht auch Wald-Kiefer - Pinus sylvestris)
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1850 (Bestandsalter gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1993, 1997, 2000	
Bodentyp: Sand-Braunerde	

Modellinput

Klimaszenarien

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	8,2	8,4	9,4	9,9	11,6
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	k.A	k.A	647	692	684

Modelloutput

MetHyd

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	384	505	528	531	477
Bodenwassergehalt (Vol.%)	10	10	10	10	10
Evapotranspiration (mm / Jahr):	k.A.	k.A.	119	161	207

VSD

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	38,7	3	3	3	3	3	2
pH(H2O)	5,2	3,7	4,6	4,7	4,4	4,7	4,4
C/N	32,6	18,8	14	10,6	8,3	9,2	8,2

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)
RCP 8.5	Moder-Eichen-Hainbuchen-Buchenwald (Ec-4n-C2)

Anhang A5.14: Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E. Kahlenberg

Modellregion: (Nordost-Brandenburg)	Standort-Nr. W.I.E. Kahlenberg	Lage: Eberswalder Talsandterrasse, ca. 10 km östlich von Eberswalde, 0-50 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Moder-Buntsand-Buchenwald (Eb-5n-C2)	ANOEST: Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1)
Hauptbaumart: Wald-Kiefer (Pinus sylvestris)	Deckung: 100 % (in der 2. Baumschicht Rot-Buche - Fagus sylvatica)
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1915 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)
Vegetationsaufnahmen: 1964, 1989, 1993, 1997, 2000, 2004	
Bodentyp: Sand-Braunerde	

Modellinput

Klimaszenarien

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C)	8,1	8,3	10,3	10,1	11,7
Mittlere Niederschlagshöhe (mm / Jahr):	k.A	k.A	570	618	562

Modelloutput

MetHyd

Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate (mm / Jahr):	337	450	437	449	302
Bodenwassergehalt (Vol.%)	10	10	10	10	10
Evapotranspiration (mm / Jahr):	k.A.	k.A.	133	169	260

VSD

	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	20	11	11	21	16	21	15
pH(H2O)	4,8	4,2	4,9	5,2	4,8	5	4,7
C/N	35,6	18,8	15	10,2	10,1	9,6	9,5

Interpretation

Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Moder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2)
RCP 8.5	Moder-Kiefernforst (Ebc-4n-c2)

Anhang A5.15: Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E. Peitz

Modellregion: 2 (Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen)	Standort-Nr. W.I.E. Peitz	Lage: Reicherskreuzer Sander bei Lieberose, 0-50 m ü. NN

Grunddaten	
PNOEST: Rohhumus-Kiefern-Trau-beneichenwald (Ed-3n-B2)	ANOEST: Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3n-b1)
Hauptbaumart: Wald-Kiefer (Pinus sylvestris)	Deckung: 100 %
Simulationsbeginn: 1920	Pflanzjahr: 1900
Vegetationsaufnahmen: 1935, 1967, 2010	
Bodentyp: podsolierte Sand-Braunerde	

Modellinput					
Klimaszenarien					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	8,6	8,5	9,9	10,4	12,1
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	k.A	k.A	548	606	571

Modelloutput					
MetHyd					
Szenario:	-	-	-	RCP 2.6	RCP 8.5
Zeitraum:	1920	1985	2009	2041-2070	2041-2070
Sickerwasserrate Veränderung (mm / Jahr):	189	262	335	235	269
Bodenwassergehalt (Vol.%)	18	19	19	18	18
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	k.A.	k.A.	213	371	302

VSD							
	1920	1985	2009	2070	2070	2070	2070
				RCP2.6_5kg	RCP2.6_15kg	RCP8.5_5kg	RCP8.5_15kg
Basensättigung (%)	12	10	9,8	11	10,3	11	10,1
pH(H2O)	4,3	4	4,5	4,6	4,3	4,6	4,4
C/N	39,5	20,1	16,2	10,8	10,8	10,3	10,3

Interpretation	
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen
RCP 2.6	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3n-c1)
RCP 8.5	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3n-c1)

ANHANG A6

Zu Kapitel 13:

Ökosystemleistungen

INHALT

A6.1 Parameter zur Bewertung der Kriterien für die Ökosystemleistungen

A6.2 Bewertung der Ökosystemleistungspotenziale der ANOEST

A6.3 Ergebnis der händischen und der statistischen Clusterung der ANOEST

A6.4 Ausgewählte besonders und streng geschützte Indikator-Tierarten mit ihren bevorzugten Lebensraumtypen

A6.5 Matrix 1.1 - Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

A6.6 Matrix 1.2 - Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale - Flächenbezug

A6.7 Matrix 2 - ANOEST-Leistungspotenziale in dem Modellraum „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“

A6.8 Vergleich der ANOEST-Klassifikationen nach unterschiedlicher räumlicher Datengrundlage

A6.9 Einzelkriterien- und Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST als Lebensraum

A6.10 Einzelkriterien- und Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST zur Kohlenstoff-Speicherung im Boden

A6.11 Einzelkriterien- und Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST zur Biomasseprimärproduktion (Baumholzmasse)

Anhang A6.1: Parameter zur Bewertung der Kriterien für die Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungsklasse	Kriterien	Parameter	Bewertung
Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.)	Deckungsgrad der Vegetation	Laubforste (Deckungsgrad >80%)	5
		Laub-/Nadel-Mischforste (Deckungsgrad >80%)	5
		Nadelforste (Deckungsgrad 70-<80%)	4
		Laubwälder auf Böden kräftiger und reicher Nährkraft (Deckungsgrad 60-<70%)	3
		Nadel-/Laub-Mischwälder auf Bödenkräftiger und reicher Nährkraft (Deckungsgrad 60-<70%)	3
		Nadelwälder auf Böden kräftiger und reicher Nährkraft (Deckungsgrad 50-<60%)	2
		Nadel-/Laub-Mischwälder auf Böden armer bis mäßiger Nährkraft (Deckungsgrad 50-<60%)	2
		Nadelwälder auf Böden armer bis mäßiger Nährkraft (Deckungsgrad <50%)	1
Hochwasserschutzfunktion	Speicherfähigkeit des Bodens	Böden mit mächtigen Torfschichten (Humusgehalt >30%)	5
		Böden mit hohem Ton- /Schluffanteil (>50%) und hohem Humusgehalt (>15%)	4
		Böden mit hohem Ton- /Schluffanteil (>50%) und geringem Humusgehalt (<15%)	3
		Böden mit geringem Ton- /Schluffanteil (<50%) und hohem Humusgehalt (>15%)	2
		Böden mit geringem Ton- /Schluffanteil (<50%) und geringem Humusgehalt (<15%)	1
Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Jahres-Niederschlagsmenge	Gemäßigtes Gebirgsklima	5
		Gemäßigtes subozeanisches Klima, teilweise Gebirgsklima	4
		Gemäßigtes subozeanisches bis gemäßigtes subkontinentales Klima, teilweise Gebirgsklima	3
		Gemäßigtes zentraleuropäisches Klima	2
		Gemäßigtes subkontinentales Klima	1
Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Durchlässigkeit des Bodens	Fein- und Mittelkiese (Durchlässigkeitsbeiwert: K_f=7 x 10^{-3} m/s)	5
		Mittelsande (K_f=1 x 10^{-4} m/s)	4
		schluffunter- und zwischengelagerte Sande, Sand-Tieflehmböden (K_f =stark schwankend von 5 x 10^{-5} bis 1x10^{-6} m/s)	3
		Niedermoortorf (Riedfen) (K_f=6x 10^{-5} m/s)	3
		degradierter Niedermoortorf (Mulm) in entwässerten Niederungen und Verlandungszonen (K_f=3 x 10^{-6} m/s)	2
		Schluff mit Sandeinlagen (K_f=stark schwankend von 1 x 10^{-6} bis 1x10^{-8} m/s)	1
		Schluff- und Tonböden (K_f<1 x 10^{-8} m/s)	0
Lebensraumfunktion	Natürlichkeitsgrad	natürlich - weitgehend unbeeinflusst	5
		Naturnah - anthropogene Veränderungen erkennbar	5
		halbnatürlich - entwaldet, jedoch wenig veränderter Standort (Dauergrünland)	4
		naturnah/halbnatürlich mit deutlichen Beeinträchtigungen	3
		naturfern	2

Ökosystemleistungsklasse	Kriterien	Parameter	Bewertung
		naturfern – mit veränderten Standortfaktoren	1
	Biodiversität der Vegetation	> 90 -100 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	5
		> 80 -90 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	4
		> 50 - 80 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	3
		> 30-50 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	2
		> 10-30 % der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	1
		< 10% der diagnostischen Pflanzenarten im ANOEST	0
	Habitatseignung für Tiere	ANOEST ist gleichzeitig Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Reptilien und Amphibien sowie Insekten	5
		ANOEST ist gleichzeitig Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, oder Vögel, oder Reptilien oder Amphibien oder Insekten	4
		ANOEST ist Vermehrungs-, oder Nahrungs-, oder Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Reptilien und Amphibien sowie Insekten	3
		ANOEST ist Vermehrungs-, oder Nahrungs-, oder Rückzugshabitat für Säuger, oder Vögel, oder Reptilien, oder Amphibien, oder Insekten	2
		ANOEST ist kein Vermehrungs-, Nahrungs-, Rückzugshabitat für Säuger, Vögel, Reptilien, Amphibien oder Insekten	0
	Schutzbedürftigkeit	ANOEST ist FFH-Lebensraumtyp (Anhang I FFH-Richtlinie)	5
		ANOEST ist standortgeeignet für geschützte Arten der FFH-Richtlinie (Anhang II u. IV) sowie für besonders und streng geschützte Vogelarten der EU-Vogelschutzrichtlinie	4
		ANOEST ist standortgeeignet für Vorkommen nach BArtSchV (Anhang 1) besonders und streng geschützte Arten	3
		ANOEST ist standortgeeignet für ein Geschütztes Biotop (§20 BNatSchG)	2
		ANOEST ist selten und durch Nutzungsdruck gefährdet	1
		ANOEST ist nicht standortgeeignet für Vorkommen geschützter/ gefährdeter Arten	0
	Wiederherstellbarkeit	ANOEST ist langfristig nicht wiederherstellbar	5
		ANOEST ist langfristig wiederherzustellen (in ca. 100-300 Jahren)	4
		ANOEST ist in mittelfristig wiederherzustellen (in ca. 60 - 100 Jahren)	3
		ANOEST ist in mittelfristig wiederherzustellen (in ca. 30 - 60 Jahren)	2
		ANOEST ist in mittelfristig wiederherzustellen (in ca. 10 - 30 Jahren)	1
		ANOEST ist kurzfristig wiederherzustellen (bis ca. 10 Jahren)	0
	Matu-rität	Klimax erreicht	5
		Klimax mit der heutigen Vegetation erreichbar (naturnahes Vorstadium des "Klimax")	4
		Klimax bei weiterer nicht anthropogen gestörter Entwicklung des Ökosystems erreichbar (natürliche Sukzession zur potentiell natürlichen Vegetation bei Aufgabe der Nutzung)	3
		Klimax mit heutiger Vegetation standortbedingt nicht erreichbar (standortfremde Baumarten)	2
		Klimax mit heutiger Vegetation nutzungsbedingt nicht erreichbar (ständig gestörte Standorte)	1

Ökosystemleistungsklasse	Kriterien	Parameter	Bewertung
		Klimax aufgrund irreversibler Standortbeeinträchtigungen nicht erreichbar	0
	Funktion im Biotopverbundsystem	Hauptvernetzungselement im Biotopverbund	5
		Trittsteinbiotop im Biotopverbund	3
		geringe Bedeutung im Biotopverbund	1
		keine Bedeutung für den Biotopverbund	0
Kohlenstoff-Speicherfunktion	Tongehalt	Tongehalt >60%	5
		Tongehalt >30-60%	4
		Tongehalt >20-30%	3
		Tongehalt >10-20%	2
		Tongehalt >5-10%	1
		Tongehalt ≤5%	0
	Streumasseproduktivität	>5,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	5
		>4,5 bis ≤ 5,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	4
		>3,5 bis ≤ 4,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	3
		>2,5 bis ≤ 3,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	2
		≤ 2,5 t TS ha^{-1} a^{-1}	1
	Zersetzungszeit	≥3 bis -> 4 Jahre	5
		≥2 bis -≤ 4 Jahre	4
		≥1 bis -≤ 3 Jahre	3
		≥0,5 bis -≤ 2 Jahre	2
		≤0,5 bis -≤ 1 Jahr	1
	volumetrischen Wassergehaltes bei gesättigter Feldkapazität (m^3 Wasser m-3 Boden)	≤ 0,05 bis 0,15	1
		0,14 bis 0,3	5
		0,3 bis 0,42	4
		0,42 bis 0,66	3
		0,5 bis 0,97	2
		>0,97	0
	Jahresdurchschnittstemperatur / Jahresniederschlagssumme	-4 bis 8 °C / 1065 bis 2710 mm	1
		4,7 bis 11,1 / 745 bis 1291 mm	2
		5,5 bis 11,1 / 514 bis 854 mm	3
		8,1 bis 12 /380 bis 632 mm	4
		>12 / < 400 mm	5
	pH(H2O)-Wert	<3,8	1
		4,2-3,8	2
		5,0-4,2	3
		6,2-5,0	4

Ökosystemleistungsklasse	Kriterien	Parameter	Bewertung
Biomasseprimärproduktivität		8,6-6,2	5
	pflanzen-physiologische Nettoprimärproduktivität maximal	>4,8 t TS ha-1 a-1 (Fichte, Rotbuche, Sommer- und Winterlinde, Hainbuche)	5
		>3,7-4,8 t TS ha-1 a-1 (Stiel- und Trauben-Eiche, Erlen, Pappeln)	4
		>2,8-3,7- t TS ha-1 a-1 (Waldkiefer, Weißtanne, Ahorne)	3
		>1,9-2,8 t TS ha-1 a-1 (Lärchen, Birken, Weiden, Eberesche	2
		<1,9 t TS ha-1 a-1 (Berg- und Schwarzkiefer)	1
	Vegetationszeit (d>10°C TMT	65-135	1
		120-175	3
		145-175	4
		165-190	5
	Jahresniederschlagssumme	1065 bis 2710 mm	5
		745 bis 1291 mm	4
		514 bis 854 mm	3
		380 bis 632 mm	2
		< 400 mm	1
	volumetrischen Wassergehaltes bei gesättigter Feldkapazität (m^3 Wasser m-3 Boden)	≤ 0,05 bis 0,15	1
		0,14 bis 0,3	5
		0,3 bis 0,42	4
		0,42 bis 0,66	3
		0,5 bis 0,97	2
		>0,97	0
Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Mannigfaltigkeit/ Regenerierungsvermögen	hohe Mannigfaltigkeit, hohe Naturnähe, hohes Regenerierungsvermögen (naturnahe Laub- und Mischwälder an Gewässerufern bzw. in Auen)	5
		hohe Mannigfaltigkeit, hohe Naturnähe,hohes Regenerierungsvermögen (naturnahe Laub- und Mischwälder)	4
		mittlere Mannigfaltigkeit, geringe Naturnähe, hohes Regenerierungsvermögen (baumartenarme Laub- oder Mischforste)	3
		geringe Mannigfaltigkeit, geringe Naturnähe, hohes Regenerierungsvermögen (Nadelforste)	2
		hohe Mannigfaltigkeit, hohe Naturnähe, sehr geringes Regenerierungsvermögen und schwer zugänglich (z. B. naturnahe Feuchtwälder)	1
		sehr geringes Regenerierungsvermögen und nicht zugänglich (z. B. Moorwälder)	0
Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Natürlichkeit/ Eigenart	sehr hohe Naturnähe, besondere Eigenart (Moor- und Feuchtwälder, Fels-Trockenwälder)	5
		hohe Naturnähe, besondere Eigenart (z.B. naturnahe Laub- und Mischwälder)	4
		hohe Naturnähe, mittlere Eigenart (z.B. naturnahe Nadel-Bergwälder)	3
		mittlere Naturnähe, keine Eigenart (Laub- und Mischforste)	2

Ökosystemleistungsklasse	Kriterien	Parameter	Bewertung
Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen		geringe Naturnähe, keine Eigenart (baumartenarme Laub- oder Mischforste)	1
		sehr geringe Naturnähe, keine Eigenart (Nadelforste)	0
	Seltenheit/ kulturhistorischer Wert	aktuell seltene und durch Bewirtschaftungswandel bedrohte Zeugnisse früherer extensiver Nutzungsweisen (z. B. hainbuchenreicher Hutewald)	5
		aktuell seltene und durch Bewirtschaftungswandel bedrohte naturnahe Wälder (z. B. naturnahe Feucht- und Moorwälder)	4
		aktuell seltene und durch Bewirtschaftungswandel bedrohte Forsten (z. B.Feucht- und Moorforste)	3
		aktuell seltene, jedoch nicht bedrohte naturnahe Wälder	2
		aktuell nicht seltene und nicht bedrohte Laub- und Mischwälder, Laubforste	1
		aktuell nicht seltene und nicht bedrohte Nadelforste	0

Anhang A6.2: Bewertung der Ökosystemleistungspotenziale der ANOEST

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Magerrohhumus-Kiefernforst	Ebcd-3n-a2	3	0	3	3	3	2	1	2	0	2	1	1	1	0	1	59	1
Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	Ec-2n-b1	4	0	3	3	2	2	1	2	0	2	1	1	0	0		25	2
Küstendünen-Sand-Kiefernwald	En-2r-A2	3	1	3	3	5	2	1	1	0	2	1	5	4	4	2	20	3
Rohhumus-Sand-Kiefernwald	Ed-2n-B1	4	0	3	3	4	2	1	2	0	2	1	3	2	3	3	13	4
Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	Ed-2n-A2	3	0	3	3	5	2	1	2	0	2	1	3	3	4		12	5
Rohhumus-Kiefernforst (f)	Eb-5n-b1	4	0	3	3	2	2	1	2	0	3	1	1	0	0	4	25	2
Rohhumus-Kiefernforst	Ebc-4n-b1	4	0	3	3	2	2	1	2	0	3	1	1	0	0		25	2
Rohhumus-Lärchenforst	Eg-4n-b1	2	0	3	2	1	2	1	2	0	3	1	1	0	0	5	26	6
Hager-Sand-Buchenwald	Eb-4n-A1	1	0	4	1	5	2,5	1	3	0	3	1	5	5	4	6	17	7
Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	C4-6d-B1	1	0	3	3	3	2,5	1	2	0	3	2	3	2	1	7	39	8
Rohhumus-Fichten-Bergforst	Dg-5n-b1	2	0	3	3	1	2,5	1	2	0	3	2	1	0	0	8	64	9

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Rohhumus-Fichtenbergforst	Eg-5n-b1	2	0	3	3	1	2,5	1	2	0	3	2	1	0	0		64	9
Atlantischer Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	Ea-7m-b1	5	0	3	2	2	2,5	1	4	0	3	2	0	0	0	9	11	10
Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	Ebc-7m-b1	5	0	3	2	2	2	1	4	0	3	2	0	0	0		11	10
Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	Ebc-7m-b2	5	0	3	2	2	2,5	2	4	0	3	2	0	0	0		11	10
Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	Eg-7m-b1	4	0	3	2	3	2,5	2	4	0	3	2	0	0	0	10	11	11
Kiefern-Fichten-Feuchtwald	Ed-7m-B1	4	0	3	2	4	2,5	1	4	0	3	2	0	2	1		68	12
Rohhumus-Traubeneichenwald	Ec-3n-B2	4	0	3	2	5	2,5	2	3	0	2	2	5	4	3	11	24	13
Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	Ed-3n-B2	4	0	2	3	5	2	1	2	0	2	2	5	4	3		46	14
Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	Ed-3/4n-b1	4	0	3	3	3	2	1	2	0	2	1	1	0	1	12	59	15
Rohhumus-Kiefern-Buchenwald	Eb-4n-B2	4	0	4	1	5	2,5	1	3	0	3	1	5	5	4	13	63	16

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	C1-6d-B2	2	0	4	1	4	3	2	3	0	3	2	5	3	3	14	69	17
Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	C2-6d-B2	2	0	4	1	4	3	1	3	0	4	2	5	3	2		69	17
Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C3-6d-B2	2	0	4	1	4	3,5	1	3	0	4	3	5	3	3		32	18
(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	Ea-7m-B2	5	0	4	1	5	3,5	2	5	0	4	3	2	5	4	15	23	19
Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	Eb-7n-B2	5	0	4	1	5	3,8	2	5	0	4	3,5	2	5	4		42	19
Stieleichen-Feuchtwald	Eg-7m-B2	5	0	4	1	5	3,5	2	5	0	3	3	2	4	4		23	19
Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	D2-7s-B2	4	0	3	2	4	2	1	4	0	3	1	2	2	4	16	21	20
Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	Ebc-3n-c2	4	0	3	4	1	2,5	2	2	0	3	2	1	0	0	17	35	21
Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ed-3n-c1	4	0	3	4	1	2,5	1	2	0	3	2	1	0	0		35	21

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Moder-Traubeneichenwald	Ec-3n-C1	5	0	3	2	5	3	3	3	0	3	3	5	4	3	18	24	13
Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	Ed-3n-C2	4	0	2	3	5	2,5	1	2	0	3	3	5	4	3		34	14
Atlantischer Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ea-5n-c1	4	0	3	4	1	2,5	2	2	0	4	2	1	0	0	19	19	22
Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	Eb-5n-c1	4	0	3	4	1	2,5	2	2	0	4	2	1	0	0		19	22
Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ebc-4n-c1	4	0	3	4	1	2,5	2	2	0	3	2	1	0	0		19	22
Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	Ed-4n-c1	4	0	3	4	1	2,5	2	2	0	3	2	1	0	1		19	22
Atlantischer Moder-Kiefernforst	Ea-5n-c2	4	0	3	4	2	3	2	2	0	4	3	1	0	0	20	15	23
Moder-Kiefernforst	Ebc-4n-c2	4	0	3	4	1	2,5	2	2	0	3	2	1	0	0		1	24
Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	Ed-4n-c2	4	0	3	4	2	2,5	1	2	0	3	2	1	0	0		1	24
Moder-Sand-Buchenwald	Eb-4n-C2	4	0	4	1	4	4	3	3	0	3	4	4	4	2	21	52	25

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Moder-Traubeneichen-Buchenwald	Ec-4n-C2	5	0	3	2	5	3,5	3	3	0	3	4	5	5	3		27	26
Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	Ed-4n-C2	3	0	2	3	5	3	2	2	0	3	4	5	5	5	22	50	27
Moder-Buchen-Hochbergwald	C1-6d-C2	3	0	4	1	4	3,5	3	3	0	4	3	4	2	2	23	57	28
Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C3-6d-C2	3	0	4	1	4	4	2	3	0	4	4	5	3	2		53	29
Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	Dg-5n-c1	2	0	3	2	2	3	2	2	0	4	3	1	0	0	24	8	30
Rohhumus-Fichten-Hochbergforst	Dg-6d-c1	2	0	3	2	2	3	2	2	0	4	3	1	0	0		8	30
Moder-Fichten-Bergforst	Dg-5n-c2	2	0	3	2	2	3,5	2	2	0	4	4	1	0	0		22	31
Moder-Fichtenforst	Eg-5n-c2	2	0	3	2	1	3,5	2	2	0	4	4	1	0	0		22	31
Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	D2-5n-C1	3	0	3	2	3	3	2	2	0	4	3	3	2	1	25	39	32

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Moder-Douglasien-Bergforst	Dg-5n-c2?	2	0	3	2	2	3	2	2	0	3	3	1	0	0	26	8	30
Moder-Buchen-Bergwald	D1-5n-C2	3	0	4	1	4	4	3	3	0	4	4	4	4	2	27	52	25
Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	D2-6d-C2	4	0	4	1	4	3,5	3	3	0	4	3	5	5	3		2	33
Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	Ea-5n-C2	4	0	4	1	4	4	3	3	0	4	4	5	5	3	28	2	34
Moder-Buntsand-Buchenwald	Eb-5n-C2	4	0	4	1	4	4	3	3	0	4	4	4	4	3		52	25
Moder-Eichenforst	Eg-5n-c1	5	0	4	1	4	3	3	3	0	4	2	3	2	0	29	61	35
Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	C3-7n-C1	4	0	4	1	4	4	2	5	0	3	4	3	4	2	30	48	36
Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	D2-7n-C2	4	0	4	1	4	4	3	5	0	4	4	2	5	3		40	36
Moder-Eichen-Feuchtforst	Eg-7n-c2	5	3	4	1	4	3,5	3	5	0	4	3	2	4	2	31	10	37
Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	Eg-7g-C1	4	3	4	1	5	3,5	3	5	0	4	3	3	5	3		41	38
Moder-Tannen-Feuchtbergwald	D2-7s-C2	4	0	3	2	3	2,5	2	4	0	3	2	2	2	4	32	21	20

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Karbonat-Kiefern-Trockenforst	Eg-3r-c3	4	0	3	4	4	2,5	2	2	0	3	2	2	2	1	33	47	39
Kiefern-Alpentalwald	Eg-3r-C3	4	0	3	4	4	2,5	3	2	0	3	2	3	3	2		47	39
Karbonat-Fichtenforst	Eg-5n-c3	3	0	3	2	1	3,5	3	2	0	4	4	1	0	0	34	33	40
Felsahorn-Traubeneichen-Felstrockenwald	Ee-2r-D1	2	0	1	4	5	1,5	3	1	0	2	2	4	5	4	35	62	41
Braunmull-Eichen-Wechseltrockenwald	Eg-4w-D1	4	0	3	2	5	3,5	4	4	0	3	4	5	4	4	36	65	42
Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	Ec-4n-D1a	3	0	3	2	5	4	4	3	0	3	5	5	5	4		28	43
Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	Ec-4n-D1	3	0	3	2	5	4	4	3	0	3	5	5	5	4		28	43
Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald	Ec-4r-D1	3	0	2	3	5	3,5	4	3	0	3	5	5	5	4		56	44
Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	Ec-5n-D1	3	0	3	2	5	4	4	3	0	4	5	5	5	4	37	28	43

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	Ed-4n-D1	3	0	2	3	5	3,5	3	3	0	3	5	5	5	5		56	44
Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C2-6d-D1	4	0	4	1	4	4	3	3	0	4	4	5	3	2	38	53	29
Braunmull-Buchen-Bergwald	D1-6d-D1	3	0	4	1	4	4,5	4	3	0	4	5	4	2	2		58	45
Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	D2-6d-D1	4	0	4	1	4	4	4	3	0	4	4	5	3	3		53	29
Sandbraunmull-Buchenwald	Eb-5n-D1a	3	0	4	1	4	4,5	4	3	0	4	5	4	2	2	39	58	45
Lehmbraunmull-Buchenwald	Eb-5n-D1	3	0	4	1	4	4,5	4	3	0	4	5	4	2	2		58	45
Braunmull-Eichenforst	Eg-5n-d1	4	0	4	1	4	3,5	4	3	0	4	3	3	2	0	40	9	46
Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	D1-7n-D1	4	0	4	1	4	4,5	4	5	0	4	5	2	2	2	41	36	47
Braunmull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	D2-7n-D1	4	0	4	1	4	4,5	4	5	0	4	5	2	3	3		30	48

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Braunmull-Buchen-Feuchtwald	Eb-7n-D1	4	0	4	1	4	4,5	4	5	0	4	5	2	2	2		36	47
Bergahorn-Eschenwald	Dg-7z-D1	5	4	4	1	5	4	3	5	0	4	4	3	5	4	42	60	49
Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	Eg-7g-D1	5	4	4	1	5	4	4	5	0	4	4	3	5	5		60	49
Schwarzerlen-Hainbuchenwald	Eg-7m-D1	5	5	4	1	5	4	4	5	0	4	4	2	5	4		51	50
Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	Dg-8z-D1	5	5	4	1	5	4	4	5	0	3	4	2	5	4	43	51	50
Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	Eg-7wü-D1	5	5	4	1	5	4	4	5	0	4	4	4	5	4	44	3	51
Mull-Eichen-Wechseltrockenwald	Eg-4w-E1	4	0	4	1	5	4	5	4	0	4	4	5	4	4	45	65	52
Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	Ed-4n-E1	3	0	2	3	5	3,5	4	3	0	4	5	5	5	5	46	56	44
Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	Ed-4r-E1	2	0	1	4	5	3	4	4	0	4	5	5	5	4		29	53

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	C1-6d-E1	4	0	4	1	4	4	4	3	0	4	4	5	5	2	47	2	34
Mull-Hainbuchen-Buchen-Bergwald	D1-5n-E1	3	0	3	2	4	4	5	3	0	4	5	5	5	4	48	31	54
Mull-Hainbuchen-Buchenwald	Ec-5n-E1	3	0	3	2	4	4	5	3	0	4	5	5	5	4		31	54
Mull-Buchen-Bergwald	D1-6d-E1	4	0	4	1	4	4,5	5	3	0	5	5	4	3	3	49	6	55
Mull-Tannen-Buchen-Bergwald	D2-6d-E1	4	0	4	1	4	4,5	5	3	0	5	5	5	4	4		6	55
Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	Eg-5r-E1	2	0	3	2	5	3,5	4	2	0	4	4	4	5	4	50	50	56
Mull-Buchen-Feuchtbergwald	D1-7n-E1	4	0	4	1	4	4,5	5	5	0	4	5	2	2	3	51	45	48
Mull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	D2-7n-E1	4	0	4	1	4	4,5	5	5	0	4	5	2	3	4		44	48
Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	Eg-7g-E1	5	5	4	1	5	4,5	4	5	0	4	5	3	5	5	52	16	57
Eschen-Feldulmen-Auenwald	Eg-7wü-E1	5	5	4	1	5	4	4	5	0	4	4	3	5	4		3	51
Fahlweiden-Auenwald	Eg-7ü2-E1	5	5	4	1	5	3	4	5	0	4	2	2	5	5	53	49	58

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Traubeneichen-Felstrockenwald	Eg-2r-E2	2	0	2	3	5	2	4	1	0	3	2	4	5	4	54	43	41
Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	Eg-3r-E2	4	0	4	1	5	4	5	3	0	3	4	5	4	4	55	65	52
Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	Eb-4r-E2	2	0	4	1	5	4,5	5	3	0	4	5	5	4	4	56	18	59
Mull-Karbonatbuchenwald	Eb-5n-E2	4	0	4	1	5	4,5	5	3	0	4	5	4	4	3	57	14	60
Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	Eb-5r-E2	3	0	4	1	5	4,5	5	4	0	4	5	4	4	3		14	60
Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	Eb-7n-E2	5	3	4	1	5	4,3	5	5	0	4	4,5	3	5	4	58	60	49
Mull-Eschen-Feuchtwald	Eg-7m-E2	5	4	4	1	5	4	5	5	0	4	4	2	5	4		51	61
Mull-Eschen-Feuchtwald	Eg-7z-E2	5	4	4	1	5	4	5	5	0	4	4	2	5	4		51	61
Bergland-Hochmoor	Cg-9-T2	5	0	0	0	5	0	2	5	0	1	0	0	5	4	59	38	62
Tiefland-Hochmoor	Eg-9-T1	5	0	0	0	5	0	1	5	0	1	0	0	5	4		38	62
Spirken-Moorwald	Bg-7o-T3	5	0	2	0	5	2	2	4	0	3	0	0	3	4	60	67	63
Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	C4-8o-T3	5	0	2	0	5	1	3	4	0	2	0	0	2	4		66	63

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen																
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen	ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
Karpatenbirken-Feuchtwald	Cg-7o-T3	5	0	4	1	5	3	2	5	0	3	2	3	5	5	61	7	64
Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	Eg-7o-T3	5	0	4	1	5	3	3	5	0	3	2	3	5	4		7	64
Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	Eg-8o-T3	5	0	4	1	5	3	3	5	0	3	2	2	5	4		7	64
Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	Ed-7o-T3	5	0	4	1	5	3,3	3	5	0	3	2,5	3	5	4		7	64
Schwarzerlen-Stieleichen-Feuchtwald	Eg-7m-T4	5	0	4	1	5	4	4	5	0	4	4	2	5	4	62	42	65
Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	Eg-8o-T4	5	0	4	1	5	3,5	4	5	0	3	3	2	5	4	63	37	19
Schwarzerlen-Bergauenwald	Dg-8z-T5	5	0	4	1	5	4	5	5	0	3	4	2	5	4	64	54	66
Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	Eg-7o-T5	5	0	4	1	5	4	5	5	0	4	4	2	5	4		54	66
Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	Eg-8o-T5	5	0	4	1	5	4	5	5	0	3	4	2	5	4		54	66

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Ökosystemleistungen														ANOEST gruppiert nach ähnlichen Leistungspotenzialen (fortlaufend nummeriert)	Clusterung nach k-Means	Clusterung nach WARD
		Erosionswiderstandsfunktion - Stabilisierung von Festmassen	Hochwasserschutzfunktion	Grundwasseranreicherung-/ Trinkwasserbereitstellungsfunktion	Grundwasserschutzfunktion/Sicherung der Trinkwasserqualität	Lebensraumfunktion/Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierungsfunktion von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierungsfunktion von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	Produktion von Kulturpflanzen und -produkte	Produktion pflanzlicher Rohstoffe - Biomasseprimärproduktion	Produktion pflanzlicher Energierohstoffe	Naturerlebnis- und Erholungsfunktion	Empfindung von Ästhetik, Naturbildung, Naturerbe	Sicherungsfunktion von Kulturerbe, Vermächtnis an zukünftige Generationen			
Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	Eg-8z-T5	5	0	4	1	5	4	5	5	0	3	4	2	5	4		54	66
Grauerlen-Bergauenwald	Dg-7ü-T5	5	0	4	1	5	4	4	5	0	4	4	2	5	4	65	42	65
Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	Eg-7ü-T5	5	0	4	1	5	4	5	5	0	4	4	2	5	4	66	42	65
Kalk-Latschen-Krummholz	Bg-6d-Ta1N	1	0	4	1	4	2,5	2	1	0	3	1	2	4	4	67	55	67
Karbonat-Fichten-Hochbergwald	C4-6d-Ta1N	1	0	3	2	4	3,5	2	2	0	4	4	3	2	1	68	4	68
Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	C2-6d-Ta1L	2	0	4	1	4	4	2	3	0	4	4	5	3	2	69	5	69

Anhang A6.3: Ergebnis der händischen und der statistischen Clusterung der ANOEST

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		**Gruppierung nach abiotischen Standortfaktoren**			zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)	Zusammenfassende Gruppierung nach dem K-Means/K-Modes-Algorithmus	Zusammenfassende Gruppierung nach dem WARD-Algorithmus	zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)
		Ökoklimazonen, aggregiert	Bodenfeuchtestufen, aggregiert	Stoff-Kreislauf-Typ, aggregiert				
Ebcd-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	2-3	1	1	1	1	35	1
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	3	1	1	1	1	55	2
En-2r-A2	Küstendünen-Sand-Kiefernwald	2	1	1	2	2	43	3
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	3	1	1	3	3	55	4
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	3	1	1	3	3	72	4
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	2	2	1	4	4	75	5
Ebc-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst	2-3	2	1	4	4	25	5
Eg-4n-b1	Rohhumus-Lärchenforst	2-3	2	1	5	5	58	6
Eb-4n-A1	Hager-Sand-Buchenwald	2	2	1	6	6	70	7
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	1	2	1	7	7	78	8
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	2	2	1	8	8	18	9
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenbergforst	2-3	2	1	8	8	22	9
Ea-7m-b1	Atlantischer Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	2	4	1	9	9	8	10
Ebc-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	2-3	4	1	9	9	38	10
Ebc-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	2-3	4	2	9	10	74	11
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	2-3	4	1	10	11	38	12
Ed-7m-B1	Kiefern-Fichten-Feuchtwald	3	4	1	10	11	8	13
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	3	1	2	11	12	33	14
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-	3	1	2	11	12	51	14

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Gruppierung nach abiotischen Standortfaktoren			zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)	Zusammenfassende Gruppierung nach dem K-Means/K-Modes-Algorithmus	Zusammenfassende Gruppierung nach dem WARD-Algorithmus	zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)
		Ökoklimazonen, aggregiert	Bodenfeuchtestufen, aggregiert	Stoff-Kreislauf-Typ, aggregiert				
	Traubeneichenwa							
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	3	1	2	12	13	52	15
Eb-4n-B2	Rohhumus-Kiefern-Buchenwald	2	2	2	13	14	4	16
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	1	2	2	14	15	53	17
C2-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	1	2	2	14	15	53	17
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	1	2	2	14	15	53	18
Ea-7m-B2	(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	2	4	2	15	16	14	19
Eg-7m-B2	Stieleichen-Feuchtwald	2	4	2	15	16	41	19
Eb-7n-B2	Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	2-3	4	2	15	16	14	19
D2-7s-C2	Moder-Tannen-Feuchtbergwald	2	5	3	32	37	6	20
D2-7s-B2	Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	2	5	2	16	17	69	20
Ed-3n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	2-3	1	3	17	18	3	21
Ebc-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	3	1	3	17	18	45	21
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	3	1	3	18	19	3	22
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	3	1	3	18	19	3	22
Ea-5n-c1	Atlantischer Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	2	3	19	20	61	23
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	2	3	19	20	61	23

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Gruppierung nach abiotischen Standortfaktoren			zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)	Zusammenfassende Gruppierung nach dem K-Means/K-Modes-Algorithmus	Zusammenfassende Gruppierung nach dem WARD-Algorithmus	zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)
		Ökoklimazonen, aggregiert	Bodenfeuchtestufen, aggregiert	Stoff-Kreislauf-Typ, aggregiert				
	(f)							
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	2-3	2	3	19	20	27	24
Ed-4n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	3	2	3	19	21	57	24
Ea-5n-c2	Atlantischer Moder-Kiefernforst	2	2	3	20	20	15	25
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	2-3	2	3	20	20	29	26
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	3	2	3	20	21	29	26
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Buchenwald	2	2	3	21	24	48	27
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	2	2	3	28	24	48	27
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	2	2	3	27	31	48	27
Ec-4n-C2	Moder-Traubeneichen-Buchenwald	3	2	3	21	25	57	28
Ed-4n-C2	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	3	2	3	22	26	57	28
C1-6d-C2	Moder-Buchen-Hochbergwald	1	2	3	23	27	40	29
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	1	2	3	23	27	40	29
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	2	2	3	24	28	19	30
Dg-5n-c2?	Moder-Douglasien-Bergforst	2	2	3	26	30	19	30
Dg-6d-c1	Rohhumus-Fichten-Hochbergforst	2	2	3	24	28	19	30
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	2	2	3	24	28	11	31
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	2-3	2	3	24	28	11	31
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	2	2	3	25	29	64	32
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	2	2	3	27	31	15	32

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Gruppierung nach abiotischen Standortfaktoren			zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)	Zusammenfassende Gruppierung nach dem K-Means/K-Modes-Algorithmus	Zusammenfassende Gruppierung nach dem WARD-Algorithmus	zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)
		Ökoklimazonen, aggregiert	Bodenfeuchtestufen, aggregiert	Stoff-Kreislauf-Typ, aggregiert				
Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	2	2	3	28	32	15	33
Eg-5n-c1	Moder-Eichenforst	2-3	2	3	29	33	66	34
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	1	4	3	30	34	63	35
D2-7n-C2	Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	2	4	3	30	35	20	35
Eg-7n-c2	Moder-Eichen-Feuchtforst	2-3	4	3	31	22	71	36
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	2-3	4	3	31	36	71	36
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	2-3	1	4	33	38	16	37
Eg-3r-C3	Kiefern-Alpentalwald	2-3	1	4	33	23	16	37
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	2-3	2	4	34	39	11	38
Ee-2r-D1	Felsahorn-Traubeneichen-Felstrockenwald	3	1	5	35	40	31	39
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	2-3	2	5	36	41	65	40
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	3	2	5	36	41	46	41
Ec-5n-D1	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	3	2	5	37	42	46	41
Ec-4r-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald	3	2	5	36	41	46	41
Eg-4w-D1	Braunmull-Eichen-Wechseltrockenwald	3	2	5	36	41	36	42
Ed-4n-D1	Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	3	2	5	37	42	56	42
C2-6d-D1	Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	1	2	5	38	43	32	43

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Gruppierung nach abiotischen Standortfaktoren			zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)	Zusammenfassende Gruppierung nach dem K-Means/K-Modes-Algorithmus	Zusammenfassende Gruppierung nach dem WARD-Algorithmus	zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)
		Ökoklimazonen, aggregiert	Bodenfeuchtestufen, aggregiert	Stoff-Kreislauf-Typ, aggregiert				
D2-6d-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	2	2	5	38	44	4	43
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	2	2	5	38	44	4	44
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	2	2	5	39	44	4	44
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	2	2	5	39	44	4	44
Eg-5n-d1	Braunmull-Eichenforst	2-3	2	5	40	46	30	45
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	2	4	5	41	47	9	46
D1-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	2	4	5	41	47	9	46
D2-7n-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	2	4	5	41	47	5	47
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	2	4	5	42	48	44	48
Eg-7m-D1	Schwarzerlen-Hainbuchenwald	2-3	4	5	42	48	44	48
Dg-7z-D1	Bergahorn-Eschenwald	2-3	4	5	42	45	5	49
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	2	5	5	43	49	10	49
Eg-7wü-D1	Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	2-3	7	5	44	50	76	50
Eg-4w-E1	Mull-Eichen-Wechseltrockenwald	2-3	2	7	45	51	28	51
Ed-4n-E1	Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	3	2	7	46	52	42	52
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	3	2	7	48	55	42	53
Ed-4r-E1	Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	3	2	7	46	52	42	53

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Gruppierung nach abiotischen Standortfaktoren			zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)	Zusammenfassende Gruppierung nach dem K-Means/K-Modes-Algorithmus	Zusammenfassende Gruppierung nach dem WARD-Algorithmus	zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)
		Ökoklimazonen, aggregiert	Bodenfeuchtestufen, aggregiert	Stoff-Kreislauf-Typ, aggregiert				
C1-6d-E1	Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	1	2	7	47	53	7	54
D1-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchen-Bergwald	2	2	7	48	54	49	55
D2-6d-E1	Mull-Tannen-Buchen-Bergwald	2	2	7	49	56	50	56
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	2	2	7	49	56	50	56
Eg-5r-E1	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	2-3	2	7	50	57	21	57
D1-7n-E1	Mull-Buchen-Feuchtbergwald	2	4	7	51	58	5	58
D2-7n-E1	Mull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	2	4	7	51	58	5	58
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	2-3	4	7	52	59	73	59
Eg-7wü-E1	Eschen-Feldulmen-Auenwald	2-3	4	7	52	59	37	60
Eg-7ü2-E1	Fahlweiden-Auenwald	2-3	7	7	53	60	23	61
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	2-3	1	8	54	61	59	62
Eg-3r-E2	Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	2-3	1	8	55	62	59	63
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	2	2	8	56	63	26	64
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	2	2	8	57	64	26	65
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	2	2	8	57	64	26	65
Eb-7n-E2	Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	2	4	8	58	65	13	66
Eg-7m-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	2-3	4	8	58	65	67	67
Eg-7z-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	2-3	4	8	58	65	67	67
Cg-9-T2	Bergland-Hochmoor	1	8	9	59	66	24	68

Aktuelle naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST)		Gruppierung nach abiotischen Standortfaktoren			zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)	Zusammenfassende Gruppierung nach dem K-Means/K-Modes-Algorithmus	Zusammenfassende Gruppierung nach dem WARD-Algorithmus	zusammenfassende händische Gruppierung (Ergebnis) (fortlaufend nummeriert)
		Ökoklimazonen, aggregiert	Bodenfeuchtestufen, aggregiert	Stoff-Kreislauf-Typ, aggregiert				
Eg-9-T1	Tiefland-Hochmoor	2-3	8	9	59	67	62	69
Bg-7o-T3	Spirken-Moorwald	1	5	10	60	68	60	70
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	1	5	10	60	68	17	70
Cg-7o-T3	Karpatenbirken-Feuchtwald	1	5	10	61	69	77	71
Ed-7o-T3	Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	2-3	5	10	61	70	68	72
Eg-7o-T3	Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	2-3	5	10	61	70	12	72
Eg-8o-T3	Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	3	5	10	61	70	12	72
Eg-7m-T4	Schwarzerlen-Stieleichen-Feuchtwald	2-3	4	11	62	71	1	73
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	2-3	5	11	63	72	2	74
Dg-8z-T5	Schwarzerlen-Bergauenwald	2	5	12	64	73	39	75
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	2-3	5	12	64	73	47	75
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	2-3	5	12	64	73	47	75
Eg-8z-T5	Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	2-3	5	12	64	73	47	75
Dg-7ü-T5	Grauerlen-Bergauenwald	2	7	12	65	74	54	76
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	2-3	7	12	66	75	34	76
Bg-6d-Ta1N	Kalk-Latschen-Krummholz	1	2	14	67	76	7	77
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	1	2	14	68	77	7	77
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	1	2	14	69	78	7	78

Anhang A6.4: Ausgewählte besonders und streng geschützte Indikator-Tierarten mit ihren bevorzugten Lebensraumtypen

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Biber (Castor fiber)	FFH II, IV EG-VO1332/2005	lebt am und im Wasser, Regulierung des Wasserstandes im Wohngewässer durch Dämme, Ansiedlung der Jungen ab dem 2. Lebensjahr bis zu 2 km vom Geburtsort. Legt die Wege zur Neubesiedlung von Wohnquartieren überwiegend auf dem Wasserwege zurück / natürliche oder naturnahe Fließgewässer, besonders störungsarme Abschnitte langsam fließender Gewässer, die von dichter Vegetation und Gehölzen mit Weichholzarten gesäumt werden
Fischotter (Lutra lutra)	FFH II, IV EG-VO1332/2005	solitär lebender, vorwiegend dämmerungs- und nachtaktiver semiaquatischer Marder, Streifgebiete der Männchen bis zu 20 km, der Weibchen bis zu 7 km Länge / großräumig vernetzte semiaquatische Lebensräume (u. a. Grabensysteme der Niederung), störungsarme, naturbelassene Gewässerufer in hydrologisch intakten Feuchtgebieten mit nahrungsreichen schadstoffarmen und unverbauten Gewässern
Wolf (Canis lupus)	FFH II, IV	Großräumige Wälder
Luchs (Lynx lynx)	FFH II, IV	Großräumige naturnahe Wälder
Feldhamster (Cricetus cricetus)	FFH IV	Feldlandschaft mit Löß- und Lehmböden in einer Schichtdicke von mindestens einem Meter, Grundwasserspiegel höchstens 1,20 Meter unter der Oberfläche
Bechsteinfledermaus (Myotis bechsteinii)	FFH II, IV	Waldfledermaus; Sommerquartiere in Baumhöhlen, Überwinterung in Stollen, Höhlen und Kellerräumen, Wanderungen bis max. 35 km
Großes Mausohr (Myotis myotis)	FFH II, IV	Gebäudebewohner im Siedlungsbereich, bevorzugte Jagdhabitate sind geschlossene Waldbestände; Distanz zwischen Quartier und Jagdgebiet bis zu >10 km, Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartieren bis 250 km
Kleine Bartfledermaus (Myotis mystacinus)	FFH IV	Sommerquartiere meist in spaltenartigen Hohlräumen an und in Gebäuden; Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern; jagt praktisch in jedem Biotoptyp; überwiegend ortstreu, aber auch Wanderungen bis 240 km bekannt
Mopsfledermaus (Barbastella barbastellus)	FFH II, IV	Bevorzugt im Sommerhalbjahr überwiegend waldreiche Landschaften, Sommerquartiere (Wochenstuben) auch in Spalten an Gebäuden u. ä. sofern größere Waldgebiete in der Nähe liegen; Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern; Jagdgebiet Wald; bevorzugte Nahrung Nachtschmetterlinge; Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartieren ausnahmsweise bis 300 km
Nordfledermaus (Eptesicus nilssonii)	FFH IV	Sommerquartiere (Wochenstuben) meist in Spalten in und an Gebäuden; Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern; wahrscheinlich überwiegend ortstreu; jagt mehr im freien Luftraum
Teichfledermaus (Myotis dasycneme)	FFH II, IV	Wochenstubengesellschaften fast ausschließlich aus Gebäuden bekannt, Winterquartiere bevorzugt in Höhlen der Mittelgebirge, Kellern, Bunkern; Nahrung vor allem Wasserinsekten; Lebensraum im Sommer gewässerreiche Gebiete mit Wiesen und Wäldern; Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartieren bis über 300 km
Zweifarbfledermaus (Vespertilio murinus)	FFH IV	Sommerquartiere vorwiegend in Spalten an und in Gebäuden; bevorzugtes Jagdgebiet vermutlich über größeren Stillgewässern und an langsam fließenden Strömen, gelegentlich auch an Waldrändern. Legt Entfernungen von bis zu 1.400 km zurück. Spärliche Verbreitung in Deutschland am Rande des Verbreitungsgebietes.
Fransenfledermaus (Myotis nattereri)	FFH IV	Gebäude- und Waldfledermaus, natürlicherweise Besiedelung von Baumhöhlen im Sommerhalbjahr als Wochenstubenquartiere, Winterquartiere überwiegend in unterirdischen Hohlräumen; Jagdgebiete liegen im Frühjahr und Sommer überwiegend außerhalb von Waldgebieten über gewässernahen offeneren Habitaten wie Grünflächen, Getreidefeldern, entlang von Baumreihen bis in eine Entfernung von 3 km vom Quartier
Graues Langohr (Plecotus	FFH IV	Wochenstuben ausschließlich in Gebäuden, Jagdgebiet vor allem in angrenzenden Offenlandbereichen; Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern; ortstreu

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
austriacus)		
Große Bartfledermaus (Myotis brandtii)	FFH IV	Waldfledermaus (noch ungesichert); Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern; jagt auch in weit vom Quartier entfernten Gebieten; wanderfähig bis zu 250 km
Kleiner Abendsegler (Nyctalus leisleri)	FFH IV	Klassische Baumfledermaus; saisonal fernwandernde Art; mehrere Quartiere in räumlicher Nähe; natürliche Quartiere bevorzugt in höhlenreichen lichten Altholzbeständen; Jagdgebiete innerhalb und außerhalb des Waldes
Braunes Langohr (Plecotus auritus)	FFH IV	Bevorzugt Waldgebiete, offene Baum- und Buschlandschaften, auch Parks und Gärten in Dörfern und Städten; Sommerquartiere bevorzugt Baumhöhlen; Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern oder dickwandigen Baumhöhlen
Breitflügelfledermaus (Eptesicus serotinus)	FFH IV	Hausfledermaus; Quartiere im menschlichen Siedlungsraum mit Gärten, Wiesen, Parks; Sommerquartiere (Wochenstuben) in Spalten an und in Gebäuden; Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern; jagt in Gärten, über Wiesen, an Waldrändern, um Straßenlaternen; Jagdgebiete bis max. 6 km von Wochenstube entfernt; eher ortstreu, aber wanderfähig bis 330 km.
Großer Abendsegler (Nyctalus noctula)	FFH IV	Typische Baumfledermaus; das hauptsächlich natürliche Quartier im Sommer wie im Winter sind Höhlenbäume; Hauptjagdgebiete größere, offene Flächen (wie z. B. Stillgewässer); Distanzen zwischen Sommer- und Winterquartier mehr als 1000 km
Rauhhautfledermaus (Pipistrellus nauthusii)	FFH IV	Bevorzugt Wald als Lebensraum, überbrückt 2x jährlich einige 100 km; typisches Wochenstubengebiet Brandenburgs: tümpel- und gewässerreicher Wald; als Jagdgebiete werden große Stillgewässer (Ufer- und Schilfzonen), Waldrandstrukturen, Feuchtwiesen bevorzugt.
Wasserfledermaus (Myotis daubentonii)	FFH IV	Lebensraum in Wäldern, Parks in Gewässernähe; Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartieren; Winterquartiere in Höhlen, Stollen und Kellern; Sommerquartiere (Wochenstuben) meist in Baumhöhlen, auch in engen Spalten an Gebäuden; jagt oft nur 5-20 cm über Wasseroberfläche, aber auch um 5 m hoch um Bäume; Jagdgebiete meist nur 2 bis 5 km von Quartier entfernt.
Zwergfledermaus (Pipistrellus pipistrellus)	FFH IV	Hauptlebensraum Siedlungsbereich mit direktem Umfeld, Spaltenbewohner
Mückenfledermaus (Pipistrellus pygmaeus)	FFH IV	Hauptlebensraum Siedlungsbereich mit direktem Umfeld, Spaltenbewohner
Europäische Sumpfschildkröte (Emys orbicularis)	FFH II, IV	Offene, vegetationsreiche, meist eutrophe Stillgewässer mit Schlammablagerungen und reich strukturierten Verlandungsgesellschaften (Seen, Altwässer in Flussauen, Sölle, Teiche, Torfstiche); Überwinterung in Wohngewässern; Landwanderungen von mehreren Kilometern möglich, sonnenexponierte Offenflächen zur Eiablage
Glattnatter (Coronella austriaca)	FFH IV	Bevorzugte Habitate sind ruderale Strukturen, die sich oft in Siedlungsnähe, auf Truppenübungsplätzen oder entlang von Bahntrassen befinden.
Smaragdeidechse (Lacerta viridis)	FFH IV	Südexponierte Gras- und Staudenfluren mit Gebüschen, kiefernbestandene große Sanderflächen
Zauneidechse (Lacerta agilis)	FFH IV	Xerothermophile Art, bevorzugt sonnige, trockene bis leicht feuchte Lebensräume mit lockerem Bewuchs und strauchbewachsenen Abschnitten; Südhänge von Dämmen, Grabenränder, Trockenrasen, Waldränder und Säume von Wegen und Feldern sowie Kahlschläge; Verlassen der Winterquartiere im April; die Eiablage erfolgt im Mai oder Juni in sonnenexponierten Verstecken.
Kammmolch (Triturus	FFH II; IV	Typische Offenlandart; besiedelt eine Vielzahl von verschiedenen Kleingewässertypen (sonnenexponiert, vegetationsreich, fischfreie Flachgewässer), Aktionsradius >1 km

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
cristatus)		
Kleiner Wasserfrosch (Rana lessonae)	FFH IV	Vorkommen vor allem in Kleingewässern mit Präferenz von Moorgewässern
Knoblauchkröte (Pelobates fuscus)	FFH IV	Gewässer im Offenland, unterschiedlichste Kleingewässertypen, leicht grabbares Substrat
Kreuzkröte (Bufo calamita)	FFH IV	Pionierart in Kleinstgewässern der Agrargebiete und in Tagebaugewässern, Aktionsradius bis zu 3 km
Laubfrosch (Hyla arborea)	FFH IV	Reichstrukturierte Landschaften mit hohem Grundwasserstand im Hügel- und Flachland; intensiv besonnte Weiher, Teiche und Altwässer als Laichgewässer
Moorfrosch (Rana arvalis)	FFH IV	Häufigste Amphibienart in Brandenburg, sowohl im landwirtschaftlich geprägten Raum als auch in Waldgebieten; Moorfrösche entfernen sich bis zu 1 km vom Laichgewässer
Rotbauchunke (Bombina bombina)	FFH II, IV	Besonnte Flachgewässer in Niederungen mit dichtem Wasserpflanzenbewuchs, bevorzugt Überschwemmungsbereiche in Talauen und Kleingewässer auf Äckern und Wiesen, aber auch Flachwasserbereiche von Seen, verlandende Kiesgruben und Wiesengräben
Gelbbauchunke (Bombina variegata)	FFH II, IV	kleine Altarme von Bach- und Flussauen, Klein- und Kleinstgewässer auf lehmigem Grund, wie Traktorspuren, Pfützen und kleine Wassergräben, Steinbrüchen, Lehm- oder Kiesgruben sowie auf Truppenübungsplätzen
Springfrosch (Rana dalmatina)	FFH IV	Bevorzugt trockenwarme Habitate im Flach- und Hügelland, Springfrösche entfernen sich bis zu 2 km vom Laichgewässer
Wechselkröte (Bufo viridis)	FFH IV	Rohbodentümpel, Lachen, mäßig bewachsene, flache Tümpel, häufig an Sekundärbiotope wie Kiesgruben, Regenwasser- und Wasserskianlagen gebunden, wandern mehrere Kilometer auf der Suche nach geeigneten Lebensräumen
Heldbock, Großer Eichenbock (Cerambyx cerdo)	FFH II, IV	Lebensraum: Laubwälder (Eiche), Waldschneisen, Waldränder, Altholzbewohner (Stiel- und Traubeneichen), Ausbreitungs- und Wiederbesiedelungsvermögen vermutlich gering
Breitrand (Dytiscus latissimus)	FFH II, IV	Flachwasserzonen von Seen, Moorgewässer, (nährstoffarm)
Eremit (Osmoderma eremita)	FFH II, IV	Stenotope Art der Waldränder, Alleen, Parks und Flussauen mit relativ freistehenden alten Baumbeständen, Mulmhöhlenbewohner alter, anbrüchiger und besonnter Laubbäume (Arten Quercus, Aesculus, Tilia, Salix, Fagus, Fraxinus u. versch. Obstbäume), Larvalentwicklung in schwarzem Mulm, große Mulmhöhlen
Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer (Graphoderus bilineatus)	FFH II, IV	Limnal (größere, nährstoffarme Stillgewässer), Moore; Eiablage erfolgt in Blütenstile der Wasserfeder (Hottonia palustris)
Großer Feuerfalter (Lycaena dispar)	FFH II, IV BArtSchV	Offene Niedermoore einschließlich Seggen- und Schilfröhrichte ohne Nutzung mit angrenzenden Gewässerrandstrukturen; extensiv genutzte Flussauen und deren Randbereiche
Großer Moorbläuling (Maculinea teleius)	FFH II, IV BArtSchV	Mähwiesen auf Niedermoor (nur noch in Kleinstflächen vorhanden)
Schwarzgefleckter Bläuling (Maculinea arion)	FFH IV	Wärmeliebende Art der Trockenlandschaften, Trockenrasen (Dünen, Silbergrasfluren, kontinentale Halbtrockenrasen, Schafschwingelfluren, ältere Ackerbrachen)

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläu-ling (Maculinea nausithous)	FFH II, IV BArtSchV	Extensiv genutzte Fluss-Auen und deren Randbereiche, Mähwiesen auf Niedermoor (nur noch in Kleinstflächen vorhanden); entwicklungsbiologisch obligatorisch an das kombinierte Vorkommen einer Pflanzenart (Großer Wiesenknopf - Sanguisorba officinalis) und hauptsächlich einer Ameisenart (Myrmica rubra) gebunden.
Nachtkerzensc hwärmer (Proserpinus proserpinus)	FFH IV	Ruderal beeinflusste trockene bis frische Pionierstandorte mit lückigen Beständen der Nahrungspflanzen der Raupe (Nachtkerze, Weidenröschen), z. B. in Siedlungsbereichen und an Kiesgruben; Arealnordgrenze in Norddeutschland
Große Moosjungfer (Leucorrhinia pectoralis)	FFH II, IV BArtSchV	Besonders in Seenlandschaften entlang der Eisrandlagen (Schwerpunkt der Verbreitung in Deutschland); meso- bis eutrophe Stillgewässer in Waldlagen (Seen, Weiher, Teiche, Altwässer der Flussauen (Oder, Spree), suboptimal auch in Sekundärgewässern (Sand-, Kiesgruben, Torfstiche)
Asiatische Keiljungfer (Gomphus flavipes)	FFH IV BArtSchV	Mittel- und Unterläufe mäandrierender Flüsse mit beruhigten Buchten und Gleithangzonen; seltener kleine Fließgewässer; sandige, lehmige, schlammige Gewässersohlen
Grüne Keiljungfer (Ophiogomphu s cecilia)	FFH II, IV BArtSchV	Fließgewässer mit mäßiger Fließgeschwindigkeit, kiesig-sandigem Grund und geringer Wassertiefe. Sie bevorzugt sauberes Wasser.
Grüne Mosaikjungfer (Aeshna viridis)	FFH IV BArtSchV	Angepasst an Stratiotes-Schwimmdecken (gefährdet seit Zerstörung der Flussauen)
Helm-Azurjungfer (Coenagrion mercuriale)	FFH II BArtSchV	Schwach mäandrierende, gut besonnte und dauerhaft Wasser führende Quellabflüsse und Quellrinnsale in Niederungslandschaften mit sauberem kalkig-basischem Quellwasser und sandigem Grund
Östliche Moosjungfer (Leucorrhinia albifrons)	FFH IV BArtSchV	Nährstoffarme Gewässer mit reicher Vegetationsstruktur, z. B. Altarme von Flüssen, Torfgewässer; Jagd auf Lichtungen in Gewässernähe
Vogel-Azurjungfer (Coenagrion ornatum)	FFH II BArtSchV	Kleine, langsam fließende Wiesengräben, vor allem unbeschattete und dauerhaft Wasser führende Abschnitte; benötigt dichte wintergrüne Unterwasservegetation. Sie ist sehr standorttreu und zeigt nahezu kein Wanderverhalten.
Sibirische Winterlibelle (Sympecma paedisca)	FFH IV BArtSchV	Moore, Verlandungszonen von Stillgewässern (Teiche, Seen), Charakterart bult- und schlenkenreicher Riede
Zierliche Moosjungfer (Leucorrhinia caudalis)	FFH IV BArtSchV	Größere Standgewässer, Schwerpunkt in den Seenlandschaften entlang der Endmoränen
Kleine Flussmuschel / Gemeine Flussmuschel (Unio crassus)	FFH II, IV BArtSchV	Bäche und Flüsse mit klarem, schnell fließendem Wasser über sandigem und kiesigem Substrat.
Bauchige Windelschneck e – (*Vertigo moulinsiana)*	FFH IV	naturnahe Feuchtgebiete mit gleichbleibend hohen Grundwasserständen und dauerhaft vorhandenen vertikalen Strukturelementen der Vegetation. in Form von Rieden und Röhrichten, insbesondere kalkreiche Seggen und Röhrichtmoore, suboptimal auch mit Seggen (*Carex* spec.) reich bewachsene Erlenbruchwälder
Schmale Windelschneck	FFH IV	feuchte Bodenstreu der Seggenriede und Röhrichte sowie der Bruchwälder in Niedermooren, Flussauen und See-Verlandungsmooren

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
e (*Vertigo angustior)*		
Vierzähnige Windelschnecke (*Vertigo geyeri)*	FFH IV	Naturnahe, hydrologisch unbeeinflusste kalkhaltige oder kalkbeeinflusste und meist quellige Niedermoore (Basen- und Basenzwischenmoore – Braunmoosmoore) mit pH-Werten zwischen 7 und 8, konstantem Wasserpegel und einer Vegetation aus Binsen (*Juncus* spec.) und/oder Seggen (*Carex* spec.) als bestandsbildende Vegetation
Zierliche Tellerschnecke (*Anisus vorticulus)*	FFH IV	Bewohner klarer stehender pflanzenreicher Gewässer, calciphil Weitgehend unbelastete klare, pflanzenreiche Stillgewässer; Populationsgröße, -struktur, -dynamik: Kenntnislücken, Tiere ca. 1- jährig
Rothalstaucher Podiceps grisegena	BArtSchV(s)	Röhrichtbrüter, Schwimmnester meist gut gedeckt; kleinere, deckungsreiche, flache Stillgewässer ab ca. 1,5 ha; Weiher, Fischteiche, Sölle, Altarme; an größeren Seen nur, wenn ausgedehnte Flachwasserbereiche u. breite Röhrichtgürtel vorhanden sind.
Schwarzhalstaucher Podiceps nigricollis	BArtSchV(s)	Röhrichtbrüter, Schwimmnester im flachen Wasser; oft Kol.br.; eutrophe bis polytrophe Stillgewässer, Klärteiche, Fischteichgeb., Flachseen; an Gew. mit Röhrichtbest., manchmal aber auch nur kl. inselartige Röhrichte; Brutkol. meist im Anschluss an Lachmöwen- u. Trauerseeschwalbenkol. (Schutzfunktion d. Abwehrverhalten)
Purpureiher Ardea purpurea	BArtSchV(s)	Nest meist über Wasser im Schilf; brütet in ausgedehnten Röhrichtbeständen, auch in Sumpfgebieten mit dichtem Weiden- und Erlengebüsch; hier als Brutvogel selten, kleine temporäre Kolonien; meistens im Halmengewirr des Schilfwaldes; Nahrungssuche an kl. offenen Wasserstellen und Gräben im dichten Schilfwald.
Rohrdommel Botaurus stellaris	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Röhrichtbrüter; gr. Röhrichtbest. an Seen, Weihern, Fischteichen, Altarmen u. a. Stillgewässer, langsam fließende Gew., Niedermoore u. Auen; mind. vor- od. mehrjährig, nicht zu dichte Schilf- u. Rohrkolbenbest.; angrenzend oder eingelagert zumind. kleinere Wasserfl. nötig (z. B. Gräben).
Zwergdommel Ixobrychus minutus	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Röhrichtbrüter; Verlandungszonen von Stillgewässer (auch Gräben) mit hohem Röhricht u. zumindest vereinzelten Weidengebüschen; mehrjähriges Altschilf günstig.
Nachtreiher Nycticorax nycticorax	BArtSchV(s)	Gebüschbrüter, Baumbrüter, Koloniebrüter; brütet in dichtbewachsenen Sumpflandschaften mit Büschen und Bäumen, in Flussauen mit viel Altwässern und dschungelartiger Vegetation.
Weißstorch Ciconia ciconia	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter auf Gebäuden, Masten, Bäumen; offene oder halboffene, möglichst extensiv genutzte Nass- oder Feuchtgrünlandgebiete
Schwarzstorch *Ciconia nigra*	EU-VRL(A1) EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter, in lichten Altholzbest.; ausgedehnte, störungsarme Wälder mit Altholzbest. u. eingelagerten od. nahegelegene, fischreiche Gew., Bäche u. Flüsse, Fischteiche, Tümpel.
Singschwan Cygnus cygnus	BArtSchV(s)	Brut meist auf einer kleinen Insel nah am Wasser; Brutvogel der Moor- und Tundraseen; Nahrungssuche vorwiegend auf dem Wasser (Wasserpflanzen) aber auch Gräser an Land.
Pfeifente Anas penelope	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Bodenbrüter, gut geschützt, z. T. unter Gebüsch; lagunenartige Binnengew. mit ausgedehntem Schilfbest. u. ausgedehnte Uferwiesen, nur durch Deich oder Strandwall von der See getrennt; Boddeninseln, Salz-/ Brackwasserseen, Salzwiesengeb. im Kontext zu offenen Wasserfl., Köge.
Krickente Anas crecca	EG-VO1332/2005	Bodenbrüter, Freibrüter in dichter Uferveg.; Flachgew. verschiedenster Art m. ausreichender Deckung; z. T. auch Gräben, kl. Waldseen, Moorkolke, Überschwemmungsflächen, übersauerte Moore; Schwerpunkt auf nährstoffarmen, flachen, deckungsreichen Moorgewässer, v. a. dystrophen Braunwasserseen, von oft nur geringer Größe.
Spießente *Anas acuta*	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Bodenbrüter, Nest gut gedeckt in Wassernähe; Boddenwiesen mit üppiger Vegetation u. Brackwassergeb., Strandseen, Köge, Deichvorländer mit Prielen; daneben auch Moore mit bäuerlichen Torfstichen, Heideweiher, Seen mit ausgedehnter Verlandungszone in weiter, offener Landschaft u. Klärteichgeb.; oft in / bei Seevogelkol.

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Knäkente Anas querquedula	EG-VO1332/2005	Bodenbrüter, Freibrüter, gut versteckt in Ufervegetation o. Grünland; eutrophe, deckungsreiche Flachgew. in offener Landschaft; bevorzugt Altarme und Temporärgew. sowie breitere Gräben in Feuchtgrünland, Schilf- u. Seggenfl.; Überschwemmungswiesen; auch entspr. Fischteichgeb., Weiher, Flachseen u. Klärteiche.
Löffelente Anas clypeata	EG-VO1332/2005	Bodenbrüter, Freibrüter, in dichter Veg. in Ufernähe; flache, eutrophe u. deckungsreiche Gew. in offener o. halboffener Landschaft, bes. breite Gräben, Tümpel, Altarme u. Temporärgew. in Feuchtgrünlandgeb., Fischteichgeb., Flachseen, Torfstiche, Rieselfelder, Klärteiche; an der Ostsee auf Boddenwiesen u. -inseln m. flachen Buchten, Tümpeln usw.
Moorente Aythya nyroca	BArtSchV(s) EG-VO1332/2005	Bodenbrüter, Freibrüter in Bulten u. dichter Veg. in Ufernähe; eutrophe Flachseen, Weiher und Teiche mit ausgedehnter u. abwechslungsreicher Röhricht-, Schwimmblatt- u. Laichkrautveg., mitunter nur sehr kleine offene Wasseroberflächen; Großteil der Restpop. heute in Fischteichgeb.
Fischadler Pandion haliaetus	EU-VRL(A1) EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter (auch geeignet Masten); waldreiche Seengebiete und gewässerreiche Flussniederungen; früher auch Küstengeb.; Horst bevorzugt auf exponierten Bäumen, oft Kiefern; zunehmend auf Strommasten siedelnd; störungsempfindlich; jagt an fischreichen Seen, Fischteichgebiete, Fließgewässern und Kanälen.
Baumfalke Falco subbuteo	EG-VO1332/2005	Baumbrüter, Freibrüter, z. B. in Krähennestern; halboffene bis offene Feuchtgebiete (Niederungen) oder Trockengeb. (Heidelandschaften) mit zumindest kleinen Wäldern; bevorzugt als Brutplatz lichte Kiefernwälder; jagt über Mooren, Gewässern, Heiden, Trockenrasen, an Waldrändern und -lichtungen.
Turmfalke Falco tinnunculus	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter, an Gebä. o. Felsen Höh. / Nischenbrüter; offene Landschaften, bes. Agrarlandschaften, in Kombination mit zumindest kleineren Wäldern, Feldgehölzen oder Baumreihen sowie Siedlungen mit Kirchtürmen, hohen Gebäuden o. ä., Burgen, Felswände, Steinbrüche mit nahegelegener Agrarlandschaft, Brachflächen o. a. Offenlandschaft.
Rotfußfalke Falco vespertinus	EG-VO1332/2005	Koloniebrüter in alten Saatkrähen- u. Elsternestern; offene, steppenartige Landschaft des Tieflandes mit Gebüsch und Baumgruppen oder lichtem Auwald; hier nur im Sommerhalbjahr, meist über insektenreichen Moor- und Heidegebieten und Verlandungszonen von Seen.
Wanderfalke Falco peregrinus	EU-VRL(A1) EG-VO1332/2005	Nischenbrüter, Höhlenbrüter an Felsen o. Geb. früher Baumbrüter in Großvogelhorsten; geeignete Horstplätze an höheren Felswänden (auch Steinbrüche), Kraftwerken, Brücken, Schornsteinen, Kirchtürmen in Verb. mit offenen bis halboffenen Landschaften als Jagdgebiet; Geb. mit Vogelkonzentration, z. B. Möwen- o. Staren-Rast- / Schlafplatz günstig
Wespenbussard Pernis apivorus	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter, in lichten Altholzbest. o. waldrandnah; abwechslungsreich strukturierte Landschaften mit Altholzbest. u. nahrungsreichen Freiflächen, bes. Waldlichtungen, Kahlschläge, Wiesen, Säume, Brachen, Sandheiden, Trocken- und Halbtrockenrasen, Feuchtgebiet; in Flussniederungen relativ häufig.
Habicht Accipiter gentilis	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter; Großlandschaften mit Wechsel von Waldgebiet u. Offenland, jagt oft in halboffenen Landschaften u. Feuchtgebieten; neuerdings vermehrt in Siedlungen brütend (in gr. Parks, Friedhöfen etc.).
Rotmilan Milvus milvus	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter, offene Landschaften und Altholzbestände
Schwarzmilan Milvus migrans	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter, oft in Waldrandnähe; Horst in Wäldern, oft Auwäldern und auch Feldgehölzen, in der Nähe von Gewässern oder Feuchtgrünland
Seeadler Haliaeetus albicilla	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter in lichten Altholzbeständen o. Waldrandnähe; ungestörte Altholzbestände in der Nähe größerer, nahrungsreicher, störungsarmer Gew., bes. Fischteichgebiete, Küste, Bodden, meso- bis eutrophe Flachseen, Fluss- und Stromtäler.
Schlangenadler Circaetus gallicus	EG-VO1332/2005	Baumbrüter, Felsbrüter; brütet in offenen abwechslungsreichen Landschaften mit reichlichem Reptilienvorkommen; gerne in Feuchtgebieten, die mit Heidegebieten, Wäldchen und landwirtschaftlichen Flächen abwechseln; hier in weiten Moor- und Heidegebieten mit einzelnen hohen Bäumen für den Horst.
Rohrweihe	EG-	Freibrüter, Röhrichtbrüter, selten auch Buschbrüter oder Bodenbrüter

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Circus aeruginosus	VO1332/2005	
Kornweihe Circus cyaneus	EU-VRL(A1) EG-VO1332/2005	Bodenbrüter, seltener Buschbrüter ; Freibrüter im Röhricht, hohen Gras- u. Krautbest. u. niedrige Gebüsche; offene und halboffene, ausgedehnte u. wenig gestörte Feuchtgebiete, bes. Niederungen sowie Heiden u. Düneninseln; Brutpl. in offenen Flächen mit niedrigem od. schütter stehendem höheren Pflanzbewuchs; z. B. Röhrichte, Kriechweidengebüsch o. Birkenanflug in Dünentälern, Gagelmoore, lichte, junge Erlenbrüche, gebüschdurchsetzte Großseggenriede u. Schilfröhrichte, auch Schilfgrasfluren.
Wiesenweihe Circus pygargus	EU-VRL(A1) EG-VO1332/2005	Freibrüter, Bodenbrüter, seltener Buschbrüter; offene und halboffene, wenig gestörte Feuchtgebiete, vor allem Niedermoore, ausgedehnte Verlandungszonen, großflächige Heidemoore u. weite, feuchte Dünentäler der Küste; Horst in Schilf, Hochstauden- und Großseggenrieden, hohem Gras, selten Getreide; z. T. zw. niedrigen Büschen, jagt über Äckern, Grünland, off. Moorflächen.
Mäusebussard *Buteo buteo*	EG-VO1332/2005	Brütet in abwechslungsreicher Waldlandschaft, nistet meist an Waldrändern; Horst hoch in Laub- oder Nadelbäumen; jagt über offenem Land od. Ansitzjäger auf Pfosten, im Winter vielfach an Straßen.
Sperber Accipiter nisus	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter, Nest in der Nähe von Schneisen und Lichtungen, Kombination von Waldflächen u. Offenlandschaften, Horst bevorzugt in dichten Nadel-Stangenhölzern, jagt bevorzugt in Hecken- u. Knicklandschaften, Waldrandnähe, halboffene Feuchtgebiete, Gärten.
Schreiadler Aquila pomarina	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baumbrüter, (meist Ausbau vorhandener Greifvogelhorste); waldreiche Geb. mit größeren, ruhigen Altholzbeständen u. größeren Feuchtwiesenkomplexen, jagt aber auch auf Äckern; Nahrungshabitate meist horstnah, oft in Waldrandlage; Horst in lichten Altholzbeständen o. Waldrandnähe; Nahrungssuche im Sommer oft auf frisch gemähten Wiesen.
Steinadler Aquila chrysaetos	EG-VO1332/2005	Felsbrüter, seltener in gr. alten Bäumen; ursprünglich in abwechslungsreichen Wald- und Berglandschaften; heute fast überall in einsame Gebirgsgegenden abgedrängt.
Haselhuhn Bonasia bonasia	EU-VRL(A1)	Freibrüter, Bodenbrüter, oft v. überhängenden Zweigen gut gedeckt; Niederwälder aus Eiche, Hainbuche u. Hasel, denen Birke, Linde, Ahorn u. a. Weichhölzer beigemischt sind; günstig sind Lichtungen und sonnige Hanglagen an Wasserläufen o. feuchten Mulden; gel. auch in lückigem Fichtenjungwald der von Dornen- und Beerensträuchern durchwachsen ist.
Birkhuhn Tetrao tetrix	EU-VRL(A1) BArtSchV(s) –	Freibrüter, Bodenbrüter, in Kraut- u. Strauchschicht gut gedeckt; großfl., übersichtliche Moore u. Heiden mit ausgedehnten, nicht zu niedrigwüchsigen, deckungsreichen Beerenstrauchgesellschaften sowie eingelagert o. angrenzend lückigem Gehölzaufwuchs; daher bevorzugt Kampfwaldzone der Moorränder, Heidefl. mit eingel. Moorheiden, Truppenübungsplätze.
Auerhuhn Tetrao urogallus	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter; lichte, beerkrautreiche Ki.-u. Tr.ei.-Ki.-Wälder möglichst mit Lichtungen; kleinfl. Bewirtsch., mosaikartige Best. ehem. Bauernwälder m. reicher Beerenkrautschicht, Naturverjüngung, bevorzugt auf Bergrücken / Plateaus und Südhängen in Höhen von 500 - 800 m ü. NN.
Teichralle Gallinula chloropus	BArtSchV(s)	tiefmuldiges Nest meist sehr gut in der Ufervegetation in Wassernähe versteckt, selten auch ganz frei; brütet in der deckungsreichen Uferzone von stehenden und langsam fließenden Gewässern, auch in Gräben und kleinen, fast zugewachsenen Tümpeln; an dicht bewachsenen Bächen und Parkgewässern mitten in Dörfern und Städten; Nahrungssuche auf ufernahen Wiesen.
Tüpfelralle Porzana porzana	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Röhrichtbrüter in dichten Seggengebüschen; seicht überflutete Großseggenriede, lichte Röhricht u. Schilf-Seggen-Bestände, seltener Nasswiesen, mit möglichst gleich bleibenden Wasserstand; 5-10 cm Wasserstand ideal; kl. offene Wasserstellen u. schlammige / schlickige Stellen günstig; bevorzugt offene, gehölzfreie Flächen.
Kleinralle Porzana parva	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Röhrichtbrüter; hohes, mehrjähriges, strukturreiches Schilfröhricht über tiefem Wasser mit zumind. kleinen angrenzenden offenen Wasserflächen o. Tümpeln, Gräben, Kanälen; seltener Flechtbinsenbest.; gern Schwimmblattveg.; toleriert eingestr. Gebüsch.
Wachtelkönig	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, sehr gut gedeckt im hohen Gras; Anf. / Mitte Mai hochwüchsige

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Crex crex		Seggen-, Wasserschwaden- oder Rohrglanzwiesen, auch lockerwüchsige Riedwiesen mit Schilf; später auch hochwüchsige, feuchte - nasse Heuwiesen, Hochstaudenbest., selten Getreide o. Klee; bes. im Mai bevorzugt Flächen m. Hecken o. lockerstehendem Gebüsch.
Kranich Grus grus	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Bodenbrüter (auf Kaupen, Inseln o. Flachwasser); Brutpl. in knöchel- bis hüfttief unter Wasser stehenden Partien von lichtwüchsigen Bruchwäldern, ruhigen Verlandungszonen, Waldmooren, locker mit Gebüschbestand, Seggenrieden, Röhricht usw.; Nahrungssuche außerdem auf Äckern, Grünland, offene Moorflächen.
Zwergtrappe Tetrax tetrax	EG-VO1332/2005	Grasige Ebenen, ausgedehnte Korn- und Kleefelder.
Großtrappe Otis tarda	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Bodenbrüter, in hochwüchsigen Wiesen u. Feldern; sehr weiträumige, offene, übersichtliche Agrarlandschaften, bes. Grünland u. Kombination aus Wintergetreide, Winterraps, Luzerne, Klee, Kartoffeln; Gelege überwiegend im (Feucht-)Grünland; extensiv bewirt., nahrungsreiche Fl. (kein Saatgrasland) u. ungestörte tradit. Balzplätze wichtig.
Stelzenläufer Himantopus himantopus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, z. T. kolonieartig; seichte, allmählich trockenfallende Gew. in offenen Landschaften; Klärteiche, flache, ausgelassene Fischteiche, flache Stillgewässer; Nahrungssuche im Seichtwasser, Nester auf festem Grund auf Sand- u. Schlammbänken mit spärlicher bis dichter Vegetation; auch überschwemmte Wiesen / Felder.
Säbelschnäbler Recurvirostra avosetta	BArtSchV(s)	Freibrüter, Baumbrüter, oft kolonieartig; Flussästuare, flache Meeresbuchten, Strandseen, Köge, Spülfelder mit vegetationsfreien Seichtwasserzonen, deren Sedimente beim Nahrungserwerb möglichst geringen horizontalen Widerstand entgegenbringen; Brutpl. nahe am Wasser auf gehölzfreien Fl. mit lückiger bis sehr spärlicher Vegetation.
Triel Burhinus oedicnemus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter; offene, übersichtliche Landschaft mit trockenen, steinigen, sandigen o. lehmigen Böden u. spärlichem Bewuchs; zur Brutzeit kaum bzw. lückig u. niedrig bewachs. Äcker, sandige Kiefernkulturen, unrekultivierte Tagebauflächen.
Kiebitz Vanellus vanellus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter; flache und weithin offene, strukturarme Flächen mit fehlender, lückiger oder sehr kurzer Vegetation.
Flussregenpfeifer Charadrius dubius	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, ungedeckt auf Schlamm, Sand, Kies; vegetationsarme bis -freie Flächen, in der Nähe zumindest kl. Wasserstellen; bes. Sand-, Kies-, Schotterufer u. -bänke von Flüssen, Kies- u. a. Tagebaugruben; kahle o. spärlich bewachsene schlammige o. schlickige Ufer v. Gewässern; selten auch Flachdächer, Sand, Äcker.
Sandregenpfeifer Charadrius hiaticula	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter; vegetationsarme Bereiche um die mittlere Hochwasserlinie auf Sand-, Kies- o. Kleiböden flacher Küsten, Dünenränder, Grabensenken am Deichfuß, trockene, kurzrasige Salzwiesen, Spülfelder; im küstennahen Binnenland auch sandige Äcker o. Brachland, abgelegene Fischteiche, Kiesgruben, Sandheiden, sandige Flussufer.
Mornellregenpfeifer Charadrius morinellus	BArtSchV(s)	Nest in niedrigem Bewuchs; auf trockenen und steinigen Flächen, kurzrasigen Viehweiden und an Flussufern.
Goldregenpfeifer Pluvialis apricaria	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, oft sehr offen in rel. trockenen Bereichen; offene, übersichtliche Regenmoorflächen mit max. 5-6 cm hoher Rasen- od. Zwergstrauchvegetation u. höchstens sehr vereinzelten höheren Strukturen; in anthropogen veränderten Mooren sind die Ansprüche daher nur auf Flächen erfüllt, die abgebrannt, abgeplaggt, abgetorft o. beweidet u. dann einige Jahre sich selbst überlassen wurden; Nahrungshabitate auch Acker / Grünland.
Bekassine Gallinago gallinago	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, gut versteckt; Seggenriede, lückige Röhricht, Regenmoore, Feuchtwiesen, Waldmoore, feuchte bis nasse Staudenbrachen, seltener lichte Erlenbrüche, Pappelforste, nasse Kahlschläge u. halboffene Sukzessionsfl.; wichtig sind ausreichende Deckung für den am Boden sitzenden Vogel und ein nicht zu hoher / dichter Vegetationsbestand mit seichtem Wasser o. schlammigen Bereichen.
Zwergschnepfe Lymnocryptes minimus	BArtSchV(s)	Brütet auf großen, nassen Mooren mit Seggen- und Wollgrasbeständen, von der Nadelwaldzone bis in die Weidelandregion; rastet auf dem Zug auf deckungsbietenden Verlandungsflächen, nassen Wiesen, Gräben und kleinen Nassstellen auf Viehweiden; vorwiegend dämmerungsaktiv.

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Waldwasserläufer Tringa ochropus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Baumbrüter, meist in Drosselnestern; feuchtgebietsreiche Wälder mit Kesselmooren, nassen Bruchwaldpartien, Tümpeln, Sümpfen, Gräben; vegetationsfreier Ufersaum, Schlamm- o. Spülichtstr. o. vegetationsarme Bruchwaldstellen müssen vorhanden sein; Brut oft in jung. Fichtenbest.; Nahrungssuche z. T. in Feuchtgrünland.
Flussuferläufer Tringa hypoleucos	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, meist in Veg. oder Schwemmmaterial gedeckt; Gewässerränder mit zumind. schütter bewachsenen Kies-, Sand- o. Schlammbänken u. Gebüsch; ideal ist fester sandiger Untergrund m. locker stehenden Büschen und ausgebildeter Krautschicht; Ufer von Flüssen und Kanälen, auch Standgewässer.
Kampfläufer Philomachus pugnax	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, tiefe gut versteckte Mulden; kurzrasige, lichtwüchsige, nasse Grünflächen, möglichst mit vegetationsfreien schlammig / nassen Stellen; benötigt großfl. offene, übersichtliche u. mögl. extensiv genutzte Flächen.
Doppelschnepfe Gallinago media	BArtSchV(s)	Seltener Brutvogel Skandinaviens und Nordostpolens; hier nur seltener Durchzügler; zur Brutzeit gewöhnlich im Sumpfland und an Flussbänken.
Uferschnepfe Limosa limosa	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, Feuchtgrünland, offene Regenmoore; in weiträumig, offenen, feuchten Bereichen, die zu Beginn der Brutzeit kurzrasige Veg. u. nahegel. Wasserstellen u. mögl. schlammige Bereiche u. weichen Boden aufweisen.
Großer Brachvogel Numenius arquata	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, meist gut gedeckt durch Bodenveg.; großfl., offene, gut überschaubare, feuchte Regenmoore, Moorheiden, Feuchtgrünlandgebiete; benötigt extensiv genutzte Fl. mit nicht zu dichter Veg. zur Reproduktion; eher in trockenen Ber. mit höherer Veg. als andere Wiesenbrüter.
Rotschenkel Tringa totanus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter; ebene, offene, möglichst baumarme Fl. mit nahegelegenen zumind. zeitweise mit Wasser bedeckten Nahrungsgeb. mit weichem, feuchten Boden; bes. Salzwiesen, offene Regenmoore, feucht-nasses Grünland; Vegetationshöhe soll Verstecken des Nestes bei guter Rundumsicht erlauben.
Flussseeschwalbe Sterna hirundo	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, Kol.br., Brutkol. an übersichtl. u. durch Wasser gegen Bodenfeinde geschützten Orten i. d. Nähe nahrungsreicher Gewässer, bes. an Küsten u. Flussmündungen sowie wenig verbauten Flüssen; meist hochwassersichere Nistpl. auf kurzgras. Grünl. (bes. Salzwiesen), niedriger o. lückiger Dünenveg., Kies- u. Sandbänken / -stränden.
Zwergseeschwalbe Sterna albifrons	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, Kol.br., Brutkol. an veg.losen oder -armen Orten i. d. Nähe seichter, kleinfischreicher Gew.; Nistpl. auf Sand- und Kiesstränden bzw. -bänken, Muschelschillfelder, veg.armen Spülflächen, selten auch sandigen Äckern.
Trauerseeschwalbe Chlidonias niger	BArtSchV(s)	Schwimmnester auf Pfl.tepp. sowie auf Bulten etc. im Flachw., eutro. Flachseen, auch Weiher und Feldsölle, Flußniederungen mit Altarmen u. / o. Überschw.fl., Brutkol. auf schwimmenden lebenden u. abgestorb. Pfl.teppichen (z. B. Krebsschere, Seerosen, Altschilf), Schlammbänken und -inseln.
Weißflügelseeschwalbe Chlidonias leucopterus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, Schwimmnester; Sumpfgebiete, seltener auch an größeren Seen; bevorzugte Niststandorte sind kl. Inselchen oder ähnliche Erhebungen im Wasser.
Turteltaube Streptopelia turtur	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Baum- oder Buschbr. (in meist 1,5-5 m Höhe); Auwälder, halboffene Auen, Niedermoore und Agrarlandschaft, Feldgehölze.
Schleiereule Tyto alba	EG-VO1332/2005	Gebäudebrüter; offene und halboffene Agrarlandschaften, insbesondere Niederungen; benötigt als Nistplatz zugängl. Gebäude wie Scheunen, Kirchtürme, Ställe, Ruinen; jagt auf kleinsäugerreichen, landwirtschaftlichen Flächen.
Waldkauz Strix aluco	EG-VO1332/2005	Höhlenbrüter, bes. Baumbrüter; reichstrukturierte Laub- u. Mischwälder mit Lichtungen od. Schneisen in Randlage; Parks, Friedhöfe, Dörfer, Gartenstädte, Alleen mit alten Bäumen; benötigt alten, großhöhlenreichen Baumbestand od. entspr. Höhlen in Gebäuden; fehlt in Hochlagen, monotonen Forsten, Offenland.
Waldohreule	EG-	Freibrüter, Baumbrüter, bevorzugt in Krähennestern; Brutpl. in Wäldern in Waldrandnähe

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Asio otus	VO1332/2005	od. Feldgehölzen, Baumgruppen, Hecken od. sogar Einzelbäumen; bevorzugt Kiefern- und Fichtenbestände; jagt über deckungsarmen Gelände mit niedriger Vegetation.
Sumpfohreule Asio flammeus	EG-VO1332/2005	Freibrüter, Bodenbrüter, bevorzugt an trockenen Stellen ; Brutpl. in offener Landschaft mit ausreichender Deckung, insbesondere lichte, nicht zu hochwüchsige Land-Röhricht u. Riedwiesen, Seggenriede, hochwüchsige Feuchtwiesen, Brachland etc.; jagt über offenen Flächen wie Feldern, Grünland etc.
Uhu Bubo bubo	EG-VO1332/2005	Nischenbrüter an Felswänden; Brutpl. meist in bänderartig gegliederten, Deckung bietenden Felswänden mit Ausblick auf Umgebung, auch in Gebäuden u. steilen Böschungen; auch Bruten auf Greifvogelhorsten, Jagdkanzel und am Waldboden; jagt im Kontaktbereich v. Wald u. offener Landschaft, bevorzugt in Flusstälern und in Nähe von Feuchtgebieten.
Sperlingskauz Glaucidium passerinum	EG-VO1332/2005	Höhlenbrüter, in Baumhöhlen / Spechthöhlen; im Innern großflächiger Nadel- u. Mischwaldkomplexe, sofern Waldkauz u. möglichst auch Rauhfußkauz fehlen; Brutrev. in vertikal u. horizontal gegliederten Waldbeständen mit Freifl., lichten Altholzbest. mit potentiellen Bruthöhlen; jagt bes. an Bestandsrändern.
Steinkauz Athene noctua	EG-VO1332/2005	Höhlenbrüter, als Baumbrüter, Geb.br.; Grünlandgeb. mit ganzjährigen, kurzrasigen Vegetationspartien als Jagdgebiet u. reichem Angebot an höhlenreichen Kopfbäumen u. Jagdwarten; Streuobstbestände u. Obstbaumgürtel der Dörfer; höhlenreiche Steinbrüche mit schütter bewachsenem Jagdgebiet; bevorzugt extensiv genutzte Flächen.
Rauhfußkauz Aegolius funereus	EU-VRL(A1) EG-VO1332/2005	Höhlenbrüter, Baumbrüter; Buchen- u. Nadelwälder mit reichem Höhlenangebot, bes. Schwarzspechthöhlen, auch Nistkästen; meidet den Waldkauz, daher bes. in einförmigen od. klimatisch ungünstigen Wäldern.
Ziegenmelker Caprimulgus europaeus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter; halboffene Sandheiden, Kiefernjungwüchse, lichte Wälder mit offenen Sandblößen u. größeren Zwergstrauchbeständen; auch in degrad. Regen- u. Zwischenmooren od. Moorrandbereichen mit trockenen, offenen Bodenbeständen (z. B. trockener Torf).
Eisvogel Alcedo atthis	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Erdhöhlenbrüter in sandigen / lehmigen Abbrüchen; kleinfischreiche Still- und Fließgewässer mit geeigneten Ansitzwarten über dem Wasser und nicht zu weit entfernten Abbrüchen.
Bienenfresser Merops apiaster	BArtSchV(s)	Erdh.br., Kol.br.; klimatisch günstige sonnige, offene, aber etwas strukturierte Landschaften mit sandig-lehmigen Bodenanschnitten und freien Ausblick bietenden Jagd- u. Ruhewarten.
Blauracke Coracias garrulus	BArtSchV(s)	Baumbrüter, Höhlenbrüter; nisten in Baumhöhlen meistens von Schwarz- od. Grünspecht, auch in Nistkästen; brütet in lichten Wäldern mit altem Baumbestand und vielen Höhlen, gerne in Eichen- od. Kiefernbeständen, auch in Alleen, Feldgehölzen und Parks; Nahrungssuche auf exponierten Warten wie Leitungsmasten, Telefondrähten oder Zweigen.
Wiedehopf Upupa epops	BArtSchV(s)	Höhlenbrüter, Gebäudebrüter; halboffene, sandige Heidelandschaften u. entspr. gestaltete Waldränder, Kahlschläge u. lichte, sandige Kiefern-, Eichen- o. Birkenwälder mit Auflichtungen; halboffene Feldfluren mit Kopfweiden u. ä., ertragsarme, extensiv genutzte Äcker und Grünflächen; wichtig sind Ber. mit kurzer, schütterer Veg. für die Bodenjagd u. weicher, vegetationsarmer od. reich strukturierter Bodenoberfläche.
Grünspecht Picus viridis	BArtSchV(s)	Höhlenbrüter, Baumbrüter; halboffene Mosaiklandschaften mit größeren, lichten bis stark aufgelockerten Altholzbeständen im Kontakt zu Wiesen o. ä.
Schwarzspecht Dryocopus martius	BArtSchV(s)	Höhlenbrüter, oft auch alte Höhlen; brütet in abwechslungsreichen Misch- und Nadelwäldern mit Altbaumbeständen; Bruthöhle meist in alten Buchen od. Kiefern; häufig in größeren Waldgebieten.
Mittelspecht Dendrocopos medius	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Höhlenbrüter, Baumbrüter; im Kronenbereich möglichst totholzreiche Eichen-Misch-Wälder, z. B. Hartholzauen; in reinen Buchenwäldern nur in >200jährigen Best.; auch Erlen-Eschen-Ulmen-Wälder u. a. Bruchwälder; allgemein nur in gr. Altholzbeständen.
Weißrückenspecht Dendrocopos	BArtSchV(s)	Höhlenbrüter in absterbendem Holz; brütet in urwaldigen Mischwäldern mit einem hohen Anteil an absterbenden und toten Bäumen; sehr empfindlich gegenüber forstlichen Eingriffen.

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
leucotus		
Grauspecht *Picus canus*	BArtSchV(s)	Höhlenbrüter, Baumbrüter; großfl., durch zumind. kleinere Lichtungen, Kahlschläge, Waldwiesen aufgelockerte Buchen-Misch-Wälder mit Altholzbest.; im Hügel- u. Bergland sowie ähnlich strukturierte Eichen-Hainbuchen-Wälder, waldähnliche Parks; Fluss- u. Bachauen mit begleitenden Hartholz- u. Weichholzauen; Obstbaumbestände in Waldrandlage.
Wendehals Jynx torquilla	BArtSchV(s)	Höhlenbrüter, Baumbrüter, auch oft in Nistkästen; halboffene Agrarlandschaften, Baumgärten, Parks, Friedhöfe etc., halboffene Heidelandschaften, lichte Wälder, Waldränder, Lichtungen, Kahlschläge u. a. mit Grasfluren und nicht zu dichter, hochwüchsiger Bodenvegetation; meidet großflächige stau- / wechselnasse Böden (Ameisenvorkommen).
Haubenlerche Galerida cristata	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter in niedriger Veg., auch Flachdächer; trocken-warme Geb. mit höchstens 50% geschlossener Veg.; bevorzugt lehmige Sande / sandige Lehme; auch Ruderalfl. u. Großbaustellen, Schulhöfe etc. mit spärlicher Vegetation.
Heidelerche Lullula arborea	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter; halboffene Landschaften auf in der Regel trockeneren Standorten, oft mit trocken-sandigen Stellen.
Uferschwalbe Riparia riparia	BArtSchV(s)	Erdh.br., Kol.br., selbst gegrabene Röhren in steilen Abbruchkanten; in sandigen-lehmigen Erdabbrüchen, bevorzugt locker geschichtete pleistoz. u. holoz. Ablagerungen; Prallhänge von Fließgewässern; steile Erdaufschlüsse in der Agrarlandschaft; Nahrungssuche bevorzugt über Gewässern und Feuchtgebieten bis zu 10 km von Kol. entfernt.
Brachpieper Anthus campestris	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, gut in der Bodenvegetation versteckt; Initialstadien der Vegetationsentwicklung auf Dünen, Brandfl., sandigen Äckern, Kippen / Deponien, Tagebauhalden, Kies- / Sandgr. u. a. mit z. B. lückigen Trockenrasen aus Silbergrasflur oder Sandheiden, benötigt einen hohen Anteil vegetationsfreier Flächen und spärlichen Baumbewuchs (Ansitz- / Singwarte).
Blaukehlchen Luscinia svecica	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter im bodennahen Staudengestrüpp o. versteckt a. Bod.; Nassstandorte mit zugänglichen Wasserstellen, sowohl schütter bewachs. o. freie Bodenfl. als auch ausreichend Deckung aufweisen.
Rohrschwirl Locustella luscinioides	BArtSchV(s)	Röhrichtbrüter; großfl. Schilf-Röhricht o. Schilf-Seggenbestände mit Großseggen o. dichtem Knickschilf am Grunde (Neststand), bevorzugt über knöchel- bis knietiefem Wasser; eingestreute Gebüsche o. kl. Bäume werden als Singwarte genutzt; daher auch auf nassen Brachen / Sukzessionsflächen.
Schilfrohrsänger Acrocephalus schoenobaenus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Röhrichtbr, seltener Hochst.br.; locker mit Büschen, Schilf und / oder Rohrkolben bestandene Großseggenriede, Verlandungszone mit Mischbest. aus Schilf, Rohrkolben, Wasserschwaden, Seggen etc.; Schilf- / Binsen- / Seggenbestände, wasserführende Gräben in Feuchtwiesen; Rohrglanzgraswiesen; nasse Brachen u. Sukzessesionsflächen mit Brennnesseln u. a. Hochstauden, Schilf, Gebüsch usw.
Seggenrohrsänger Acrocephalus paludicola	BArtSchV(s)	Freibrüter in dichtwüchsigen Seggenbulten o. ä. Pflanzenbüscheln; landwirtschaftlich nicht, unregelmäßig oder sehr extensiv genutzte, großflächig homogen strukturierte, nasse Großseggenriede, Seggenwiesen bzw. Wiesenmoore, Kalkflachmoore o. küstennahe Salzwiesen; einz. Büsche / Stauden dienen als Singwarte.
Drosselrohrsänger Acrocephalus arundinaceus	BArtSchV(s)	Röhrichtbrüter; hohe und starkhalmige Schilf- und Schilf-Rohrkolben-Mischbestände über anstehendem Wasser, überwiegend im mindestens 5 m breiten Röhrichtgürteln
Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria*	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Buschbrüter; gestufte Hecken, Kleingehölze o. Waldränder, die an extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen (z. B. Feuchtgrünland, Halbtrockenrasen, Brachen) angrenzen.
Zwergschnäpper *Ficedula parva*	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Nischenbrüter, HalbHöhlenbrüter; weitgehend auf reine Buchen- u. Buchen-Mischwälder sowie entspr. Parks beschränkt, selten auch in Fichtenbest. mit eingestreuten Buchen u. a. Laubbäumen, wichtig sind ein lückiger Oberbestand, Freiraum zw. Kraut-, lückiger Strauch- u. Kronenschicht sowie eine Dürrzweigzone zw. Stammraum u. Kronenschicht; bevorzugt frische – feuchte Bestände mit schattig-luftfeuchtem Innenklima u. Stellen mit unruhigen

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
		Bodenrelief.
Raubwürger Lanius excubitor	BArtSchV(s)	Freibrüter, Baumbrüter, selten Buschbrüter; übersichtliches Gelände mit halboffener Struktur u. Wartenabständen von 15-20 m u. Wechsel von niedrigen Büschen u. höheren Bäumen sowie dazwischen niedrige, möglichst lückige Pflanzendecke; meidet enge Täler u. steile Abhänge; bevorzugt Wacholder- u. Sandheiden, Brandfl., Kahlschläge, Regenmoorränder, sandige Äcker u. ä. nährstoffarme Biotope.
Schwarzstirnwürger *Lanius minor*	BArtSchV(s)	Baumbrüter, in Obstbäumen oder Pappeln; in warmer offener Landschaft mit einzelnen Bäumen oder Büschen, in Alleen, Weingärten und Streuobstflächen.
Rotkopfwürger *Lanius senator*	BArtSchV(s)	Baumbrüter in Obstbäumen; in offener Landschaft mit Büschen und Feldgehölzen, in Streuobstflächen und Heidelandschaften, an Alleen.
Karmingimpel Carpodacus erythrinus	BArtSchV(s)	Freibrüter, Buschbrüter; feuchte bis nasse Gebüschbrachen u. Sukzessionsflächen sowie gestufte, gebüschreiche Hecken u. Waldränder in Feuchtgebieten; häufig in Dickichten an Deichen u. Dämmen, buschigen Randbereichen von Bruchwäldern u. Verlandungszonen; auch in an Feuchtgebiete angrenzenden Gärten; häufig in Küstenschutzhecken.
Ortolan Emberiza hortulana	EU-VRL(A1) BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter, in kleinen Mulden in Getreide oder an Feldrainen; Äcker auf wasserdurchlässigen Böden und klimagünstigen Standorten mit Alleen, Baumreihen, kleinen Feldgehölzen oder Waldrändern, reich gegliederte Kulturlandschaft
Grauammer Miliaria calandra (Emberiza calandra)	BArtSchV(s)	Freibrüter, Bodenbrüter in gehölzfreien Fluren, gut versteckt in dichter Vegetation; möglichst extensiv genutzte Grünländer unterschiedlicher Nässestufen u. Äcker sowie auch Ruderalflächen mit einzelnen Bäumen, Baumreihen, Alleen, Telegraphenleitungen, oder auch nur einzelne Hochstauden als Singwarten; benötigt Flächen mit niedriger o. lückiger Bodenvegetation zur Nahrungsaufnahme.
Sumpf-Engelwurz *Angelica palustris*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima und mittlere Luftfeuchte Böden hydromorph, eutroph und mittelbasisch insbesondere auf Niedermoor/ Moorgley, Pseudogley-Tschernosem, Pseudogley, Gley-Parabraunerde, Pseudogley
Kriechende Sellerie *Apium repens*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima und mittlere Luftfeuchte Böden hydromorph, eutroph und mittelbasisch insbesondere auf Auenregosol, Pseudogley
Einfacher Rautenfarn *Botrychium simplex*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima und hohe Luftfeuchte Böden hydromorph, oligotroph und basenarm insbesondere auf Gley-Podsol
Vogesen-Bruchmoos *Bruchia vogesiaca*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und sehr hohe Luftfeuchte Böden hydromorph, mesotroph und mittelbasisch insbesondere auf Gley
Frauenschuh *Cypripedium calceolus*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima und mittlere Luftfeuchte Böden anhydromorph, eutroph und basenreich insbesondere auf Braunerde, Parabraunerde, Braunerde, Parabraunerde-Tschernosem, Tschernosem, Syrosem, Kalk-Pararendzina, Pseudogley-Braunerde, Kalk-Rendzina, Pelosol-Braunerde/ Pelosol-Pseudogley, Terra fusca
Lappländisches Sichelmoos *Hamatocaulis lapponicus*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und mittlere Luftfeuchte Böden hydromorph, eutroph und mittelbasisch insbesondere auf Niedermoor/ Moorgley, Gley
Sand-Silberscharte *Jurinea*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-mäßig winterkühles Klima und mittlere Luftfeuchte Böden anhydromorph, mesotroph, basenreich

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
cyanoides		insbesondere auf Regosol/ Lockersyrosem aus trockenen kalkhaltigen Sanden
Dreimänniges Zwerglungenmoos *Mannia triandra*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und hohe Luftfeuchte Böden anhydromorph, eutroph und kalkreich insbesondere auf Kalk-Pararendzina, Kalk-Rendzina, Braunerde, Braunerde-Kalktschernosem, Terra fusca
Langstieliges Bruchmoos *Meesia longiseta*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und hohe Luftfeuchte Böden hydromorph, eutroph und basenreich insbesondere auf Kalk-Niedermoor
Finger-Kuhschelle *Pulsatilla patens*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima und geringe Luftfeuchte Böden anhydromorph, mesotroph und basenreich insbesondere auf Regosol/ Lockersyrosem aus trockenen kalkhaltigen Sanden Braunerde, Regosol/ Lockersyrosem aus trockenen kalkhaltigen Sanden, Kalk-Parabraunerde, Kalk-Rendzina, Tschernosem, Kalk-Pararendzina, Braunerde-Rendzina, Parabraunerde
Moor-Steinbrech *Saxifraga hirculus*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima Böden hydromorph, mesotroph und mittelbasisch insbesondere auf Gley, Niedermoor/ Moorgley, Kalk-Niedermoor, Parabraunerde-Pseudogley
Kärtners Spatenmoos *Scapania carinthiaca*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und hohe Luftfeuchte Böden hydromorph, mesotroph und mittelbasisch insbesondere auf Podsol-Pseudogley, Podsol-Braunerde, Podsol, Fahlerde, Braunerde, Ranker
Bayrisches Federgras *Stipa bavarica*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und sehr hohe Luftfeuchte Böden anhydromorph, eutroph und kalkreich insbesondere auf Kalk-Rendzina, Terra fusca
Vorblattloses Leinblatt *Thesium ebracteatum*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-mäßig winterkühles Klima und hohe Luftfeuchte Böden anhydromorph, oligotroph bis eutroph und basenarm bis basenreich insbesondere auf Regosol/ Lockersyrosem, Braunerde-Podsol, Regosol/ Lockersyrosem aus trockenen kalkhaltigen Sanden, Braunerde, Bänder-Parabraunerde, Fahlerde, Pelosol-Braunerde/ Pelosol-Pseudogley
Prächtiger Dünnfarn *Trichomanes speciosus*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und sehr hohe Luftfeuchte Böden anhydromorph, mesotroph und basenreich insbesondere auf Ranker, podsolige Braunerde
Sumpf-Glanzkraut (*Liparis loeselii*)	FFH-RL, Anh.IV	Klimaneutral Böden hydromorph, mesotroph und basenreich, insbesondere auf Niedermoor, Kalk-Niedermoor, Basen-Anmoor
Becherglocke (*Adenophora liliifolia)*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und sehr hohe Luftfeuchte Böden hydromorph, mesotroph und basenreich insbesondere auf Auengley
Böhmischer Enzian *(Gentianella bohemica)*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und sehr hohe Luftfeuchte Böden anhydromorph, mesotroph und basenarm insbesondere auf podsoliger Braunerde
Bodensee-Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri)*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und hohe Luftfeuchte Böden hydromorph, eutroph und basenreich insbesondere auf Auen-Regosol
Braungrüner	FFH-RL,	nur auf Serpentinit-Felsen und -Steinbrüchen

Art	Schutzstatus	potenzielle Standorte bzw. Lebensräume
Strichfarn *(Asplenium adulterinum*)	Anh.IV	
Große Kuhschelle (*Pulsatilla grandis)*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima und geringe Luftfeuchte Böden anhydromorph, mesotroph und basenreich insbesondere auf Regosol/ Lockersyrosem aus trockenen kalkhaltigen Sanden Braunerde, Regosol/ Lockersyrosem aus trockenen kalkhaltigen Sanden, Kalk-Parabraunerde, Kalk-Rendzina, Tschernosem, Kalk-Pararendzina, Braunerde-Rendzina, Parabraunerde
Schlitzblättriger Beifuß *(Artemisia laciniata)*	FFH-RL, Anh.IV	sommerkühl-winterkaltes Klima und geringe Luftfeuchte Böden anhydromorph oder wechselhydromorph, mesotroph und basenreich insbesondere auf Salzböden
Sommer-Drehwurz *(Spiranthes aestivalis)*	FFH-RL, Anh.IV	sommerwarm-winterkühles Klima Böden hydromorph, mesotroph und kalkreich insbesondere Kalk-Niedermoor, Quellmoor

RL(D) = Rote Liste Deutschalnds: V = zurückgehend, Gesellschaft der Vorwarnliste, G = Gefährdung anzunehmen, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Verschwinden bedroht, 0 = verschwunden oder verschollen, R = extrem selten

FFH = FFH-Richtlinie: IV = streng geschützte Arten des Anhangs IV FFH-Richtlinie; II = Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie (Gebietsschutz)

VRL = EG-Vogelschutzrichtlinie: Art ist in Anhang 1 der VRL aufgeführt (Gebietsschutz)

BArtSchV = Bundesartenschutzverordnung: Art ist in Spalte 2 und 3 der Bundesartenschutzverordnung s = streng, b = besonders geschützte Art

EG-VO 338/97 = VERORDNUNG (EG) Nr. 1332/2005: Arten des Anhangs A

Anhang A6.5: Matrix 1.1 - Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale																				
		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen					
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
1	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernforst	3,5	0	3	3	2,5	2	1	2	17	0	2	2	4	1	0,5	0	1,5	22,5
2	subozeanischer, trockener, armer Kiefernwald	3	1	3	3	5	2	1	1	19	0	2	2	4	5	4	4	13	36
3	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernwald	3,5	0	3	3	4,5	2	1	2	19	0	2	2	4	3	2,5	3,5	9	32
4	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Kiefernforst	4	0	3	3	2	2	1	2	17	0	3	3	6	1	0	0	1	24
5	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst	2	0	3	2	1	2	1	2	13	0	3	3	6	1	0	0	1	20
6	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Buchenwald	1	0	4	1	5	2,5	1	3	17,5	0	3	3	6	5	5	4	14	37,5

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale																			
				Regulierungs- und Erhaltungsleistungen							Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
7	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenwald	1	0	3	3	3	2,5	1	2	15,5	0	3	3	6	3	2	1	6	27,5
8	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst	2	0	3	3	1	2,5	1	2	14,5	0	3	3	6	1	0	0	1	21,5
9	subozeanischer, feuchter, armer Kiefernforst	5	0	3	2	2	2,25	1	4	19,25	0	3	3	6	0	0	0	0	25,25
10	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Kiefernforst	5	0	3	2	2	2,5	1,5	4	20	0	3	3	6	0	0	0	0	26
11	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, feuchter, armer Fichtenwald	4	0	3	2	3,5	2,5	1,5	4	20,5	0	3	3	6	0	1	0,5	1,5	28
12	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Traubeneichenwald	4	0	2,5	2,5	3	2,25	1,5	2,5	18,25	0	2	2	4	5	4	3	12	34,25
13	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst	4	0	3	3	4	2	1	2	19	0	2	2	4	1	0	1	2	25

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen								Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	**ANOEST-Gruppenname**	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
14	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald	4	0	4	1	5	2,5	1,5	3	21	0	3	3	6	5	5	4	14	41
15	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald	2	0	4	1	4	3	1,3	3	18,3	0	3,75	3,75	7,5	5	3	3	11	36,8
16	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Stieleichenwald	5	0	4	1	5	3,5	2	5	25,5	0	3	3	6	2	5	4	11	42,5
17	subozeanischer, nasser, ziemlich armer Tannenwald	4	0	3	2	4	2	1	4	20	0	3	3	6	2	2	4	8	34
18	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst	4	0	3	4	1	2,5	1,5	2	18	0	3	3	6	1	0	0	1	25
19	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, mäßig nährstoffhaltiger	4,5	0	2,5	2,5	5	2,75	2	2,5	21,75	0	3	3	6	5	4	3	12	39,75

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
	Traubeneichenwald																		
20	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst	4	0	3	4	1	2,5	2	2	18,5	0	3,6	3,6	7,2	1	0	0	1	26,7
21	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst	4	0	3	4	1,5	2,5	1,5	2	18,5	0	3	3	6	1	0	0,5	1,5	26
22	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Eichenforst	5	3	4	1	4	3,5	3	5	28,5	0	4	4	8	2	4	2	8	44,5
23	subozeanischer, trockener, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Kiefern-Alpentalwald	4	0	3	4	4	2,5	3	2	22,5	0	3	3	6	3	3	2	8	36,5
24	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald	4	0	4	1	1,75	4	3	3	20,75	0	3,5	3,5	7	4	4	2,5	10,5	38,25

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale																			
				Regulierungs- und Erhaltungsleistungen							Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
25	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Traubeneichen-Buchenwald	5	0	3	2	5	3,5	3	3	24,5	0	3	3	6	5	5	3	13	43,5
26	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Winterlinden-Hainbuchenwald	3	0	2	3	5	3	2	2	20	0	3	3	6	5	5	5	15	41
27	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald	3	0	4	1	4	3,75	2,5	3	21,25	0	4	4	8	4,5	2,5	2	9	38,25
28	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst	2	0	3	2	2	3,25	2	2	16,25	0	4	4	8	1	0	0	1	25,25
29	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer,	3	0	3	2	3	3	2	2	18	0	4	4	8	3	2	1	6	32

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
	mäßig nährstoffhaltiger Fichten-Tannen-Wald																		
30	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Douglasienforst	2	0	3	2	2	3	2	2	16	0	3	3	6	1	0	0	1	23
31	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald	3,5	0	4	1	4	3,75	3	3	22,25	0	4	4	8	4,5	4,5	2,5	11,5	41,75
32	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Buchenwald	4	0	4	1	4	4	3	3	23	0	4	4	8	5	5	3	13	44
33	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Eichenforst	5	0	4	1	4	3	3	3	23	0	4	4	8	3	2	0	5	36
34	Gemäßigtes Gebirgsklima, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchen-Wald	4	0	4	1	4	4	2	5	24	0	3	3	6	3	4	2	9	39

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
35	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchen-Wald	4	0	4	1	4	4	3	5	25	0	4	4	8	2	5	3	10	43
36	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Hainbuchen-Wald	4	3	4	1	5	3,5	3	5	28,5	0	4	4	8	3	5	3	11	47,5
37	subozeanischer, nasser, mäßig nährstoffhaltiger Tannenwald	4	0	3	2	3	2,5	2	4	20,5	0	3	3	6	2	2	4	8	34,5
38	subozeanischer, trockener, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Kiefernforst	4	0	3	4	4	2,5	2	2	21,5	0	3	3	6	2	2	1	5	32,5
39	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Fichtenforst	3	0	3	2	1	3,5	3	2	17,5	0	4	4	8	1	0	0	1	26,5
40	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener,	2	0	1	4	5	1,5	3	1	17,5	0	2	2	4	4	5	4	13	34,5

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	**ANOEST-Gruppenname**	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
	nährstoffkräftiger Felsahorn-Traubeneichen-Wald																		
41	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Hainbuchenwald	3	0	3	2	5	3,75	4	3	23,75	0	3	3	6	5	5	4	14	43,75
42	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Winterlindenwald	3	0	2,5	2,5	5	3,75	3,5	3	23,25	0	3,5	3,5	7	5	5	4,5	14,5	44,75
43	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Fichten-Tannen-Wald	4	0	4	1	4	4	3	3	23	0	4	4	8	5	3	2	10	41
44	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald	3	0	4	1	4	4,5	4	3	23,5	0	4	4	8	4	2	2	8	39,5
45	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger	5	5	4	1	5	4	4	5	33	0	4	4	8	2	5	4	11	52

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen								Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
	Bergahorn-Eschenwald																	
46	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Eichenforst	4	0	4	1	4	3,5	4	3	23,5	0	4	4	8	3	2	0	5	36,5
47	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Buchenwald	4	0	4	1	4	4,5	4	5	26,5	0	4	4	8	2	2	2	6	40,5
48	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Stieleichen-Hainbuchen-Eschen-Wald	5	4	4	1	5	4	3,5	5	31,5	0	4	4	8	3	5	4,5	12,5	52
49	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger Schwarzerlen-Auenwald	5	5	4	1	5	4	3	5	32	0	3	3	6	2	5	4	11	49
50	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	5	5	4	1	5	4	4	5	33	0	4	4	8	4	5	4	13	54
51	subozeanischer mäßig trockener bis frischer,	4	0	4	1	5	4	5	4	27	0	4	4	8	5	4	4	13	48

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	**ANOEST-Gruppenname**	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
	nährstoffreicher Eichen-Wechseltrockenwald																		
52	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Winterlindenwald	2,5	0	1,5	3,5	5	3,25	4	3,5	23,25	0	4	4	8	5	5	4,5	14,5	45,75
53	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergahorn-Buchen-Wald	4	0	4	1	4	4	4	3	24	0	4	4	8	5	5	2	12	44
54	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald	3	0	3	2	4	4	5	3	24	0	4	4	8	5	5	4	14	46
55	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald	3	0	3	2	4	4	5	3	24	0	4	4	8	5	5	4	14	46
56	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher	4	0	4	1	4	4,5	5	3	25,5	0	5	5	10	4,5	3,5	3,5	11,5	47

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale																			
				Regulierungs- und Erhaltungsleistungen							Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
	Buchenwald																		
57	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	2	0	3	2	5	3,5	4	2	21,5	0	4	4	8	4	5	4	13	42,5
58	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Buchenwald	4	0	4	1	4	4,5	5	5	27,5	0	4	4	8	2	2,5	3,5	8	43,5
59	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald	5	5	4	1	5	4,25	4	5	33,25	0	4	4	8	3	5	4,5	12,5	53,75
60	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffreicher Fahlweiden-Auenwald	5	5	4	1	5	3	4	5	32	0	4	4	8	2	5	5	12	52
61	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Traubeneichen-Felstrockenwald	2	0	2	3	5	2	4	1	19	0	3	3	6	4	5	4	13	38

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale																		
		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
62	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Eichenwald	4	0	4	1	5	4	5	3	26	0	3	3	6	5	4	4	13	45
63	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Sonnhang-Buchenwald	2	0	4	1	5	4,5	5	3	24,5	0	4	4	8	5	4	4	13	45,5
64	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald	3,5	0	4	1	5	4,5	5	3,5	26,5	0	4	4	8	4	4	3	11	45,5
65	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher carbonathaltiger Eschenwald	5	4	4	1	5	4	5	5	33	0	4	4	8	2	5	4	11	52
66	Gemäßigtes Gebirgsklima, sehr nasses, armes organisches Hochmoor	5	0	0	0	5	0	2	5	17	0	1	1	2	0	5	4	9	28

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale

		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen					
Cluster -ID	**ANOEST-Gruppenname**	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
67	subozeanisches, sehr nasses, armes organisches Hochmoor	5	0	0	0	5	0	1	5	16	0	1	1	2	0	5	4	9	27
68	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Moorwald	5	0	2	0	5	1,5	2,5	4	20	0	2,5	2,5	5	0	2,5	4	6,5	31,5
69	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Karpatenbirkenwald	5	0	4	1	5	3	2	5	25	0	3	3	6	3	5	5	13	44
70	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, nasser, ziemlich armer organischer Moorbirkenwald	5	0	4	1	5	3	2,75	5	25,75	0	3	3	6	3	5	4	12	43,75
71	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger organischer Schwarzerlenwald	5	0	4	1	5	4	4	5	28	0	4	4	8	2	5	4	11	47
72	subozeanischer, nasser, mäßig nährstoffhaltiger organischer Schwarzerlenwald	5	0	4	1	5	3,5	4	5	27,5	0	3	3	6	2	5	4	11	44,5

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale																		
				Regulierungs- und Erhaltungsleistungen							Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
73	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger organischer Schwarzerlenwald	5	0	4	1	5	4	5	5	29	0	3,3	3,3	6,6	2	5	4	11	46,6
74	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger organischer Grauerlenwald	5	0	4	1	5	4	4	5	28	0	4	4	8	2	5	4	11	47
75	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger organischer Traubenkirschen-Eschenwald	5	0	4	1	5	4	5	5	29	0	4	4	8	2	5	4	11	48
76	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Latschen-Krummholz	1	0	4	1	4	2,5	2	1	15,5	0	3	3	6	2	4	4	10	31,5
77	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis	1	0	3	2	4	3,5	2	2	17,5	0	4	4	8	3	2	1	6	31,5

Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale																		
		Regulierungs- und Erhaltungsleistungen									Versorgungs-leistungen				kulturelle Leistungen				
Cluster -ID	ANOEST-Gruppenname	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.), Regulierung von Bodenerosion	Hochwasserschutz	Grundwasseranreicherung/Trinkwasser-bereitstellung	Grundwasserschutz/-Sicherung der Trinkwasserqualität	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Regulierung von Stoffeinträgen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima	**Regulierungs- und Erhaltungsleistungen Σ**	Kulturpflanzen und -produkte	pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche Energierohstoffe	**Versorgungsleistung Σ**	Nutzung von Landschaften zum Wandern etc.	Ästhetik	Vermächtnis an zukünftige Generationen	**kulturelle Leistungen Σ**	**Gesamtsumme Σ**
	frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Fichtenwald																		
78	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Fichten-Buchenwald	2	0	4	1	4	4	2	3	20	0	4	4	8	5	3	2	10	38

Anhang A6.6: Matrix 1.2 - Mediane der nationalen ANOEST-Leistungspotenziale - Flächenbezug

Cluster-ID	ANOEST-Gruppenname	Flächengröße in [km2]	in [%]	Waldklasse nach CLC
1	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernforst	732,096	0,769	Nadelwald
2	subozeanischer, trockener, armer Kiefernwald	35,626	0,037	Nadelwald
3	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, armer Kiefernwald	43,974	0,046	Nadelwald
4	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Kiefernforst	21,977	0,023	Nadelwald
5	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Lärchenforst	39,828	0,041	Nadelwald
6	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Buchenwald	15,202	0,015	Laubwald
7	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenwald	136,570	0,143	Nadelwald
8	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst	9.567,677	10,05	Nadelwald
9	subozeanischer, feuchter, armer Kiefernforst	1.915,298	2,012	Nadelwald
10	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Kiefernforst	509,000	0,534	Nadelwald
11	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, feuchter, armer Fichtenwald	1.173,128	1,232	Nadelwald
12	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Traubeneichenwald	245,326	0,257	Nadel-Laub-Mischwald
13	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, ziemlich armer Kiefernforst	2.277,539	2,392	Nadelwald
14	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald	1,776	0,001	Nadel-Laub-Mischwald
15	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald	1.097,147	1,152	Nadel-Laub-Mischwald
16	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Stieleichenwald	511,232	0,537	Laubwald
17	subozeanischer, nasser, ziemlich armer Tannenwald	478,497	0,502	Nadel-Laub-Mischwald
18	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst	1.206,171	1,267	Nadelwald
19	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, trockener, mäßig nährstoffhaltiger Traubeneichenwald	57,864	0,06	Nadel-Laub-Mischwald
20	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst	15.129,720	15,893	Nadelwald
21	zentraleuropäischer bis subkontinentaler,	1.734,392	1,821	Nadelwald

Cluster-ID	ANOEST-Gruppenname	Flächengröße in [km2]	in [%]	Waldklasse nach CLC
	mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst			
22	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Eichenforst	*NV	*NV	Laubwald
23	subozeanischer, trockener, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Kiefern-Alpentalwald	25,589	0,026	Nadelwald
24	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald	9.149,195	9,611	Laubwald
25	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Traubeneichen-Buchenwald	933,838	0,981	Laubwald
26	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Winterlinden-Hainbuchenwald	94,487	0,099	Laubwald
27	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald	166,797	0,175	Nadel-Laub-Mischwald
28	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst	11.258,130	11,826	Nadelwald
29	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichten-Tannen-Wald	*NV	*NV	Nadelwald
30	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Douglasienforst	*NV	*NV	Nadelwald
31	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald	3.111,113	3,268	Nadel-Laub-Mischwald
32	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Buchenwald	1.222,248	1,283	Laubwald
33	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Eichenforst	*NV	*NV	Laubwald
34	Gemäßigtes Gebirgsklima, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchen-Wald	756,127	0,794	Nadel-Laub-Mischwald
35	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchen-Wald	877,020	0,921	Nadel-Laub-Mischwald
36	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Hainbuchen-Wald	625,777	0,657	Laubwald
37	subozeanischer, nasser, mäßig nährstoffhaltiger Tannenwald	39,880	0,041	Nadel-Laub-Mischwald
38	subozeanischer, trockener, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Kiefernforst	43,619	0,045	Nadelwald
39	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Fichtenforst	1.952,900	2,051	Nadelwald
40	zentraleuropäischer bis subkontinentaler,	45,741	0,048	Laubwald

Cluster-ID	ANOEST-Gruppenname	Flächengröße in [km2]	in [%]	Waldklasse nach CLC
	trockener, nährstoffkräftiger Felsahorn-Traubeneichen-Wald			
41	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Hainbuchenwald	169,914	0,178	Laubwald
42	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Winterlindenwald	405,001	0,425	Laubwald
43	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Fichten-Tannen-Wald	26,036	0,027	Nadel-Laub-Mischwald
44	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald	11.344,140	11,917	Nadel-Laub-Mischwald
45	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Bergahorn-Eschenwald	65,696	0,069	Laubwald
46	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Eichenforst	391,708	0,411	Laubwald
47	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Buchenwald	1.796,944	1,887	Nadel-Laub-Mischwald
48	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Stieleichen-Hainbuchen-Eschen-Wald	290,621	0,305	Laubwald
49	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger Schwarzerlen-Auenwald	2,390	0,002	Laubwald
50	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	57,923	0,06	Laubwald
51	subozeanischer mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Eichen-Wechseltrockenwald	24,394	0,025	Laubwald
52	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Winterlindenwald	15,307	0,016	Laubwald
53	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergahorn-Buchen-Wald	79,706	0,083	Nadel-Laub-Mischwald
54	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald	99,153	0,104	Nadel-Laub-Mischwald
55	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald	387,452	0,407	Laubwald
56	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald	822,756	0,864	Nadel-Laub-Mischwald
57	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergulmen-Sommerlinden-	2,368	0,002	Nadel-Laub-Mischwald

Cluster-ID	ANOEST-Gruppenname	Flächengröße in [km2]	in [%]	Waldklasse nach CLC
	Blockwald			
58	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Buchenwald	149,021	0,156	Nadel-Laub-Mischwald
59	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald	1.722,276	1,809	Laubwald
60	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffreicher Fahlweiden-Auenwald	*NV	*NV	Laubwald
61	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Traubeneichen-Felstrockenwald	105,235	0,11	Laubwald
62	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Eichenwald	2,197	0,002	Laubwald
63	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Sonnhang-Buchenwald	54,392	0,057	Laubwald
64	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald	3.213,129	3,375	Laubwald
65	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher carbonathaltiger Eschenwald	334,226	0,351	Laubwald
66	Gemäßigtes Gebirgsklima, sehr nasses, armes organisches Hochmoor	27,292	0,028	Hochmoor
67	subozeanisches, sehr nasses, armes organisches Hochmoor	48,956	0,051	Hochmoor
68	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Moorwald	95,250	0,1	Moorwald
69	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Karpatenbirkenwald	20,103	0,021	Laubwald
70	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, nasser, ziemlich armer organischer Moorbirkenwald	432,208	0,454	Laubwald
71	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger organischer Schwarzerlenwald	43,686	0,045	Laubwald
72	subozeanischer, nasser, mäßig nährstoffhaltiger organischer Schwarzerlenwald	133,278	0,14	Laubwald
73	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger organischer Schwarzerlenwald	1.043,555	1,096	Laubwald
74	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger organischer Grauerlenwald	438,172	0,46	Laubwald
75	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger organischer Traubenkirschen-Eschenwald	1.280,639	1,345	Laubwald
76	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer	97,910	0,102	Nadelwald

Cluster-ID	ANOEST-Gruppenname	Flächengröße in [km2]	in [%]	Waldklasse nach CLC
	carbonathaltiger Latschen-Krummholz			
77	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Fichtenwald	667,683	0,701	Nadelwald
78	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich nährstoffarmer carbonathaltiger Fichten-Buchenwald	2.068,638	2,173	Nadel-Laub-Mischwald

Anhang A6.7: Matrix 2 - ANOEST-Leistungspotenziale in dem Modellraum „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“

ANOEST-Leistungspotenziale in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“						
Cluster-ID	ANOEST-Gruppenname	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	pflanzliche Rohstoffe	Flächengröße im Untersuchungsgebiet in [km²]	in [%]
7	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenwald	3	1	3	3,29	0,05
8	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, armer Fichtenforst	1	1	3	1246,02	18,68
10	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Kiefernforst	2	1,5	3	48,58	0,73
11	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, feuchter, armer Fichtenwald	3,5	1,5	3	1,23	0,02
15	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, ziemlich armer Buchenwald	4	1,3	3,75	34,47	0,52
16	subozeanischer, feuchter, ziemlich armer Stieleichenwald	5	2	3	16,02	0,24
20	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Kiefernforst	1	2	3,6	2029,46	30,43
24	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Buchenwald	1	2	3,5	17,36	0,26
25	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Traubeneichen-Buchenwald	2	3	3	683,5	10,25
28	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Fichtenforst	2	2	4	33,54	0,5
31	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger Tannen-Buchenwald	4	3	4	116,95	1,75
36	subozeanischer, feuchter, mäßig nährstoffhaltiger Stieleichen-Hainbuchen-Wald	5	3	4	13,02	0,2
39	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, mäßig nährstoffhaltiger carbonathaltiger Fichtenforst	1	3	4	87,22	1,31
44	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Buchenwald	4	4	4	1258,51	18,87
45	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Bergahorn-Eschenwald	5	4	4	6,29	0,09
46	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffkräftiger Eichenforst	4	4	4	1,18	0,02
47	subozeanischer, feuchter, nährstoffkräftiger Buchenwald	4	4	4	37,7	0,57
49	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger Schwarzerlen-Auenwald	5	3	3	2	0,03

ANOEST-Leistungspotenziale in der Modellregion 2 „Nordhessen und angrenzende Mittelgebirge“						
Cluster-ID	ANOEST-Gruppenname	Selbstregulation und -organisation von Ökosystemen	Kohlenstoff-Speicherfunktion	pflanzliche Rohstoffe	Flächengröße im Untersuchungsgebiet in [km²]	in [%]
53	Gemäßigtes Gebirgsklima, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Bergahorn-Buchen-Wald	4	4	4	79,71	1,2
55	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Hainbuchen-Buchen-Wald	4	5	4	31,15	0,47
56	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher Buchenwald	4	5	5	153,4	2,3
59	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher Eschenwald	5	4	4	91,38	1,37
61	subozeanischer, trockener, nährstoffreicher carbonathaltiger Traubeneichen-Felstrockenwald	5	4	3	3,53	0,05
63	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Sonnhang-Buchenwald	5	5	4	0,38	0,01
64	subozeanischer, mäßig trockener bis frischer, nährstoffreicher carbonathaltiger Buchenwald	5	5	4	624,67	9,37
65	subozeanischer, feuchter, nährstoffreicher carbonathaltiger Eschenwald	5	5	4	3,75	0,06
66	Gemäßigtes Gebirgsklima, sehr nasses, armes organisches Hochmoor	5	2	1	0,07	0
68	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Moorwald	5	2,5	2,5	10,33	0,16
69	Gemäßigtes Gebirgsklima, nasser, ziemlich armer organischer Karpatenbirkenwald	5	2	3	19,19	0,29
70	zentraleuropäischer bis subkontinentaler, nasser, ziemlich armer organischer Moorbirkenwald	5	2,75	3	5,89	0,09
72	subozeanischer, nasser, mäßig nährstoffhaltiger organischer Schwarzerlenwald	5	4	3	0,23	0
73	subozeanischer, nasser, nährstoffkräftiger organischer Schwarzerlenwald	5	5	3,3	8,94	0,13
75	subozeanischer, überflutungsfeuchter, nährstoffkräftiger organischer Traubenkirschen-Eschenwald	5	5	4	*NV	*NV

Anhang A6.8: Vergleich der ANOEST-Klassifikationen nach unterschiedlicher räumlicher Datengrundlage

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
1	C4-8o-T3	**68**	C2-6d-Ta1L	**78**	1	1	4
2	C4-8o-T3	**68**	C3-7n-C1	**78**	0	0	0
3	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	1	1	4
4	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
5	C3-7n-C1	**34**	C4-6d-Ta1N	**78**	1	0	0
6	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
7	C4-8o-T3	**68**	C3-7n-C1	**78**	0	0	0
8	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	1	0	0
9	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
10	C4-8o-T3	**68**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
11	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
12	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
13	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
14	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
15	C4-6d-Ta1N	**77**	C2-6d-Ta1L	**78**	1	1	4
16	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
17	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
18	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
19	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
20	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
21	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
22	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
23	C4-6d-Ta1N	**77**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
24	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**78**	0	0	0
25	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
26	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
27	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	1	1	4
28	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**78**	0	0	0
29	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
30	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
31	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
32	C4-8o-T3	**68**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
33	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
34	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
35	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
36	C2-6d-Ta1L	**78**	C3-7n-C1	**78**	0	0	0
37	C4-8o-T3	**68**	C3-7n-C1	**78**	0	0	0
38	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**78**	0	0	0
39	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**78**	0	0	0
40	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
41	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
42	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
43	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
44	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**78**	0	0	0
45	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**34**	1	1	4
46	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**34**	1	1	4
47	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
48	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
49	C4-8o-T3	**68**	C2-6d-Ta1L	**34**	1	1	4
50	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
51	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
52	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
53	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**34**	0	0	0
54	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
55	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
56	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
57	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
58	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
59	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
60	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**34**	0	0	0

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
61	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
62	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
63	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**34**	0	0	0
64	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**34**	0	0	0
65	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**77**	0	0	0
66	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**77**	0	0	0
67	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**77**	1	0	0
68	C4-6d-Ta1N	**77**	C4-6d-Ta1N	**77**	0	0	0
69	C2-6d-Ta1L	**78**	C2-6d-Ta1L	**77**	0	0	0
70	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**77**	0	0	0
71	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**77**	0	0	0
72	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**77**	0	0	0
73	C3-7n-C1	**34**	C2-6d-Ta1L	**77**	0	0	0
74	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
75	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
76	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
77	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
78	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
79	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
80	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
81	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
82	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
83	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
84	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
85	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
86	C3-7n-C1	**34**	C3-7n-C1	**77**	0	0	0
87	Eg-7g-C1	**36**	Ed-4n-c2	**28**	2	0	1
88	Ed-2n-B1	**3**	Ed-3/4n-b1	**28**	2	0	1
89	Ed-2n-B1	**3**	Ed-3/4n-b1	**16**	3	0	1
90	Ed-2n-B1	**3**	Ed-3/4n-b1	**6**	0	0	0
91	Ed-2n-B1	**3**	Ed-3/4n-b1	**24**	1	1	3

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
92	Eb-4n-C2	**24**	Ebc-4n-c1	**24**	1	1	3
93	D2-6d-C2	**31**	Dg-5n-c2	**24**	1	1	3
94	D2-6d-C2	**31**	Dg-5n-c2	**24**	0	0	0
95	Eb-4n-B2	**14**	Ebc-4n-c1	**24**	1	1	3
96	Ebc-4n-c2	**20**	Ed-4n-c2	**24**	0	0	0
97	Ebc-4n-c2	**20**	Ed-4n-c2	**24**	1	3	0
98	Eg-7g-C1	**36**	Eg-7ü-T5	**24**	1	2	0
99	Eg-7ü-T5	**75**	Ed-4n-c2	**24**	1	3	0
100	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**44**	2	1	1
101	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**44**	0	1	0
102	Eg-7g-E1	**59**	Eg-7ü-T5	**44**	0	1	0
103	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3/4n-b1	**44**	2	1	1
104	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3/4n-b1	**44**	1	1	0
105	Eg-7g-D1	**48**	Eg-7ü-T5	**44**	3	1	3
106	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3/4n-b1	**44**	0	1	0
107	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3n-B2	**44**	3	2	3
108	Ec-4n-C2	**25**	Ed-3n-B2	**44**	1	1	1
109	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-8o-T5	**44**	0	0	0
110	Ed-2n-B1	**3**	Ed-3/4n-b1	**44**	3	2	3
111	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3n-B2	**44**	0	0	0
112	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**44**	0	0	0
113	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**44**	0	1	0
114	Eg-5n-b1	**8**	Ebc-4n-c1	**44**	0	1	1
115	Eg-7g-D1	**48**	Eg-8o-T5	**44**	0	1	0
116	Eg-7o-T5	**73**	Eg-8o-T5	**44**	2	1	1
117	Eg-7g-C1	**36**	Eg-8o-T5	**44**	0	1	1
118	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**44**	0	1	0
119	Eg-7g-C1	**36**	Eg-8o-T5	**44**	1	0	1
120	Eg-7g-D1	**48**	Eg-7ü-T5	**44**	2	1	1
121	Ebc-4n-c2	**20**	Ebc-4n-c1	**44**	0	1	1
122	Ec-4n-D1a	**41**	Ed-4n-c2	**44**	1	2	4

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
123	Ec-4n-D1a	**41**	Eg-7g-E1	**44**	0	0	0
124	Ec-4n-D1a	**41**	Ebc-4n-c1	**44**	0	0	0
125	Ec-4n-D1a	**41**	Eg-7g-E1	**44**	0	1	1
126	Ec-4n-D1a	**41**	Ed-4n-c2	**44**	0	1	1
127	Ec-4n-D1a	**41**	Ebc-4n-c1	**44**	1	0	1
128	Ec-4n-D1a	**41**	Eg-7g-E1	**44**	0	0	0
129	Ec-4n-D1a	**41**	Ebc-4n-c1	**44**	0	0	0
130	Eb-4n-C2	**24**	Ec-4n-C2	**44**	2	1	1
131	Eg-7g-E1	**59**	Eg-7ü-T5	**44**	2	1	1
132	Ec-4n-D1a	**41**	Ec-4n-C2	**44**	0	1	0
133	Ec-4n-D1a	**41**	Ed-4n-c2	**44**	0	0	0
134	Eg-7g-D1	**48**	Eg-7ü-T5	**44**	1	1	1
135	Eg-7g-C1	**36**	Eg-8o-T5	**44**	3	2	3
136	Eg-7o-T5	**73**	Eg-8o-T5	**44**	0	0	0
137	Eg-7g-C1	**36**	Eg-8o-T5	**16**	0	0	0
138	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**16**	1	0	2
139	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**47**	1	0	1
140	Eb-4n-C2	**24**	Ec-4n-C2	**47**	1	0	2
141	Eg-7m-b1	**11**	Eg-7ü-T5	**47**	3	3	3
142	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**47**	3	0	3
143	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**47**	0	1	0
144	Eb-4n-B2	**14**	Ec-4n-D1	**47**	0	1	0
145	Ec-4n-C2	**25**	Ec-4n-D1	**47**	0	1	0
146	Ed-3n-B2	**12**	Ebc-3n-c2	**18**	4	0	0
147	Ed-3n-C2	**19**	Ed-3n-B2	**18**	4	0	1
148	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3n-B2	**18**	4	2	2
149	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3n-B2	**20**	3	1	2
150	Ed-3n-C2	**19**	Ed-3n-B2	**20**	4	0	1
151	Ec-3n-B2	**12**	Ed-3/4n-b1	**20**	0	0	0
152	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3n-B2	**20**	0	0	0
153	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3n-B2	**20**	0	0	0

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
154	Ed-3n-B2	**12**	Ed-3n-B2	**20**	0	1	0
155	Ec-3n-C1	**19**	Ed-4n-C2	**20**	4	2	2
156	Ec-4n-D1a	**41**	Ed-4n-C2	**20**	4	2	2
157	Ebc-3n-a2	**#NV**	Ec-2n-b1	**20**	4	2	2
158	Ed-2n-A2	**3**	Ec-2n-b1	**20**	4	1	0
159	Ec-3n-B2	**12**	Ed-4n-c2	**20**	4	3	1
160	Eb-5n-c1	**20**	Ec-4n-C2	**20**	4	1	1
161	Ec-3n-B2	**12**	Ebc-4n-c1	**20**	4	1	0
162	Ec-4n-D1a	**41**	Ebc-4n-c2	**20**	4	1	0
163	Eg-7o-T5	**73**	Ec-4n-C2	**20**	3	1	1
164	Eb-4n-B2	**14**	Eg-8o-T5	**20**	3	1	1
165	Eg-7g-E1	**59**	Eg-7g-C1	**20**	4	0	1
166	Eb-4n-C2	**24**	Ec-4n-C2	**20**	0	3	0
167	Eg-7g-C1	**36**	Ebc-4n-c1	**20**	4	1	0
168	Eg-7g-C1	**36**	Ec-4n-C2	**20**	4	2	2
169	Ec-4n-D1a	**41**	Ec-4n-C2	**20**	0	0	0
170	Eg-7g-C1	**36**	Eg-7g-C1	**20**	0	0	0
171	Eg-7g-C1	**36**	Eg-7g-C1	**20**	0	0	0
172	Ec-5n-E1	**55**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
173	Eg-7g-C1	**36**	Eg-7g-C1	**20**	0	0	0
174	Ec-3n-C1	**19**	Ebc-4n-c1	**20**	1	3	0
175	Eg-7m-b1	**11**	Eg-7m-B2	**20**	0	0	0
176	Eg-7g-D1	**48**	Eb-7n-D1	**20**	0	0	0
177	Eg-7g-C1	**36**	Eb-7n-D1	**20**	1	1	2
178	Eg-7g-C1	**36**	Eb-7n-B2	**20**	0	0	0
179	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
180	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	0	0	0
181	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	1	2
182	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	1	2
183	Eg-7m-b1	**11**	Eg-7ü-T5	**20**	0	0	0
184	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	0	0	0

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
185	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	0	0	0
186	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
187	Eg-7g-E1	**59**	Eg-7ü-T5	**20**	0	3	0
188	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	0	3	0
189	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
190	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
191	Eg-7g-C1	**36**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
192	Eg-5n-b1	**8**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
193	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	3	0
194	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	0	0	0
195	Eg-5n-b1	**8**	Eg-7ü-T5	**20**	3	1	1
196	Ec-3n-B2	**12**	Ebc-4n-c1	**20**	3	1	1
197	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	3	1	1
198	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	0	0	0
199	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	4	1	2
200	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	1	0	2
201	Eg-7g-E1	**59**	Eg-7ü-T5	**20**	1	0	2
202	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	3	0	2
203	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7ü-T5	**20**	0	1	0
204	Ed-3n-B2	**12**	Ebc-4n-c1	**20**	0	2	0
205	Ec-4n-D1a	**41**	Ec-4n-D1	**20**	0	1	0
206	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c2	**20**	0	1	0
207	Ebc-3n-a2	**#NV**	Eg-8o-T5	**20**	0	2	0
208	Eb-5n-D1a	**44**	Eg-8o-T5	**20**	1	0	2
209	Eg-7m-b1	**11**	Ed-3/4n-b1	**20**	0	1	0
210	Ed-3/4n-b1	**13**	Ebc-4n-c1	**20**	1	2	0
211	Ed-3/4n-b1	**13**	Ebc-4n-c1	**20**	0	0	0
212	Eg-7g-D1	**48**	Eg-7ü-T5	**20**	1	0	2
213	Eg-5n-c2	**28**	Eb-5n-D1	**20**	1	0	2
214	Eb-7n-D1	**47**	Eb-5n-D1	**20**	0	1	0
215	Eb-7n-D1	**47**	Eb-5n-D1	**20**	4	3	1

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
216	Eg-5n-c2	**28**	Eb-5n-D1	**20**	0	1	0
217	Eg-7g-E1	**59**	Eb-5n-D1	**20**	0	1	0
218	Eg-7m-b1	**11**	Eb-5n-D1	**20**	0	1	0
219	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c2	**20**	0	1	0
220	Eb-4n-B2	**14**	Ebc-4n-c1	**20**	1	0	2
221	Eg-7m-b1	**11**	Ebc-4n-c1	**20**	0	0	0
222	Eb-7n-D1	**47**	Eb-5n-D1	**20**	4	1	2
223	Eb-7n-D1	**47**	Eg-7o-T5	**20**	1	2	0
224	Eb-7n-D1	**47**	Eg-7o-T5	**20**	1	2	0
225	Eb-7n-D1	**47**	Eb-7n-B2	**20**	1	2	0
226	Eb-4n-C2	**24**	Ebc-4n-c2	**20**	0	0	0
227	Ed-3n-B2	**12**	Ebc-4n-c1	**20**	0	0	0
228	Eg-5n-b1	**8**	Eb-5n-D1	**1**			
229	Eb-4n-B2	**14**	Eb-4n-C2	**1**	3	0	0
230	Eb-4n-B2	**14**	Eb-4n-C2	**25**	1	0	0
231	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**25**	0	1	0
232	Eb-4n-B2	**14**	Eb-4n-C2	**25**	1	0	0
233	Ec-4n-C2	**25**	Eb-5n-D1	**25**	4	1	2
234	Ec-4n-D1a	**41**	Ebc-4n-c1	**25**	0	3	0
235	Eg-7g-C1	**36**	Eg-8o-T5	**25**	1	0	0
236	Ec-4n-D1a	**41**	Ec-4n-C2	**25**	0	2	1
237	Eg-5n-c2	**28**	Eg-8o-T5	**25**	0	1	0
238	Eb-5n-D1	**44**	Eb-5n-D1	**25**	0	1	0
239	Eg-7m-b1	**11**	Ebc-4n-c2	**41**	0	2	4
240	Eg-5n-b1	**8**	Eb-5n-D1	**41**	0	1	1
241	Ec-3n-C1	**19**	Ebc-3n-c2	**41**	0	0	1
242	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**41**	1	0	0
243	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**41**	1	0	0
244	Eb-5n-D1	**44**	Eb-5n-D1	**41**	1	0	0
245	Eb-5n-D1	**44**	Eb-5n-D1	**41**	0	1	0
246	Eg-5n-b1	**8**	Eg-8o-T5	**41**	0	2	1

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
247	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7m-E2	**41**	0	2	1
248	Ec-4n-C2	**25**	Ebc-3n-c2	**41**	0	1	0
249	Eg-7ü-T5	**75**	Eg-7m-E2	**41**	1	0	0
250	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**41**	1	0	0
251	Eg-7o-T5	**73**	Ed-4n-c2	**41**	1	0	0
252	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**41**	3	1	1
253	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**41**	3	1	1
254	Eg-7m-b1	**11**	Ebc-4n-c2	**41**	3	1	1
255	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**41**	1	0	0
256	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**41**	1	0	0
257	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c2	**41**	1	0	0
258	Ec-3n-C1	**19**	Ed-3n-B2	**41**	0	0	1
259	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c1	**13**	0	0	0
260	Eg-5n-b1	**8**	Ebc-4n-c1	**13**	0	0	0
261	Ebc-7m-b1	**9**	Eg-8o-T5	**13**	0	0	0
262	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c1	**13**	0	0	0
263	Eb-4n-C2	**24**	Eb-4n-C2	**13**	1	0	1
264	Eb-4n-B2	**14**	Eb-4n-C2	**13**	1	0	1
265	Eb-4n-C2	**24**	Eb-4n-C2	**13**	1	0	1
266	Eg-5n-b1	**8**	Ebc-4n-c1	**13**	0	0	0
267	Eg-7o-T5	**73**	Eb-4n-C2	**13**	1	0	1
268	Eg-5n-b1	**8**	Ebc-4n-c1	**13**	3	4	1
269	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c1	**12**	0	0	0
270	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**12**	0	2	2
271	Eg-7g-D1	**48**	Eb-4n-C2	**12**	0	0	0
272	Ebc-7m-b2	**10**	Ebc-4n-c1	**12**	0	0	1
273	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**12**	0	0	0
274	Eg-7g-E1	**59**	Ec-4n-D1	**12**	0	0	0
275	Eg-7o-T5	**73**	Ec-4n-D1	**12**	0	0	1
276	Eg-7o-T5	**73**	Ec-4n-D1	**12**	0	0	0
277	Eg-7g-E1	**59**	Ec-4n-D1	**12**	0	0	0

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
278	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**12**	0	0	0
279	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**12**	0	0	1
280	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**21**	3	2	1
281	Eg-5n-c2	**28**	Ec-4n-D1	**21**	1	0	0
282	Eg-5n-c2	**28**	Ec-4n-D1	**21**	1	0	0
283	Eg-5n-c2	**28**	Ec-4n-D1	**21**	3	2	2
284	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**21**	3	1	2
285	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**21**	3	1	2
286	Ec-5n-E1	**55**	Ec-4n-D1	**21**	3	1	2
287	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**26**	3	2	1
288	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c1	**26**	3	1	2
289	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c1	**21**	3	2	0
290	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**21**	3	3	2
291	Eg-5n-b1	**8**	Ebc-4n-c1	**70**	3	1	0
292	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**70**	4	1	0
293	Eg-5n-b1	**8**	Ebc-4n-c1	**28**	3	0	0
294	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c2	**28**	0	0	0
295	Ebc-4n-c2	**20**	Ebc-4n-c2	**46**	2	1	1
296	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c2	**36**	0	0	2
297	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c2	**36**	0	0	0
298	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**36**	0	0	0
299	Eb-7n-D1	**47**	Eb-5n-D1	**36**	0	0	0
300	Eg-8o-T4	**72**	Ebc-4n-c2	**59**	0	1	1
301	Eb-4n-C2	**24**	Eb-5n-D1	**59**	0	1	1
302	Eb-7n-D1	**47**	Eb-5n-D1	**59**	0	1	1
303	Eg-5n-c2	**28**	Eb-5n-D1	**11**	1	0	0
304	Eb-4n-C2	**24**	Eb-5n-D1	**16**	4	0	1,5
305	Eg-5n-b1	**8**	Ebc-4n-c2	**16**	4	0	1,5
306	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**65**	0	0	0
307	Eb-7n-D1	**47**	Eb-5n-D1	**65**	0	0	0
308	Ec-4n-D1a	**41**	Ec-4n-D1	**73**	1	1	1

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
309	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**73**	1	1	1
310	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	1
311	Ec-4n-D1a	**41**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
312	Eg-5n-c2	**28**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	0
313	Eg-5n-c2	**28**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	1
314	Eb-4n-C2	**24**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
315	Eb-4n-B2	**14**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
316	Ec-5n-E1	**55**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
317	Ebc-4n-c2	**20**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	1
318	Ec-5n-E1	**55**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
319	Eb-4n-C2	**24**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
320	Eb-4n-C2	**24**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
321	Ec-4n-D1a	**41**	Eb-5n-D1	**75**	4	0	2
322	Eb-5n-D1	**44**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
323	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c1	**75**	0	0	0
324	Eg-7m-b1	**11**	Ebc-4n-c1	**75**	1	1	1
325	Eg-7m-b1	**11**	Ebc-4n-c1	**75**	0	0	0
326	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c1	**75**	0	0	0
327	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c1	**75**	0	0	0
328	Ebc-7m-b2	**10**	Ebc-4n-c1	**75**	0	0	0
329	Ebc-7m-b2	**10**	Ebc-4n-c1	**75**	4	0	2
330	Ec-4n-D1a	**41**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	0
331	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c1	**75**	0	0	0
332	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	0
333	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	1
334	Ebc-7m-b1	**9**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	0
335	Ebc-4n-c2	**20**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	0
336	Ebc-4n-c2	**20**	Ebc-4n-c2	**75**	0	0	0
337	Eb-5n-D1a	**44**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	1
338	Eg-5n-c2	**28**	Eb-5n-D1	**75**	4	3	2
339	Eg-5n-c2	**28**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0

Aufnahme-ID	ANOEST-Klassifikation nach Punktdaten (W.I.E.-Datenbank)	Cluster-ID	ANOEST-Klassifikation der ANOEST-Karte Deutschlands	Cluster-ID	Lebensraumfunktion (Spannweite)	Kohlenstoffspeicherfunktion (Spannweite)	Biomasse-Primärproduktion (Spannweite)
340	Eb-7n-D1	**47**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
341	Eb-5n-D1a	**44**	Eb-5n-D1	**75**	4	3	2
342	Ec-4n-C2	**25**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
343	Eg-5n-b1	**8**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
344	Eb-5n-D1a	**44**	Eb-5n-D1	**75**	0	0	0
345	Eg-5n-b1	**8**	Eb-7n-D1	**75**	0	0	0
346	Ec-4n-C2	**25**	Eg-5n-c2	**75**	0	0	1
347	Eg-7m-b1	**11**	Eb-7n-D1	**75**	0	0	0
348	Eg-5n-c2	**28**	Eg-5n-c2	**75**	0	0	0
349	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**75**	0	0	0
350	Ed-3/4n-b1	**13**	Ebc-4n-c1	**73**	0	1	0
351	Ed-3/4n-b1	**13**	Ebc-4n-c1	**73**	0	1	0
352	Ed-3/4n-b1	**13**	Ebc-4n-c1	**73**	0	0	0
353	Eb-5n-D1a	**44**	Eb-7n-D1	**73**	0	1	1
354	Eb-5n-D1a	**44**	Eb-7n-D1	**73**	0	1	1
355	Eb-5n-D1a	**44**	Eb-7n-D1	**73**	0	1	1
356	Ebc-7m-b2	**10**	Ed-7o-T3	**73**	0	0	0
357	Ebc-7m-b2	**10**	Ea-7m-B2	**73**	0	1	1
358	Eg-7m-b1	**11**	Ed-7o-T3	**73**	0	4	3
359	Eg-7o-T5	**73**	Eb-4n-C2	**73**	#NV	#NV	#NV
360	Eb-5n-c1	**20**	Ebc-4n-c1	**73**	1	2	1
361	Eg-7m-b1	**11**	Eg-7m-B2	**73**	0	1	1
362	Ebc-7m-b1	**9**	Eg-7m-b1	**73**	3	3	0
363	Ebc-7m-b2	**10**	Eg-5n-d1	**73**	4	4	2
	Eb-4n-B2	**14**	Eb-4n-A1	**73**	3	1	2

Anhang A6.9: Einzelkriterien- und Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST als Lebensraum

ANOEST Wald und Forsten		Naturnähe	rel. Artenvielfalt Flora	Habitatseignung für Fauna	Schutzbedürftigkeit	Wiederherstellbarkeit	Maturität	Stellung im Biotopverbund	Gesamtbewertung
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	5	3	4	5	3	3	3	4
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	5	5	4	4	3	4	3	4
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	5	3	2	5	3	4	3	3
Ebcd-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	3	3	2	5	3	3	3	3
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	2	2	2	5	3	2	1	2
Ebc-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	1	1	2	0	3	2	1	1
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	5	5	4	5	3	4	3	5
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	5	5	4	4	4	4	3	5
Dg-6d-c1	Rohhumus-Fichten-Hochbergforst	3	3	2	0	3	3	3	2
Ebc-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	2	2	2	1	3	2	3	2
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eb-4n-B2	Rohhumus-Kiefern-Buchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Ebc-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst	3	3	2	0	3	3	1	2
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	3	3	2	0	3	3	1	2
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	3	3	3	0	3	3	3	3
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	5	5	4	4	4	4	3	5
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5

ANOEST Wald und Forsten		Naturnähe	rel. Artenvielfalt Flora	Habitatseignung für Fauna	Schutzbedürftigkeit	Wiederherstellbarkeit	Maturität	Stellung im Biotopverbund	Gesamtbewertung
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenbergforst	1	1	2	0	3	2	1	1
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	2	2	2	0	3	2	3	2
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	3	3	2	2	3	3	3	3
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	5	5	4	4	4	4	3	5
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	5	5	3	5	3	4	3	4
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	2	1	2	0	3	2	3	1
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	1	2	0	3	2	1	1
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Ec-4n-C2	Moder-Traubeneichen-Buchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	2	1	2	0	3	2	1	1
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	4	3	5	4	4	3	4
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	2	1	2	0	3	2	1	1
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Buchenwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	2	2	2	0	3	3	1	2
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	1	1	2	0	3	2	1	1
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	2	1	2	0	3	2	1	1
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	2	2	2	0	3	2	1	2
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	5	5	3	5	3	4	3	4
Ebc-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	3	3	2	0	3	3	3	2
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	3	3	2	1	3	4	3	3
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Ec-5n-D1	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5

ANOEST Wald und Forsten		Naturnähe	rel. Artenvielfalt Flora	Habitatseignung für Fauna	Schutzbedürftigkeit	Wiederherstellbarkeit	Maturität	Stellung im Biotopverbund	Gesamtbewertung
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	5	5	3	5	4	4	3	4
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	5	5	3	5	4	4	3	4
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	5	4	3	5	4	4	3	4
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Ea-7m-B2	(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Ea-5n-c2	Atlantischer Moder-Kiefernforst	2	2	2	0	3	2	1	2
Ea-7m-b1	Atlantischer Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	3	2	2	0	3	3	3	2
Ea-5n-c1	Atlantischer Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	1	2	0	3	2	1	1
Dg-7z-D1	Bergahorn-Eschenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	5	5	4	5	4	4	5	5
Cg-9-T2	Bergland-Hochmoor	5	5	4	5	5	4	3	5
Eg-5r-E1	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	5	5	4	5	4	4	3	5
D1-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eg-5n-d1	Braunmull-Eichenforst	3	4	3	4	4	3	3	4
Eg-4w-D1	Braunmull-Eichen-Wechseltrockenwald	5	5	4	4	4	4	3	5
C2-6d-D1	Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	3	4	5	4	4	3	4
D2-6d-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
D2-7n-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	5	4	3	5	4	4	3	4
Ed-4n-D1	Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eg-8z-T5	Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	5	5	4	5	3	4	5	5
Eg-7wü-E1	Eschen-Feldulmen-Auenwald	5	5	4	5	4	4	5	5
Eg-7ü2-E1	Fahlweiden-Auenwald	5	5	4	5	3	4	5	5
Ee-2r-D1	Felsahorn-Traubeneichen-Felstrockenwald	5	5	4	5	4	4	3	5

ANOEST Wald und Forsten		Naturnähe	rel. Artenvielfalt Flora	Habitatseignung für Fauna	Schutzbedürftigkeit	Wiederherstellbarkeit	Maturität	Stellung im Biotopverbund	Gesamtbewertung
Eg-7wü-D1	Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	5	5	4	5	4	4	5	5
Dg-7ü-T5	Grauerlen-Bergauenwald	5	5	4	5	3	4	5	5
Eb-4n-A1	Hager-Sand-Buchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Bg-6d-Ta1N	Kalk-Latschen-Krummholz	5	5	3	5	4	4	3	4
Eg-3r-E2	Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Cg-7o-T3	Karpatenbirken-Feuchtwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Eg-3r-C3	Kiefern-Alpentalwald	5	5	3	4	3	4	3	4
Ed-7m-B1	Kiefern-Fichten-Feuchtwald	5	4	4	4	3	4	3	4
Ed-7o-T3	Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	5	5	4	5	3	4	3	5
En-2r-A2	Küstendünen-Sand-Kiefernwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Ec-4r-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
C1-6d-C2	Moder-Buchen-Hochbergwald	5	4	4	5	4	4	3	4
Dg-5n-c2?	Moder-Douglasien-Bergforst	1	1	3	0	3	2	3	2
Eg-7n-c2	Moder-Eichen-Feuchtforst	4	4	3	4	4	4	3	4
Eg-5n-c1	Moder-Eichenforst	4	4	3	4	4	4	3	4
Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	5	5	3	5	4	4	3	4
D2-7n-C2	Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
D2-7s-C2	Moder-Tannen-Feuchtbergwald	3	3	2	4	3	3	3	3
Ed-4n-C2	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eg-7o-T3	Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Eg-8o-T3	Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	5	5	4	5	3	4	3	5
C1-6d-E1	Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
D1-7n-E1	Mull-Buchen-Feuchtbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eg-4w-E1	Mull-Eichen-Wechseltrockenwald	5	5	4	4	4	4	3	5
Eb-7n-E2	Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eg-7m-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Eg-7z-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
D1-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchen-Bergwald	5	5	3	5	4	4	3	4

ANOEST Wald und Forsten		Naturnähe	rel. Artenvielfalt Flora	Habitatseignung für Fauna	Schutzbedürftigkeit	Wiederherstellbarkeit	Maturität	Stellung im Biotopverbund	Gesamtbewertung
D2-6d-E1	Mull-Tannen-Buchen-Bergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
D2-7n-E1	Mull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Ed-4n-E1	Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
C2-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	5	4	4	3	4
Eg-4n-b1	Rohhumus-Lärchenforst	1	1	2	0	4	2	1	1
Eb-7n-B2	Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
D2-7s-B2	Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	3	5	3	5	3	3	3	4
Dg-8z-T5	Schwarzerlen-Bergauenwald	5	5	4	5	3	4	5	5
Eg-7m-D1	Schwarzerlen-Hainbuchenwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Eg-7m-T4	Schwarzerlen-Stieleichen-Feuchtwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Bg-7o-T3	Spirken-Moorwald	5	5	4	5	3	4	3	5
Eg-7m-B2	Stieleichen-Feuchtwald	5	5	4	4	4	4	3	5
Ed-3n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	1	1	2	0	3	2	1	1
Ed-4n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	1	1	2	0	3	2	1	1
Eg-9-T1	Tiefland-Hochmoor	5	5	4	5	5	4	3	5
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	5	5	4	5	4	4	3	5
Ed-4r-E1	Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	5	5	4	5	4	4	3	5

Anhang A6.10: Einzelkriterien- und Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST zur Kohlenstoff-Speicherung im Boden

ANOEST			Streumasseproduktion			Einflussfaktoren auf die Destruentenaktivität					
		Tongehalt	max. Streumasseproduktivität	Ertragspotenzial d. Bodens	Teilsumme (relat. Streumasseproduktion)	pH(H2O)im Oh	Klima	Bodenwassergehalt	Zersetzungszeit	Teilsumme (Einfluss auf Destruenten	Gesamtbewertung
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	5	1	3	0,5	3	5	2	3	3,25	2,3
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	0	1	1	0	1	3	1	3	2,00	0,5
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	0	1	1	0	1	3	1	3	2,00	0,5
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	0	3	1	0	1	2	5	3	2,75	0,7
Ebcd-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	0	1	1	0	1	2	2	3	2,00	0,5
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	0	1	1	0	1	4	1	3	2,25	0,6
Ebc-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	3	1	3	0,5	3	5	2	3	3,25	1,8
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	4	5	4	3,75	4	5	5	1	3,75	3,8
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	1	4	2	1	2	2	5	3	3,00	1,5
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	1	5	2	1,25	2	5	2	3	3,00	1,6
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	1	1	2	0,25	2	3	2	3	2,50	1,0
Dg-6d-c1	Rohhumus-Fichten-Hochbergforst	2	3	2	0,75	2	3	5	3	3,25	1,7
Ebc-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	1	1	4	0,75	1	5	4	3	3,25	1,4
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	2	3	3	1,5	3	2	4	3	3,00	2,0
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	1	3	2	0,75	2	2	5	3	3,00	1,4
Eb-4n-B2	Rohhumus-Kiefern-Buchenwald	1	1	2	0,25	2	5	3	3	3,25	1,2
Ebc-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst	0	1	1	0	1	5	3	3	3,00	0,8
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	3	3	3	1,5	3	2	5	3	3,25	2,3
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	5	5	5	5	5	5	5	1	4,00	4,8
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	2	1	3	0,5	2	3	3	3	2,75	1,4

ANOEST			Streumassepr oduktion			Einflussfaktoren auf die Destruentenaktivität					
		Tongehalt	max. Streumasseproduktivität	Ertragspotenzial d. Bodens	Teilsumme (relat. Streumasseproduktion)	pH(H2O)im Oh	Klima	Bodenwassergehalt	Zersetzungszeit	Teilsumme (Einfluss auf Destruenten	Gesamtbewertung
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	0	1	1	0	1	3	2	3	2,25	0,6
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	2	5	3	2,5	3	4	2	3	3,00	2,5
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	2	5	3	2,5	3	5	4	3	3,75	2,7
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	5	5	5	5	5	5	3	3	4,00	4,8
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenbergforst	0	3	1	0	1	5	4	3	3,25	0,8
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	0	1	1	0	1	5	4	3	3,25	0,8
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	2	3	3	1,5	3	4	4	3	3,50	2,1
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	2	1	3	0,5	3	3	2	3	2,75	1,4
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	2	3	2	0,75	2	2	5	3	3,00	1,6
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	2	1	3	0,5	3	5	4	3	3,75	1,7
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	1	3	0,5	3	5	3	3	3,50	1,6
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	3	5	4	3,75	4	5	4	3	4,00	3,6
Ec-4n-C2	Moder-Traubeneichen-Buchenwald	2	5	3	2,5	3	4	3	3	3,25	2,6
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	5	3	3	1,5	3	5	4	3	3,75	2,9
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	2	3	3	1,5	3	2	5	3	3,25	2,1
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	2	1	3	0,5	3	5	3	3	3,50	1,6
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Buchenwald	2	5	3	2,5	3	5	3	3	3,50	2,6
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	3	5	4	3,75	4	4	3	3	3,50	3,5
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	4	3	5	3	3	2	5	3	3,25	3,3
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	2	3	3	1,5	3	4	4	3	3,50	2,1
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	2	3	3	1,5	3	5	4	3	3,75	2,2
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	0	3	1	0	1	4	4	3	3,00	0,8
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	3	3	3	1,5	3	4	4	3	3,50	2,4
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	5	5	5	5	5	5	4	1	3,75	4,7

ANOEST			Streumassepr oduktion			Einflussfaktoren auf die Destruentenaktivität					
		Tongehalt	max. Streumasseproduktivität	Ertragspotenzial d. Bodens	Teilsumme (relat. Streumasseproduktion)	pH(H2O)im Oh	Klima	Bodenwassergehalt	Zersetzungszeit	Teilsumme (Einfluss auf Destruenten	Gesamtbewertung
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	4	4	5	4	5	5	4	2	4,00	4,0
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	4	5	5	5	5	4	4	3	4,00	4,5
Ebc-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	2	1	4	0,75	2	5	4	3	3,50	1,8
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	0	3	4	2,25	1	5	4	3	3,25	1,9
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	3	5	4	3,75	4	4	5	3	4,00	3,6
Ec-5n-D1	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	3	5	4	3,75	4	4	4	3	3,75	3,6
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	4	5	5	5	5	4	5	3	4,25	4,6
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	5	5	5	5	5	5	4	3	4,25	4,8
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	3	5	4	3,75	4	5	4	3	4,00	3,6
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	2	5	3	2,5	3	4	4	3	3,50	2,6
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	2	5	3	2,5	3	5	4	3	3,75	2,7
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	2	5	3	2,5	3	4	5	3	3,75	2,7
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	5	5	5	5	5	5	4	3	4,25	4,8
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	5	5	5	5	5	5	4	1	3,75	4,7
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	3	5	4	3,75	4	5	4	3	4,00	3,6
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	3	5	4	3,75	4	5	4	3	4,00	3,6
Ea-7m-B2	(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	1	5	2	1,25	2	5	4	3	3,50	1,8
Ea-5n-c2	Atlantischer Moder-Kiefernforst	2	1	3	0,5	3	5	4	3	3,75	1,7
Ea-7m-b1	Atlantischer Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	0	1	1	0	1	5	4	3	3,25	0,8
Ea-5n-c1	Atlantischer Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	1	3	0,5	3	5	4	3	3,75	1,7
Dg-7z-D1	Bergahorn-Eschenwald	3	5	4	3,75	4	4	4	1	3,25	3,4
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	3	5	4	3,75	4	4	5	1	3,50	3,5
Cg-9-T2	Bergland-Hochmoor	2	5	2	1,25	2	2	5	5	3,50	2,0
Eg-5r-E1	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	4	4	5	4	5	5	4	1	3,75	3,9
D1-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	3	5	4	3,75	4	4	4	3	3,75	3,6

ANOEST			Streumassepr oduktion			Einflussfaktoren auf die Destruentenaktivität					
		Tongehalt	max. Streumasseproduktivität	Ertragspotenzial d. Bodens	Teilsumme (relat. Streumasseproduktion)	pH(H2O)im Oh	Klima	Bodenwassergehalt	Zersetzungszeit	Teilsumme (Einfluss auf Destruenten	Gesamtbewertung
Eg-5n-d1	Braunmull-Eichenforst	3	5	4	3,75	4	5	4	3	4,00	3,6
Eg-4w-D1	Braunmull-Eichen-Wechseltrockenwald	3	5	4	3,75	4	5	3	3	3,75	3,6
C2-6d-D1	Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	3	3	4	2,25	4	2	5	3	3,50	2,8
D2-6d-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	3	5	4	3,75	4	4	5	3	4,00	3,6
D2-7n-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	3	5	4	3,75	4	4	4	3	3,75	3,6
Ed-4n-D1	Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	3	4	4	3	4	3	3	2	3,00	3,0
Eg-8z-T5	Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	5	5	5	5	5	5	5	1	4,00	4,8
Eg-7wü-E1	Eschen-Feldulmen-Auenwald	4	5	5	5	5	5	4	1	3,75	4,4
Eg-7ü2-E1	Fahlweiden-Auenwald	4	4	5	4	4	5	4	2	3,75	3,9
Ee-2r-D1	Felsahorn-Traubeneichen-Felstrockenwald	3	5	4	3,75	4	3	1	3	2,75	3,3
Eg-7wü-D1	Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	3	5	4	3,75	4	5	4	3	4,00	3,6
Dg-7ü-T5	Grauerlen-Bergauenwald	5	4	5	4	5	4	4	2	3,75	4,2
Eb-4n-A1	Hager-Sand-Buchenwald	1	5	1	0	1	5	3	3	3,00	1,0
Bg-6d-Ta1N	Kalk-Latschen-Krummholz	2	3	2	0,75	2	1	5	3	2,75	1,6
Eg-3r-E2	Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	5	5	5	5	5	5	2	3	3,75	4,7
Cg-7o-T3	Karpatenbirken-Feuchtwald	3	4	3	2	3	2	4	2	2,75	2,4
Eg-3r-C3	Kiefern-Alpentalwald	5	3	3	1,5	3	5	2	3	3,25	2,8
Ed-7m-B1	Kiefern-Fichten-Feuchtwald	0	3	1	0	1	3	4	3	2,75	0,7
Ed-7o-T3	Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	3	4	3	2	3	3	4	5	3,75	2,7
En-2r-A2	Küstendünen-Sand-Kiefernwald	0	1	1	0	1	5	1	3	2,50	0,6
Ec-4r-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald	3	5	4	3,75	4	4	3	3	3,50	3,5
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	3	5	4	3,75	4	4	3	3	3,50	3,5

ANOEST			Streumassepr oduktion			Einflussfaktoren auf die Destruentenaktivität					
		Tongehalt	max. Streumasseproduktivität	Ertragspotenzial d. Bodens	Teilsumme (relat. Streumasseproduktion)	pH(H2O)im Oh	Klima	Bodenwassergehalt	Zersetzungszeit	Teilsumme (Einfluss auf Destruenten	Gesamtbewertung
C1-6d-C2	Moder-Buchen-Hochbergwald	2	5	3	2,5	3	2	5	3	3,25	2,6
Dg-5n-c2?	Moder-Douglasien-Bergforst	2	2	3	1	3	4	4	4	3,75	1,9
Eg-7n-c2	Moder-Eichen-Feuchtforst	2	5	3	2,5	3	5	4	3	3,75	2,7
Eg-5n-c1	Moder-Eichenforst	2	5	3	2,5	3	5	4	3	3,75	2,7
Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	2	5	3	2,5	3	5	4	3	3,75	2,7
D2-7n-C2	Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	2	5	3	2,5	3	4	4	3	3,50	2,6
D2-7s-C2	Moder-Tannen-Feuchtbergwald	2	3	3	1,5	3	4	3	3	3,25	2,1
Ed-4n-C2	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	2	4	3	2	3	3	3	2	2,75	2,2
Eg-7o-T3	Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	3	3	3	1,5	3	5	3	5	4,00	2,5
Eg-8o-T3	Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	3	3	3	1,5	3	5	5	5	4,50	2,6
C1-6d-E1	Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	4	5	5	5	5	2	5	3	3,75	4,4
D1-7n-E1	Mull-Buchen-Feuchtbergwald	4	5	5	5	5	4	4	3	4,00	4,5
Eg-4w-E1	Mull-Eichen-Wechseltrockenwald	4	5	5	5	5	5	3	3	4,00	4,5
Eb-7n-E2	Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	5	5	5	5	5	5	4	1	3,75	4,7
Eg-7m-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	5	5	5	5	5	5	4	1	3,75	4,7
Eg-7z-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	5	5	5	5	5	5	4	1	3,75	4,7
D1-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchen-Bergwald	4	5	5	5	5	4	4	3	4,00	4,5
D2-6d-E1	Mull-Tannen-Buchen-Bergwald	4	5	5	5	5	4	5	3	4,25	4,6
D2-7n-E1	Mull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	4	5	5	5	5	4	4	3	4,00	4,5
Ed-4n-E1	Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	4	4	5	4	5	3	3	2	3,25	3,8
C2-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	1	3	2	0,75	2	2	5	3	3,00	1,4
Eg-4n-b1	Rohhumus-Lärchenforst	0	2	1	0	1	5	3	5	3,50	0,9
Eb-7n-B2	Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	1	5	2	1,25	2	5	4	3	3,50	1,8
D2-7s-B2	Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	1	3	2	0,75	2	4	3	3	3,00	1,4
Dg-8z-T5	Schwarzerlen-Bergauenwald	5	5	5	5	5	4	4	1	3,50	4,6
Eg-7m-D1	Schwarzerlen-Hainbuchenwald	3	5	4	3,75	4	5	4	1	3,50	3,5
Eg-7m-T4	Schwarzerlen-Stieleichen-Feuchtwald	4	5	4	3,75	4	5	4	1	3,50	3,8

ANOEST			Streumassepr oduktion			Einflussfaktoren auf die Destruentenaktivität					
		Tongehalt	max. Streumasseproduktivität	Ertragspotenzial d. Bodens	Teilsumme (relat. Streumasseproduktion)	pH(H2O)im Oh	Klima	Bodenwassergehalt	Zersetzungszeit	Teilsumme (Einfluss auf Destruenten	Gesamtbewertung
Bg-7o-T3	Spirken-Moorwald	3	1	3	0,5	3	1	3	3	2,50	1,6
Eg-7m-B2	Stieleichen-Feuchtwald	1	5	2	1,25	2	5	4	3	3,50	1,8
Ed-3n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	1	3	0,5	3	3	2	3	2,75	1,4
Ed-4n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	2	1	3	0,5	3	3	3	3	3,00	1,5
Eg-9-T1	Tiefland-Hochmoor	1	2	1	0	1	5	5	5	4,00	1,3
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	5	5	5	5	2	5	1	3	2,75	4,4
Ed-4r-E1	Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	4	4	5	4	2	3	3	1	2,25	3,6

Anhang A6.11: Einzelkriterien- und Gesamtbewertung der Leistungspotenziale der ANOEST zur Biomasseprimärproduktion (Baumholzmasse)

ANOEST		physiol. Produktivität d. Baumart	Wasserhaushalt	Nährstoffhaushalt	Bodengefüge	Klima	Gesamtbewertung
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	3	2	3	3	5	2,6
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	3	1	1	3	3	1,5
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	3	1	1	3	3	1,5
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	5	5	1	1	2	3,3
Ebcd-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	3	2	1	3	2	1,9
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	3	1	1	3	4	1,6
Ebc-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	3	2	3	3	5	2,6
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	4	2	4	3	5	2,9
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	3	5	2	1	2	3,4
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	4	2	2	3	5	2,4
Ed-3n-B2	Rohumus-Kiefern-Traubeneichenwald	4	2	2	3	3	2,3
Dg-6d-c1	Rohhumus-Fichten-Hochbergforst	5	5	2	2	3	3,8
Ebc-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	3	4	1	3	5	3,1
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	5	4	3	1	2	3,3
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	5	2	1	2	3,6
Eb-4n-B2	Rohhumus-Kiefern-Buchenwald	4	3	2	3	5	2,9
Ebc-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst	3	3	1	3	5	2,6
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	1	2	3,8
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	4	2	5	3	5	3,2
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	3	3	3	3	3	3,0
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	3	2	1	3	3	2,0
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	4	2	3	3	4	2,6
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	5	4	3	3	5	3,8
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	5	3	5	3	5	3,8
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenbergforst	5	4	1	3	5	3,3
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	3	4	1	3	5	3,1

ANOEST		physiol. Produktivität d. Baumart	Wasserhaushalt	Nährstoffhaushalt	Bodengefüge	Klima	Gesamtbewertung
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	5	4	3	2	4	3,6
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	4	2	3	3	3	2,6
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	5	5	2	1	2	3,6
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	3	4	3	3	5	3,6
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst	3	3	3	3	5	3,1
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	5	4	4	3	5	4,0
Ec-4n-C2	Moder-Traubeneichen-Buchenwald	5	3	3	3	4	3,2
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	5	4	3	3	5	3,8
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	1	2	3,8
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	3	3	3	3	5	3,1
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Buchenwald	5	3	3	3	5	3,3
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	5	3	4	3	4	3,4
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	5	2	3	1	2	2,3
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	5	4	3	2	4	3,6
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	5	4	3	3	5	3,8
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	5	4	1	2	4	3,1
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	5	4	3	2	4	3,6
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	4	3	5	3	5	3,7
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	5	4	5	3	5	4,3
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	5	4	5	3	4	4,2
Ebc-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	3	4	2	3	5	3,4
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst	5	4	1	3	5	3,3
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	5	5	4	2	4	4,3
Ec-5n-D1	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	5	4	4	3	4	3,9
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	5	5	5	2	4	4,6
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	5	4	5	3	5	4,3
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	5	4	4	3	5	4,0
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	5	4	3	2	4	3,6
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	5	4	3	3	5	3,8

ANOEST		physiol. Produktivität d. Baumart	Wasserhaushalt	Nährstoffhaushalt	Bodengefüge	Klima	Gesamtbewertung
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	5	5	3	2	4	4,1
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	5	4	5	3	5	4,3
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	4	3	5	3	5	3,7
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	5	4	4	3	5	4,0
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	5	4	4	3	5	4,0
Ea-7m-B2	(Buchen-) Stieleichen-Feuchtwald	5	4	2	3	5	3,5
Ea-5n-c2	Atlantischer Moder-Kiefernforst	3	4	3	3	5	3,6
Ea-7m-b1	Atlantischer Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	3	4	1	3	5	3,1
Ea-5n-c1	Atlantischer Rohhumusmoder-Kiefernforst	3	4	3	3	5	3,6
Dg-7z-D1	Bergahorn-Eschenwald	4	4	4	2	4	3,8
Dg-8z-D1	Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald	4	2	4	4	4	3,0
Cg-9-T2	Bergland-Hochmoor	0	1	2	1	2	1,2
Eg-5r-E1	Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald	5	4	5	3	5	4,3
D1-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtbergwald	5	4	4	2	4	3,8
Eg-5n-d1	Braunmull-Eichenforst	4	4	4	3	5	3,9
Eg-4w-D1	Braunmull-Eichen-Wechseltrockenwald	4	3	4	3	5	3,4
C2-6d-D1	Braunmull-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	5	5	4	1	2	4,1
D2-6d-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Bergwald	5	5	4	2	4	4,3
D2-7n-D1	Braunmull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	5	4	4	2	4	3,8
Ed-4n-D1	Braunmull-Winterlinden-Hainbuchenwald	5	3	4	3	3	3,4
Eg-8z-T5	Bruchweiden-Schwarzerlen-Auenwald	4	2	5	4	5	3,3
Eg-7wü-E1	Eschen-Feldulmen-Auenwald	4	4	5	4	5	4,3
Eg-7ü2-E1	Fahlweiden-Auenwald	2	3	5	4	5	3,7
Ee-2r-D1	Felsahorn-Traubeneichen-Felstrockenwald	4	1	4	3	3	2,3
Eg-7wü-D1	Flatterulmen-Stieleichen-Auenwald	4	4	4	4	5	4,1
Dg-7ü-T5	Grauerlen-Bergauenwald	4	3	5	4	4	3,8
Eb-4n-A1	Hager-Sand-Buchenwald	5	3	1	3	5	2,8
Bg-6d-Ta1N	Kalk-Latschen-Krummholz	1	5	2	1	1	3,3

ANOEST		physiol. Produktivität d. Baumart	Wasserhaushalt	Nährstoffhaushalt	Bodengefüge	Klima	Gesamtbewertung
Eg-3r-E2	Karbonatlehm-Eichen-Trockenwald	4	2	5	3	5	3,2
Cg-7o-T3	Karpatenbirken-Feuchtwald	2	3	3	1	2	2,6
Eg-3r-C3	Kiefern-Alpentalwald	3	2	3	3	5	2,6
Ed-7m-B1	Kiefern-Fichten-Feuchtwald	5	4	1	3	3	3,1
Ed-7o-T3	Kiefern-Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	3	3	3	3	3	3,0
En-2r-A2	Küstendünen-Sand-Kiefernwald	3	1	1	3	5	1,6
Ec-4r-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchen-Hangwald	5	3	4	3	4	3,4
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	5	3	4	3	4	3,4
C1-6d-C2	Moder-Buchen-Hochbergwald	5	5	3	1	2	3,8
Dg-5n-c2?	Moder-Douglasien-Bergforst	3	4	3	2	4	3,4
Eg-7n-c2	Moder-Eichen-Feuchtforst	4	4	3	3	5	3,7
Eg-5n-c1	Moder-Eichenforst	4	4	3	3	5	3,7
Ea-5n-C2	Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwald	5	4	3	3	5	3,8
D2-7n-C2	Moder-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	5	4	3	2	4	3,6
D2-7s-C2	Moder-Tannen-Feuchtbergwald	3	3	3	2	4	2,9
Ed-4n-C2	Moder-Winterlinden-Hainbuchenwald	5	3	3	3	3	3,1
Eg-7o-T3	Moorbirken-Sauer-Feuchtmoorwald	2	3	3	3	5	3,1
Eg-8o-T3	Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald	2	2	3	3	5	2,6
C1-6d-E1	Mull-Bergahorn-Buchen-Hochbergwald	5	5	5	1	2	4,3
D1-7n-E1	Mull-Buchen-Feuchtbergwald	5	4	5	2	4	4,1
Eg-4w-E1	Mull-Eichen-Wechseltrockenwald	4	3	5	3	5	3,7
Eb-7n-E2	Mull-Eschen-Buchen-Feuchtwald	5	4	5	3	5	4,3
Eg-7m-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	4	4	5	3	5	4,2
Eg-7z-E2	Mull-Eschen-Feuchtwald	4	4	5	3	5	4,2
D1-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchen-Bergwald	5	4	5	2	4	4,1
D2-6d-E1	Mull-Tannen-Buchen-Bergwald	5	5	5	2	4	4,6
D2-7n-E1	Mull-Tannen-Buchen-Feuchtbergwald	5	4	5	2	4	4,1
Ed-4n-E1	Mull-Winterlinden-Hainbuchenwald	5	3	5	3	3	3,6
C2-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Buchen-Hochbergwald	5	5	2	1	2	3,6

ANOEST		physiol. Produktivität d. Baumart	Wasserhaushalt	Nährstoffhaushalt	Bodengefüge	Klima	Gesamtbewertung
Eg-4n-b1	Rohhumus-Lärchenforst	2	3	1	3	5	2,6
Eb-7n-B2	Rohhumus-Stieleichen-Buchen-Feuchtwald	5	4	2	3	5	3,5
D2-7s-B2	Rohhumus-Tannen-Feuchtbergwald	3	3	2	2	4	2,7
Dg-8z-T5	Schwarzerlen-Bergauenwald	4	2	5	4	4	3,3
Eg-7m-D1	Schwarzerlen-Hainbuchenwald	5	4	4	3	5	4,0
Eg-7m-T4	Schwarzerlen-Stieleichen-Feuchtwald	4	4	4	3	5	3,9
Bg-7o-T3	Spirken-Moorwald	1	3	3	1	1	2,5
Eg-7m-B2	Stieleichen-Feuchtwald	4	4	2	3	5	3,4
Ed-3n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	3	2	3	3	3	2,5
Ed-4n-c1	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst	3	3	3	3	3	3,0
Eg-9-T1	Tiefland-Hochmoor	0	1	1	3	5	1,4
Eg-2r-E2	Traubeneichen-Felstrockenwald	4	1	5	3	5	2,7
Ed-4r-E1	Winterlinden-Feldulmen-Stromtal-Hangwald	5	3	5	3	3	3,6

ANHANG A7

Zu den Kapiteln 8, 9 und 11:

Kartenanhang

INHALT

Karte 1a: Wald- und Forstökosystemtypen – Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante A), Maßstab im Original 1:25.000

Karte 1b: Wald- und Forstökosystemtypen im Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante B), Maßstab im Original 1:25.000

Karte 2: Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann) 1961-2070 – Deutschland, Maßstab im Original 1:3.000.000

Karte 3a: Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann) 1961-2070 – Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante A), Maßstab im Original 1: 50.000

Karte 3b: Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann) 1961-2070 – Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante B), Maßstab im Original 1:50.000

Karte 4a: Abweichungen der Indikatoren vom Referenzzustand – Kullback-Distanz, Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung, 2007-2015, Maßstab im Original 1:25.000

Karte 4b: Abweichungen der Indikatoren vom Referenzzustand – pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis, Feuchtekennzahl, 2007-2015, Maßstab im Original 1:25.000

Karte 4c: Abweichungen der Ökosystemfunktionen vom Referenzzustand und Veränderungen der Ökosystemintegrität – Lebensraumfunktion, Nährstofffluss, Wasserfluss, 2007-2015, Maßstab im Original 1:25.000

Karte 4d: Mittlere Abweichungen der Indikatoren vom Referenzzustand – Kullback-Distanz, Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung, 2007-2015, Maßstab im Original 1:25.000

Karte 4e: Mittlere Abweichungen der Indikatoren vom Referenzzustand – pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis, Feuchtekennzahl, 2007-2015, Maßstab im Original 1:25.000

Karte 4f: Mittlere Abweichungen der Ökosystemfunktionen vom Referenzzustand und Veränderungen der Ökosystemintegrität – Lebensraumfunktion, Nährstofffluss, Wasserfluss, 2007-2015, Maßstab im Original 1:25.000

Karte 5a: Abweichungen der modellierten Feuchtekennzahl vom Referenzzustand, 1961-2070, Maßstab im Original 1:25.000

Karte 5b: Veränderungen der Abweichungen der modellierten Feuchtekennzahl vom Referenzzustand, 2010-2070, Maßstab im Original 1:25.000

Nationalpark Kellerwald-Edersee

5
3
4
6
2
1

FRANKENAU

W A L

Wald-Ökosystemtyp

- Eg-7g-C1 *Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald*
- Eg-2r-E2 *Traubeneichen-Felstrockenwald*
- Eb-5n-C2 *Moder-Buntsand-Buchenwald*
- Eb-5n-D1 *Braunmull-Buchenwald*
- Eg-5r-E1 *Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald*
- D1-6d-C2 *Moder-Buchen-Bergwald*
- D1-6d-E1 *Mull-Buchen-Bergwald*
- Dg-8z-D1 *Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald*

Forst-Ökosystemtyp

- Eg-5n-c2 *Moder-Fichtenforst*
- Eg-4n-b1 *Rohhumus-Lärchenforst*
- Eg-5n-c1 *Moder-Robinienforst*
- Dg-5n-b1 *Rohhumus-Fichtenforst*
- Dg-5n-c2 *Moder-Fichten-Bergforst*
- Eb-4n-c2 *Moder-Kiefernforst*

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Stationen 1- 6

Level II 608 (Lage bei Station 2)

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 1a: Wald- und Forstökosystemtypen - Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante A)

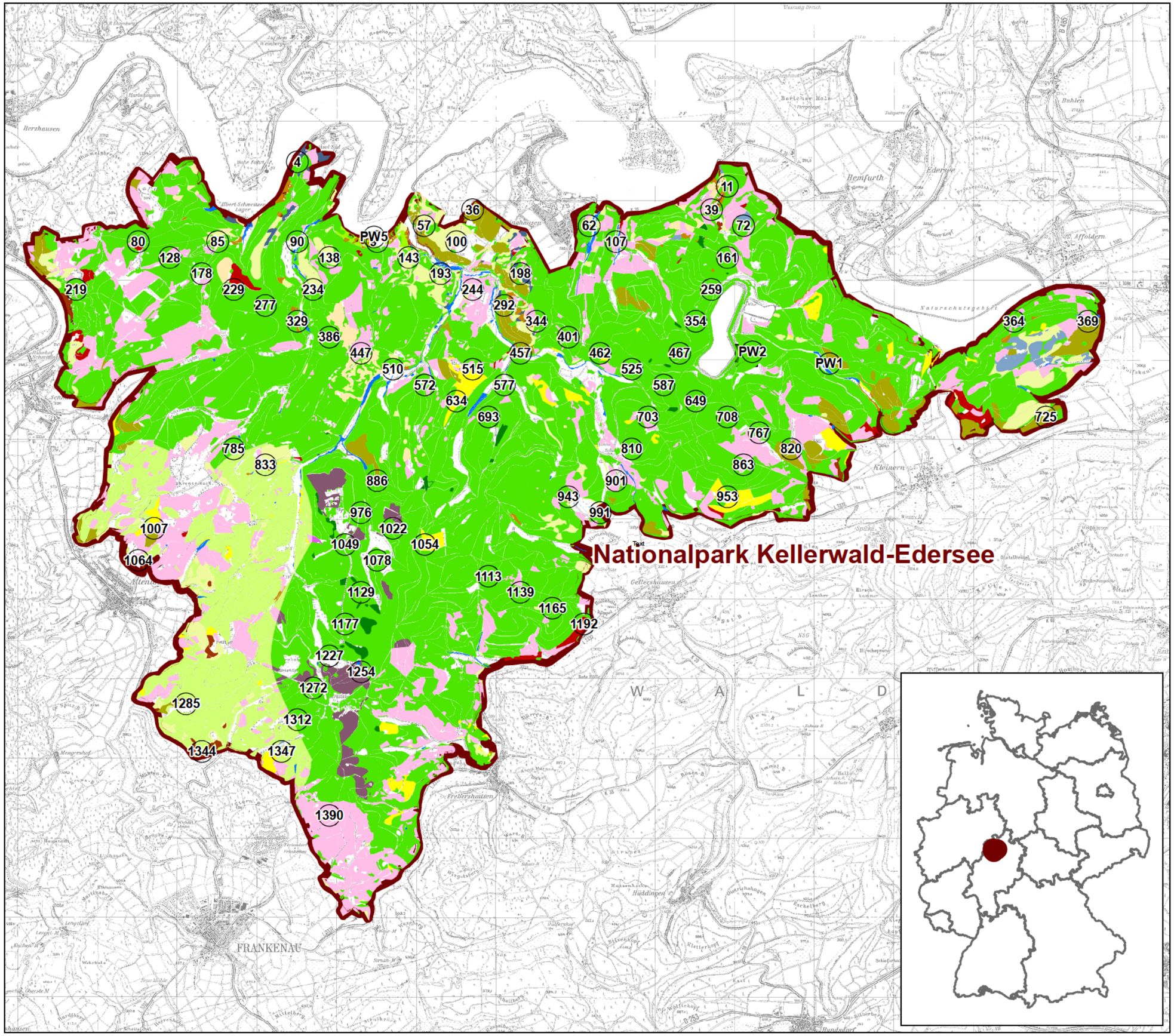
Stand: Oktober 2015

Maßstab: im Original 1 : 5.000

0 0,5 1 2 Kilometer

N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.



Wald-Ökosystemtyp

Eg-7g-C1	*Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald*
Eg-7g-D1	*Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald*
Eg-2r-E2	*Traubeneichen-Felstrockenwald*
Eb-5n-C2	*Moder-Buntsand-Buchenwald*
Eb-5n-D1	*Braunmull-Buchenwald*
Eb-5n-D1a	*Sandbraunmull-Buchenwald*
D1-6d-D1	*Braunmull-Buchen-Bergwald*
Eg-5r-E1	*Bergulmen-Sommerlinden-Blockwald*
D1-5n-C2	*Moder-Buchen-Bergwald*
D1-6d-E1	*Mull-Buchen-Bergwald*
Dg-8z-D1	*Bergahorn-Schwarzerlen-Bergauenwald*

Forst-Ökosystemtyp

Eg-5n-c2	*Moder-Fichtenforst*
Eg-4n-b1	*Rohhumus-Lärchenforst*
Eg-5n-c1	*Moder-Robinienforst*
Dg-5n-b1	*Rohhumus-Fichtenforst*
Dg-5n-c2	*Moder-Fichten-Bergforst*
Eb-4n-c2	*Moder-Kiefernforst*

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

(1) Standort Vegetationsaufnahmen (Nr. lt. W.I.E-Datenbank)

Level II 608 (Lage bei Station PW2)

Bewertungskonzept für Ökosystemfunktionen unter Klimawandel

Karte 1b: Wald- und Forstökosystemtypen - Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante B)

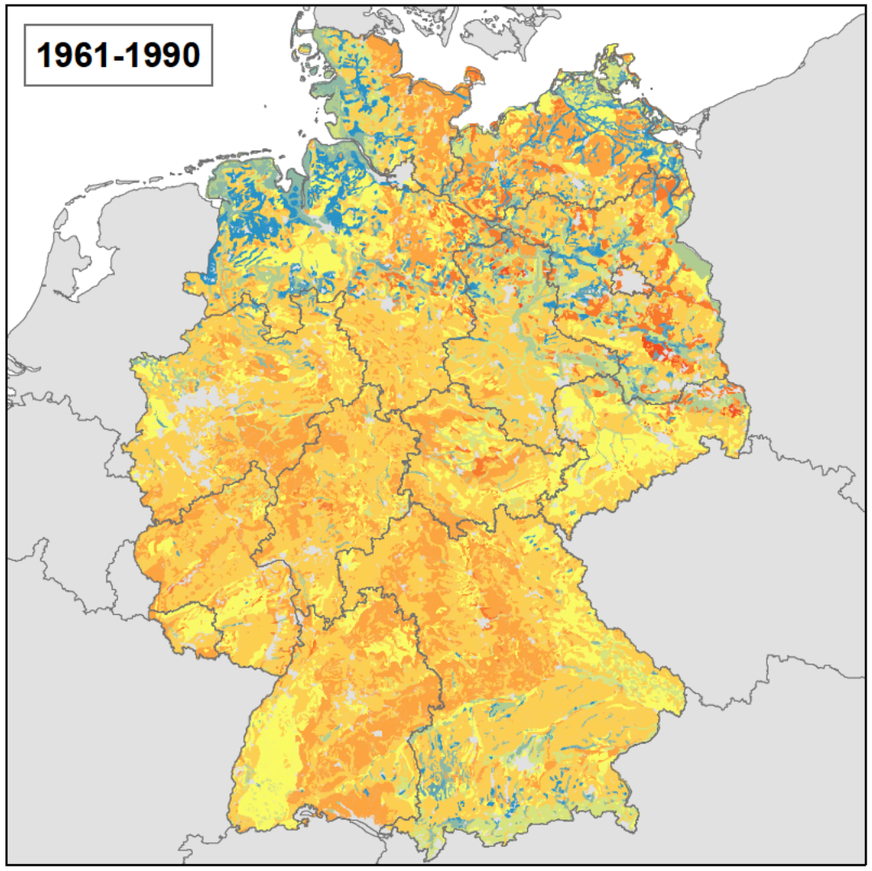
Stand: Juli 2016

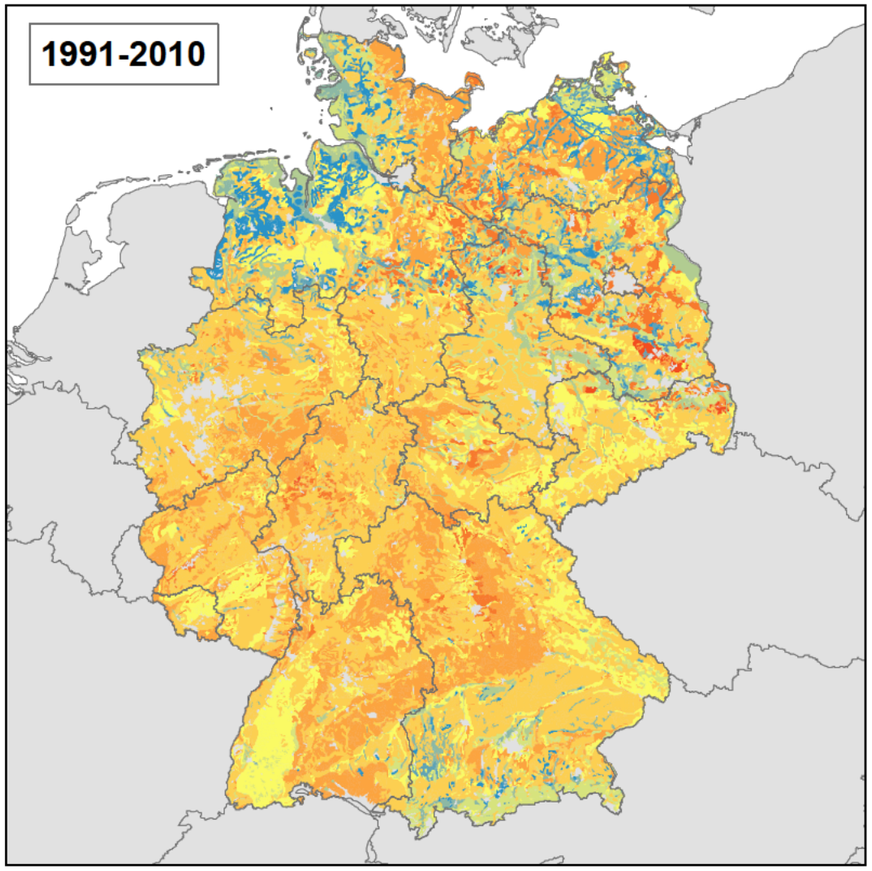
Maßstab: im Original 1 : 5.000

0 0,5 1 2 Kilometer

N

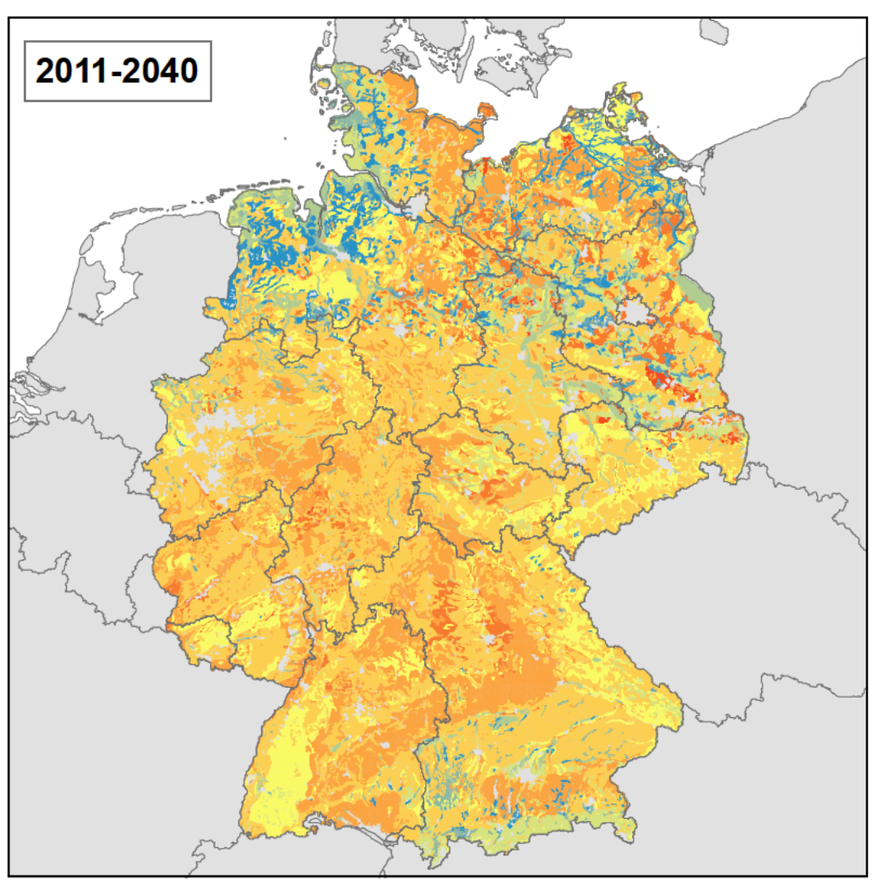
FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.

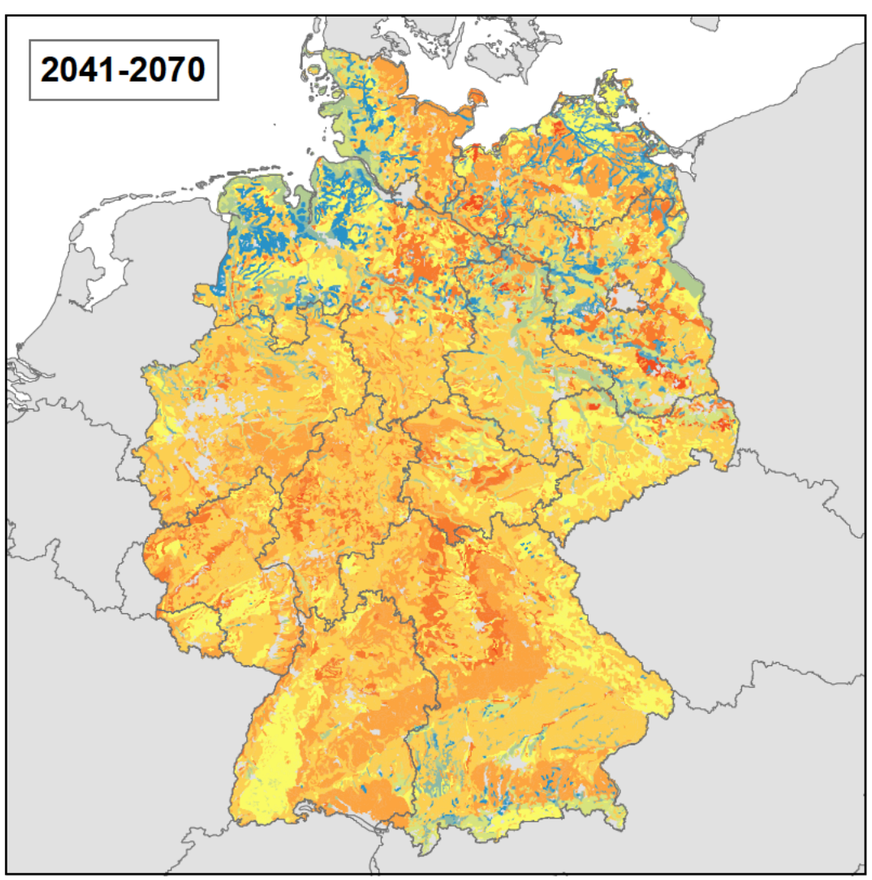




Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann)

	0-1	extrem trocken
	1-2	sehr trocken
	2-3	trocken
	3-4	mäßig trocken
	4-5	mäßig frisch
	5-6	frisch
	6-7	mäßig feucht
	7-8	feucht
	8-9	nass
	9-10	sehr nass
	10-11	überflutet





Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 2: Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann)
1961-2070 - Deutschland

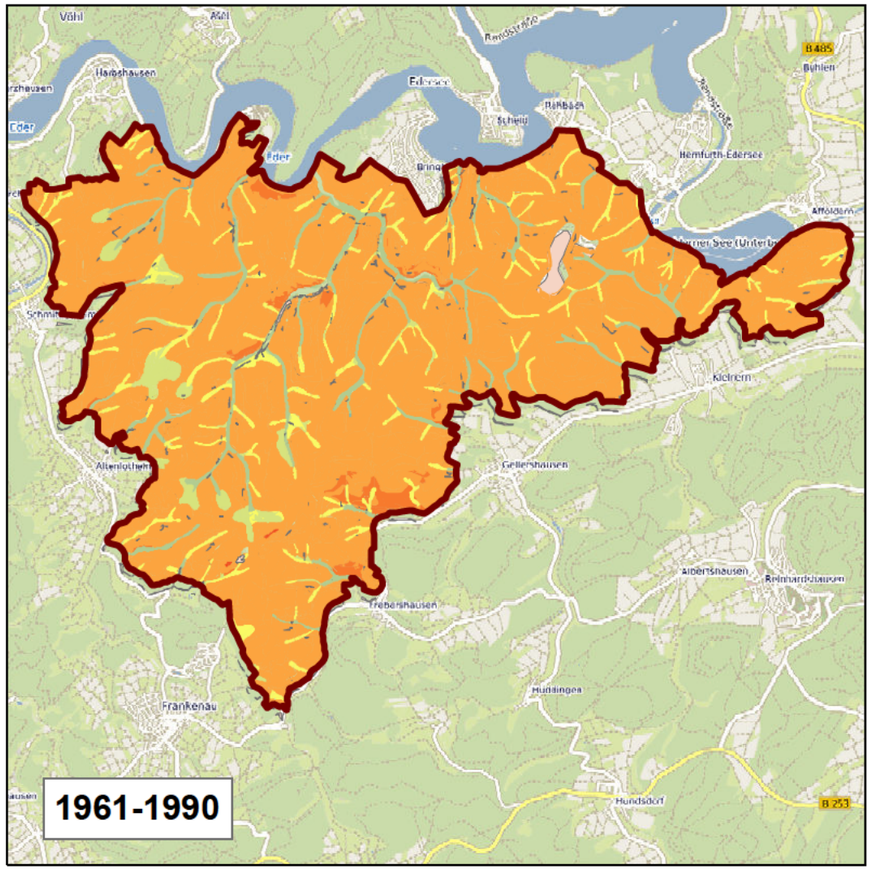
Stand: Oktober 2015

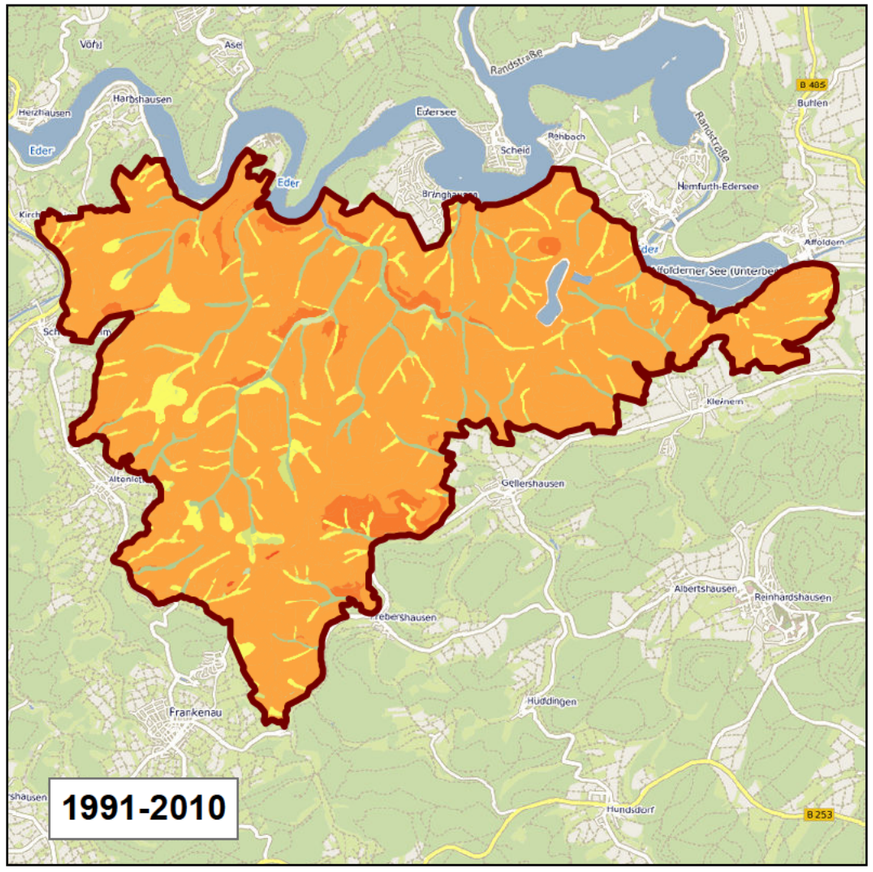
Maßstab: im Original 1 : 3.000.000

0 87 5 175 350 Kilometer

N

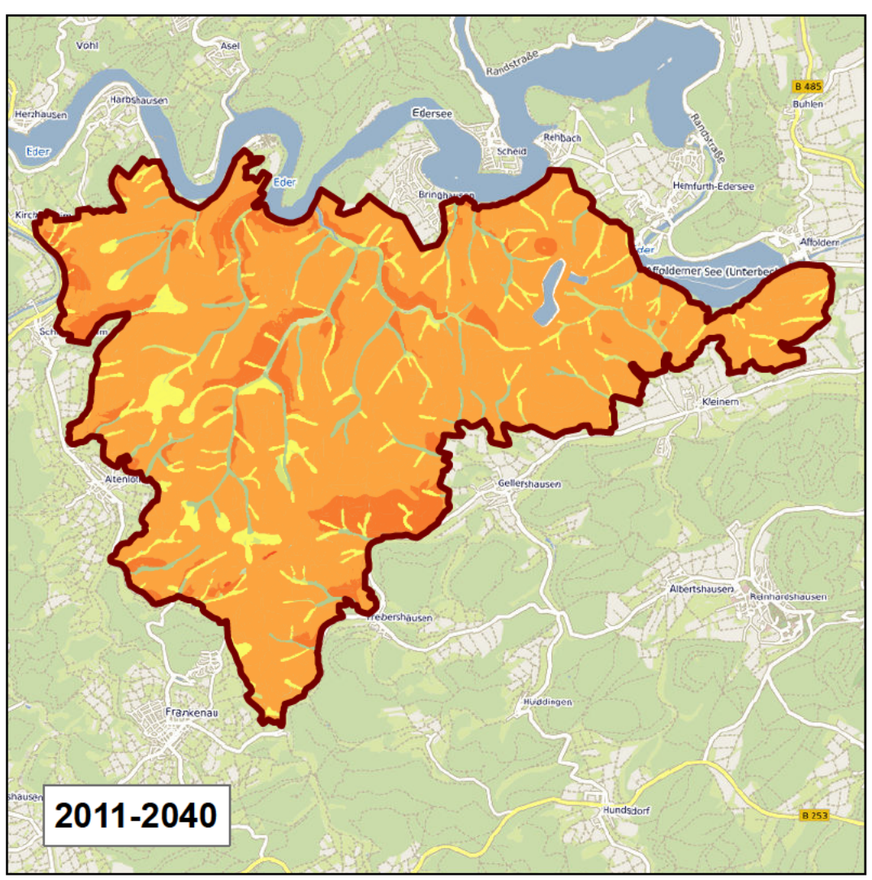
FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Ausführung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkundeinstitut Eberswalde.

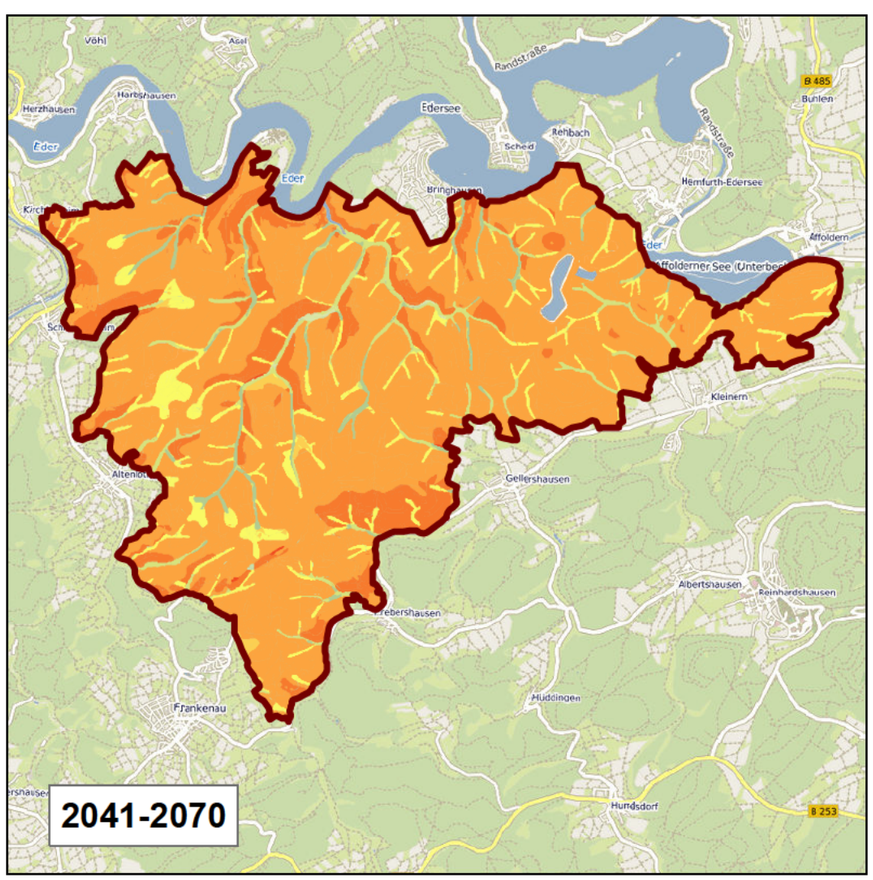




Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann)

	0-1	extrem trocken
	1-2	sehr trocken
	2-3	trocken
	3-4	mäßig trocken
	4-5	mäßig frisch
	5-6	frisch
	6-7	mäßig feucht
	7-8	feucht
	8-9	nass
	9-10	sehr nass
	10-11	überflutet
		Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"





Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 3a: Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann)
1961-2070 - Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante A)

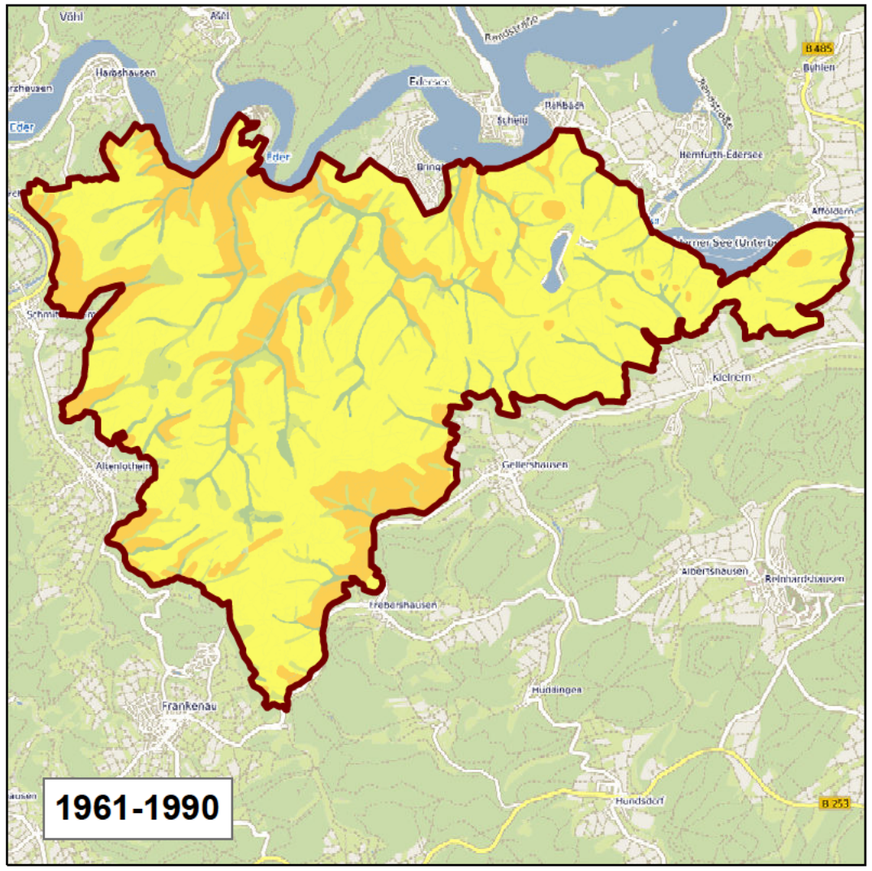
Stand: Oktober 2015

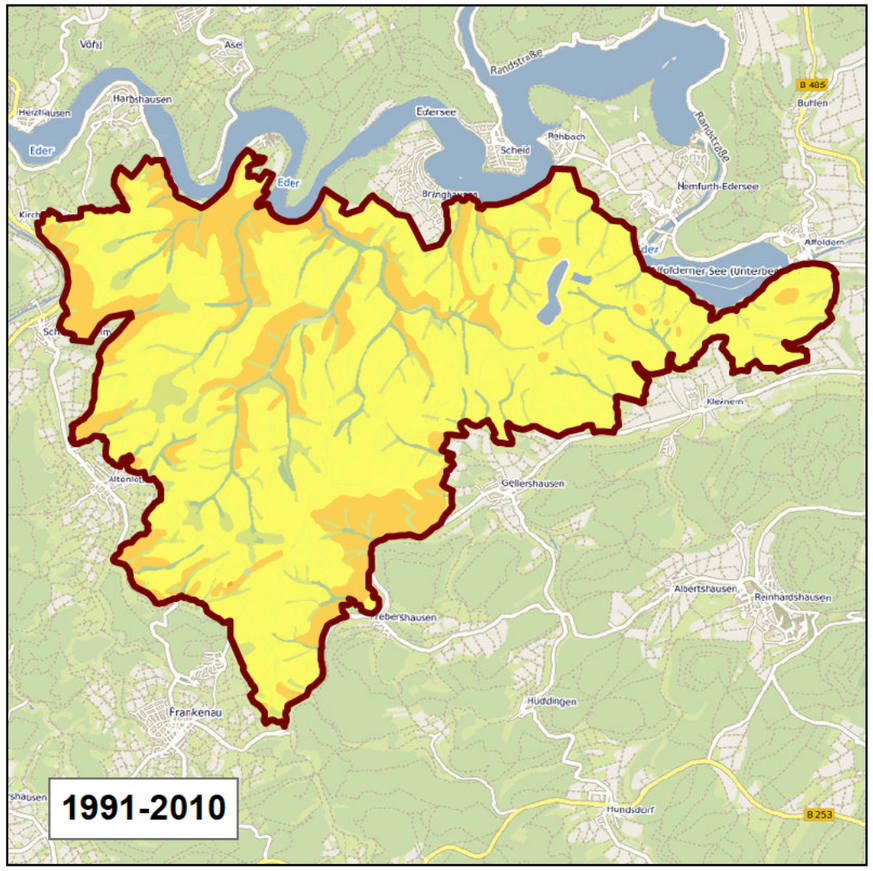
Maßstab: im Original 1 : 50.000

0 1,25 2,5 5 Kilometer

N

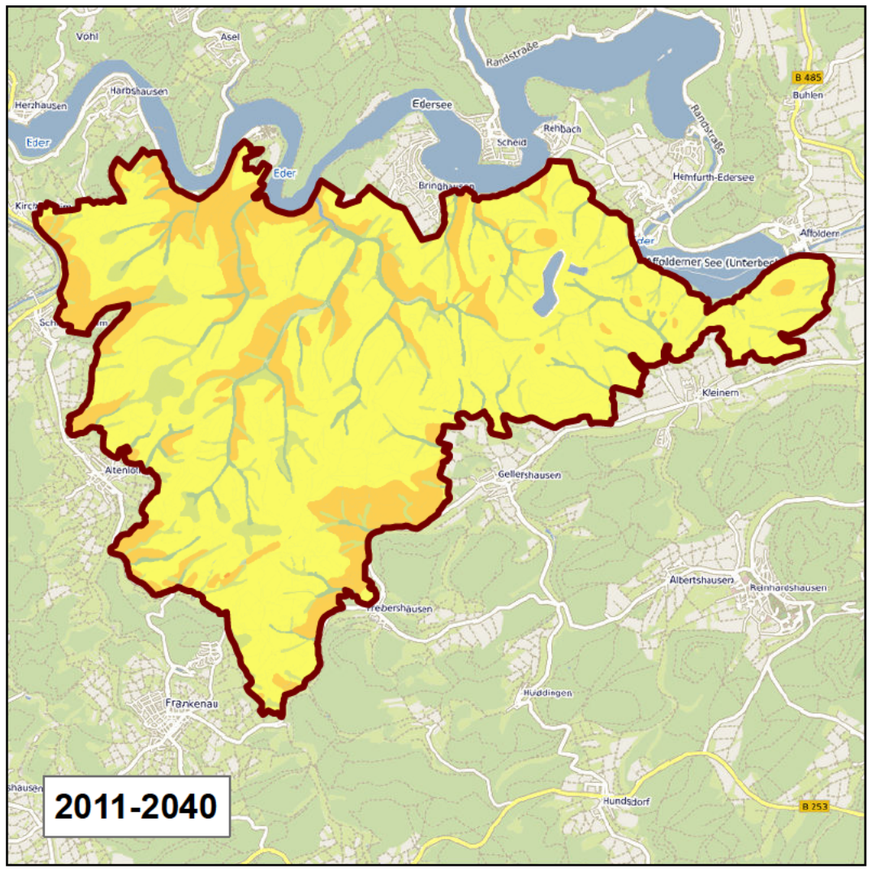
FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.

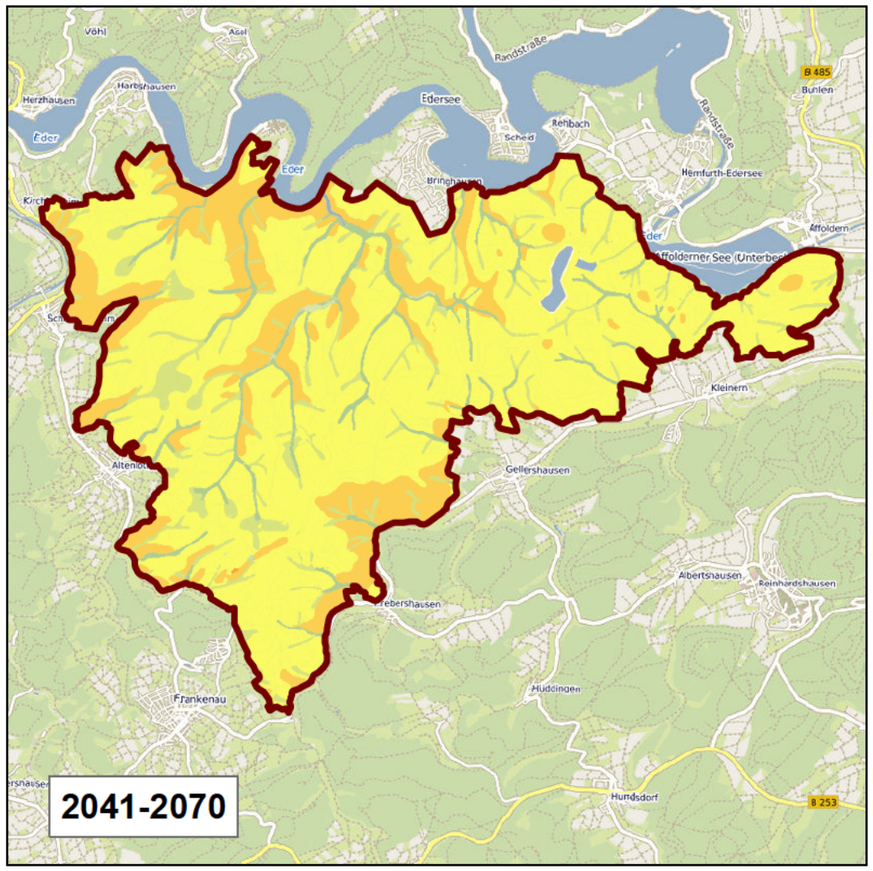




Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann)

	0-1	extrem trocken
	1-2	sehr trocken
	2-3	trocken
	3-4	mäßig trocken
	4-5	mäßig frisch
	5-6	frisch
	6-7	mäßig feucht
	7-8	feucht
	8-9	nass
	9-10	sehr nass
	10-11	überflutet
		Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"





Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 3b: Ökologische Feuchtekennzahl (nach Hofmann)
1961-2070 - Nationalpark Kellerwald-Edersee (Variante B)

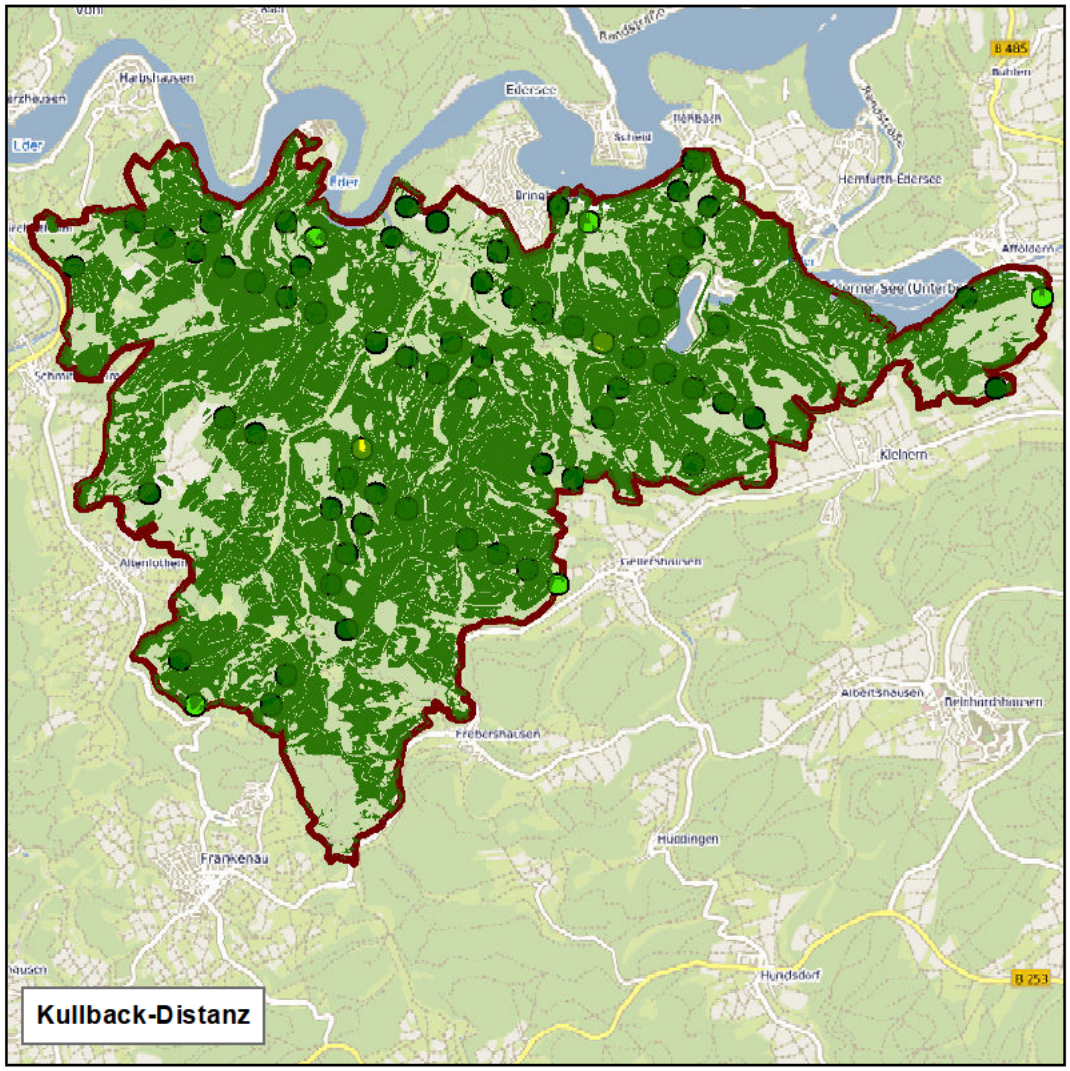
Stand: Juli 2016

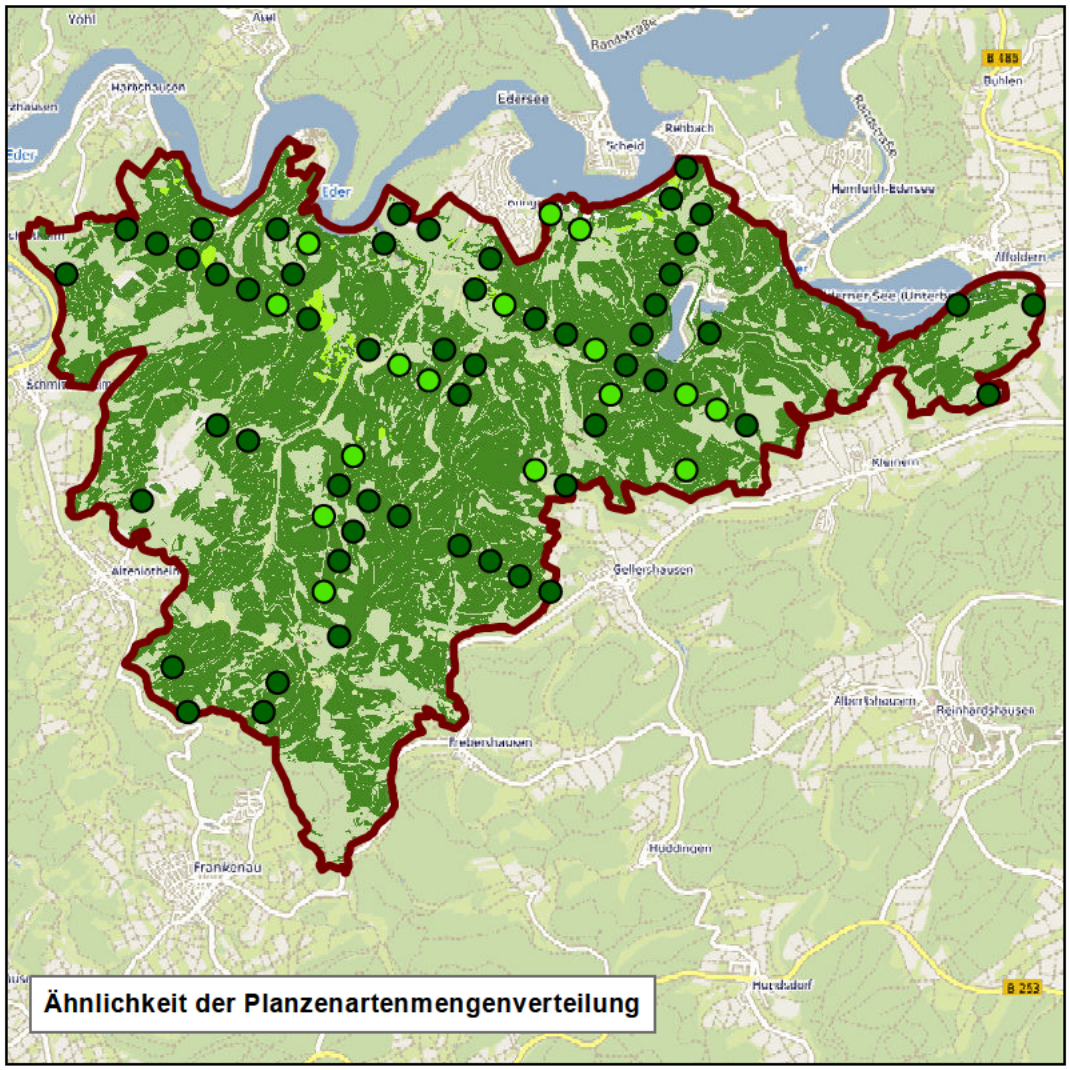
Maßstab: im Original 1 : 50.000

0 1,25 2,5 5 Kilometer

N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.





Abweichung vom Referenzzustand (ökosystemtypenspezifische Medianwerte der Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Abweichung vom Referenzzustand (standortspezifische Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 4a:
Abweichungen der Indikatoren vom Referenzzustand – Kullback-Distanz, Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengen-verteilung, 2007-2015

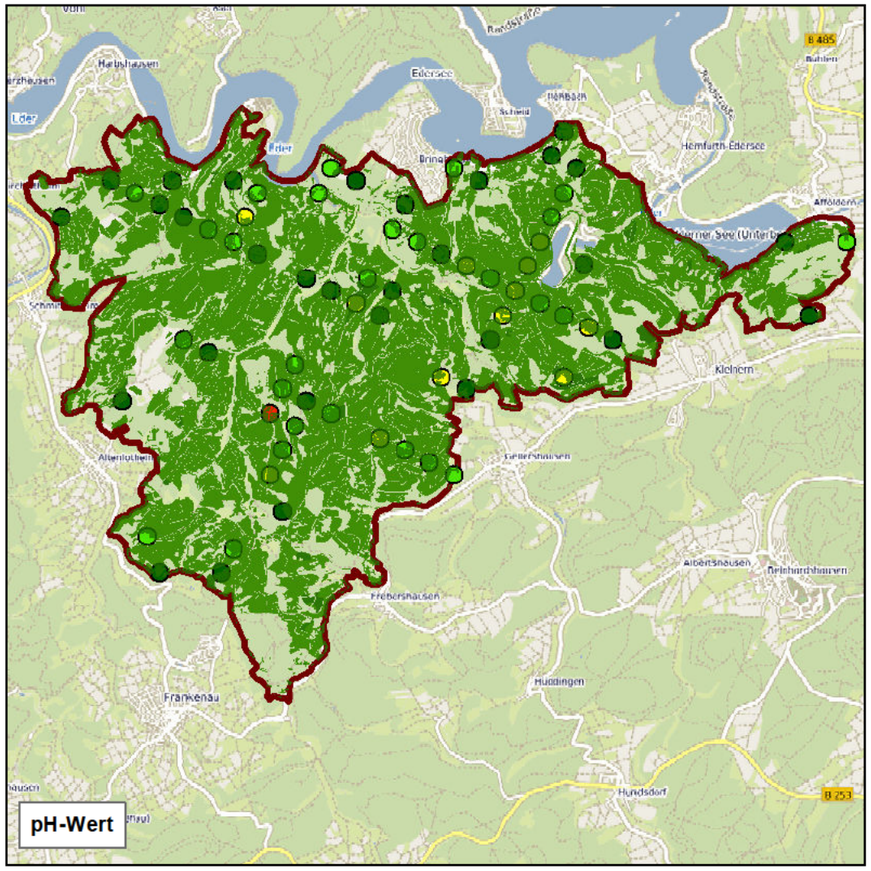
Stand: Juli 2016

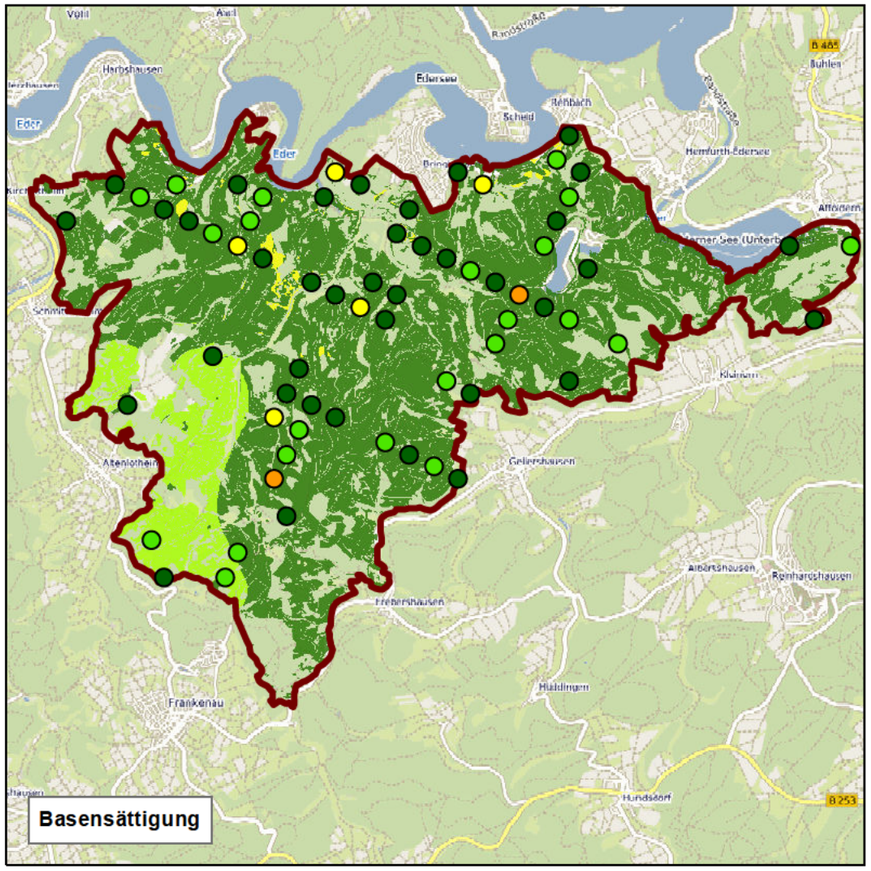
Maßstab: im Original 1 : 50.000

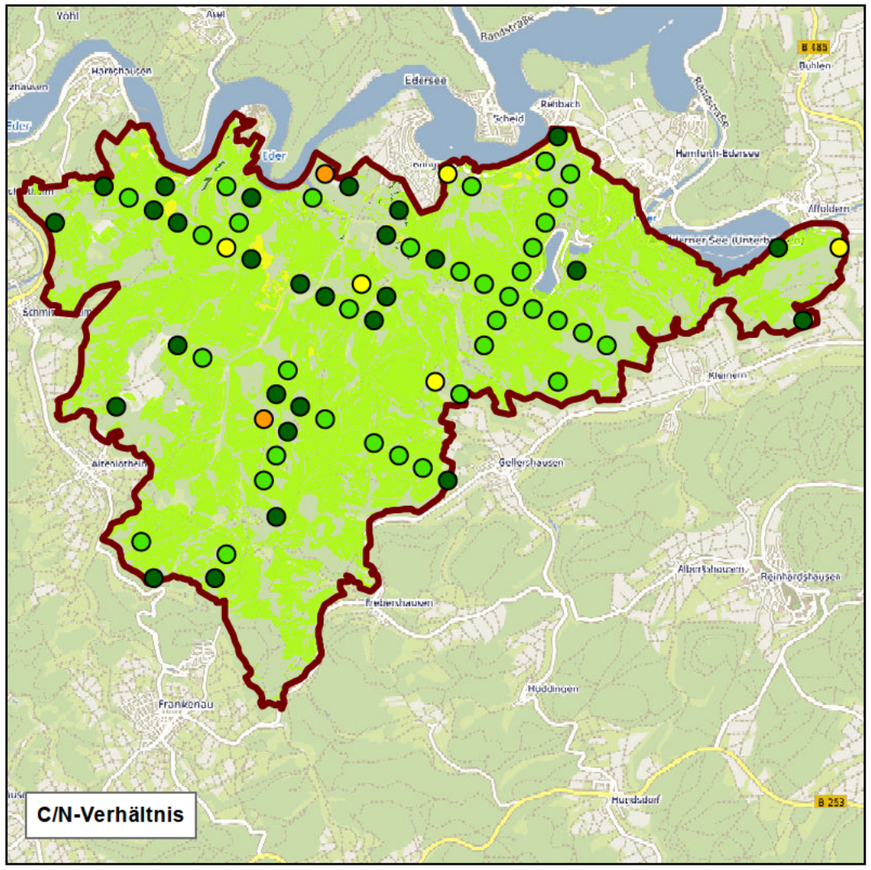
0 1 25 2.5 5 Kilometer

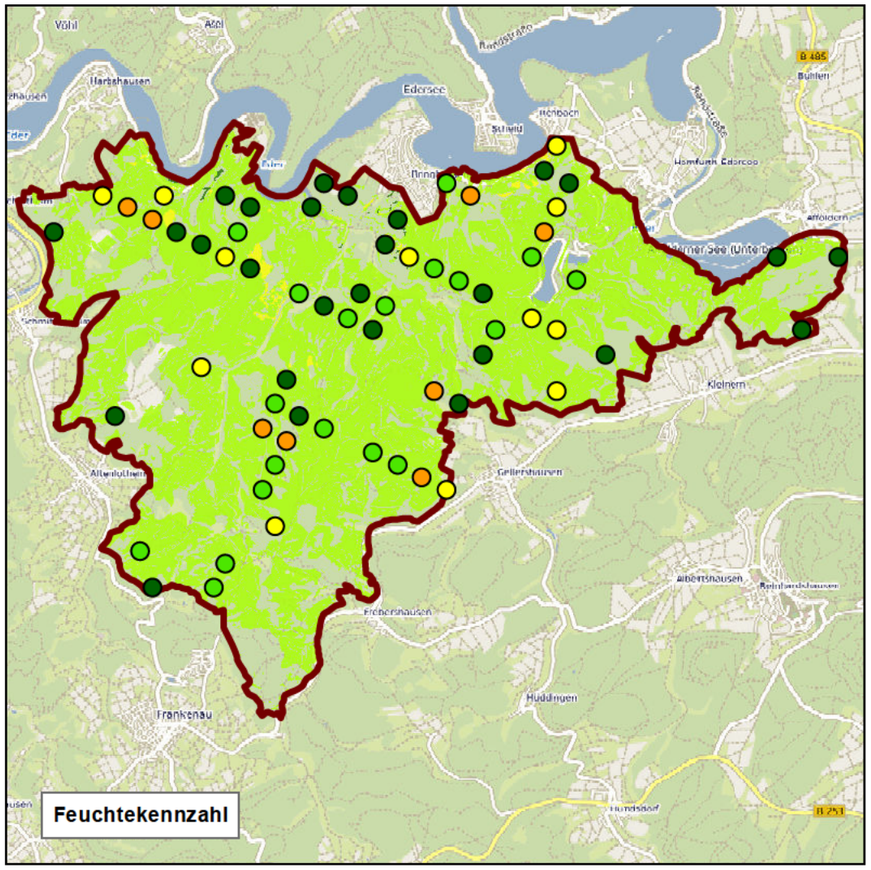
N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.









Abweichung vom Referenzzustand (ökosystemtypenspezifische Medianwerte der Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Abweichung vom Referenzzustand (standortspezifische Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 4b:
Abweichungen der Indikatoren vom Referenzzustand – pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis, Feuchtekennzahl, 2007-2015

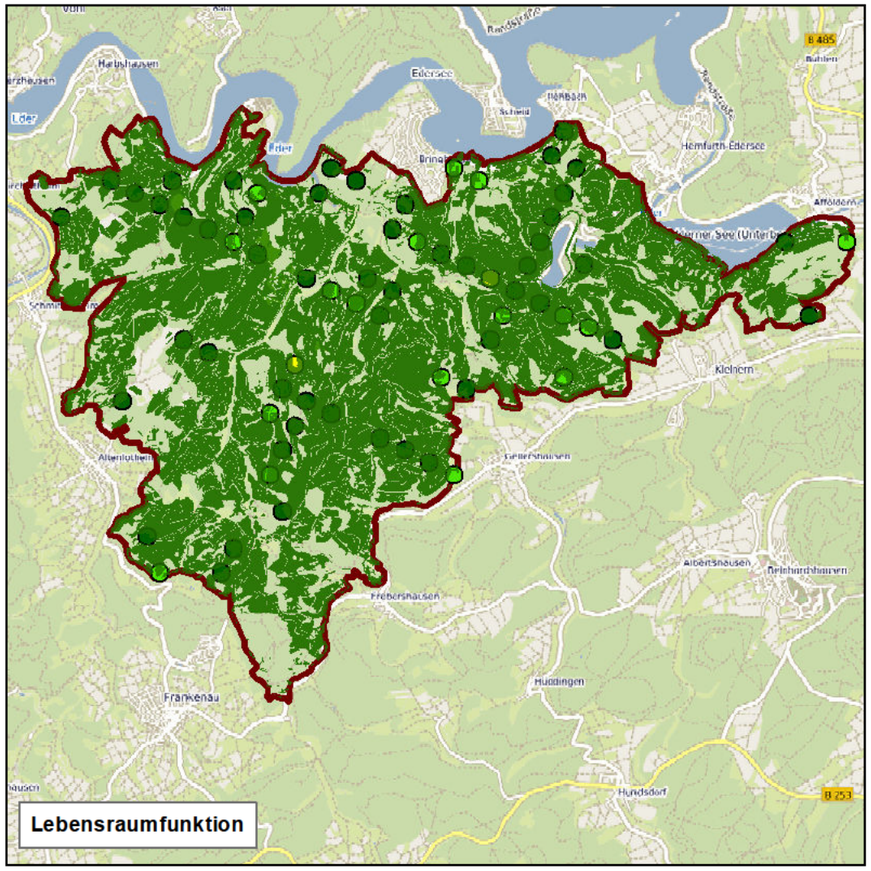
Stand: Juli 2016

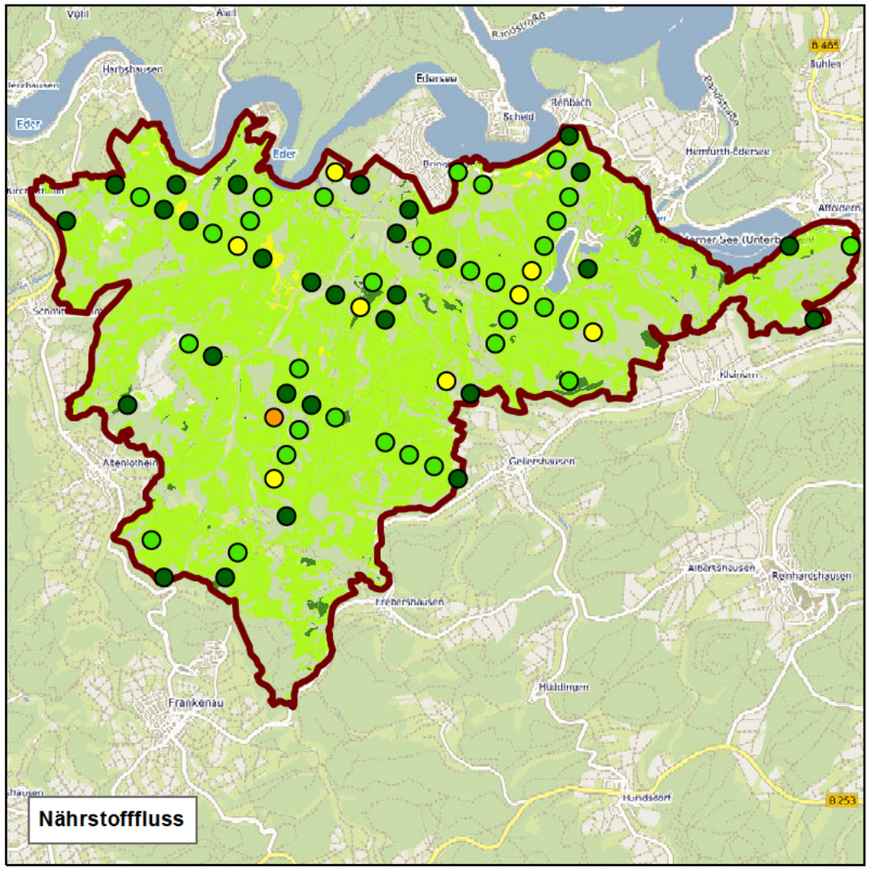
Maßstab: im Original 1 : 50.000

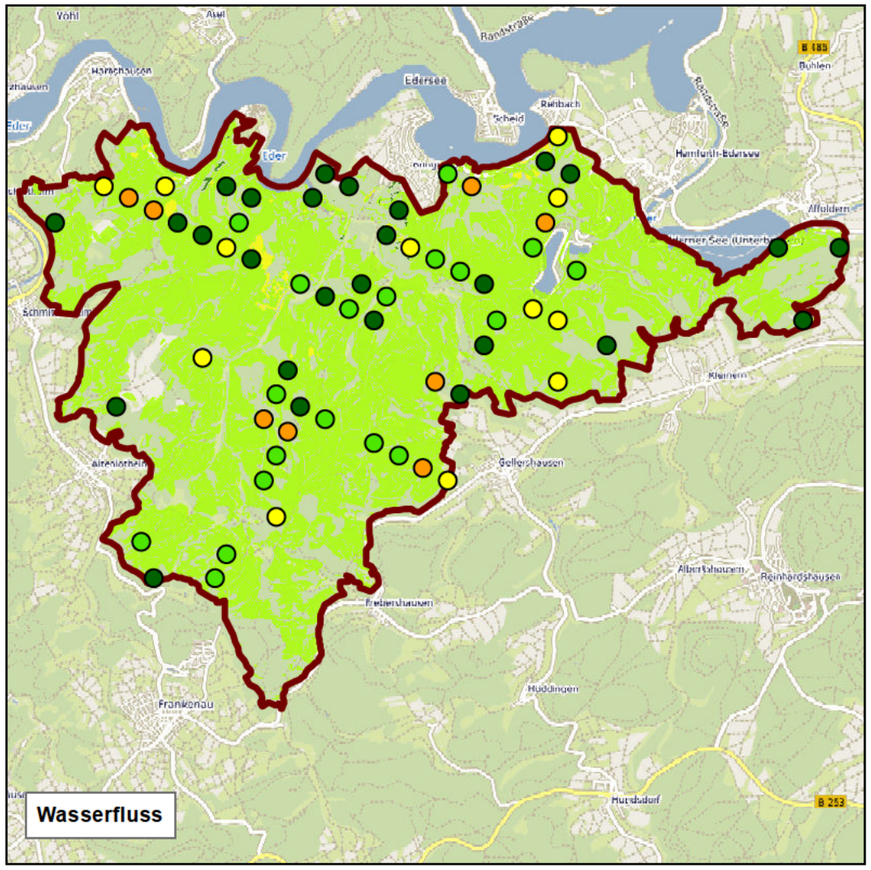
0 1,25 2,5 5 Kilometer

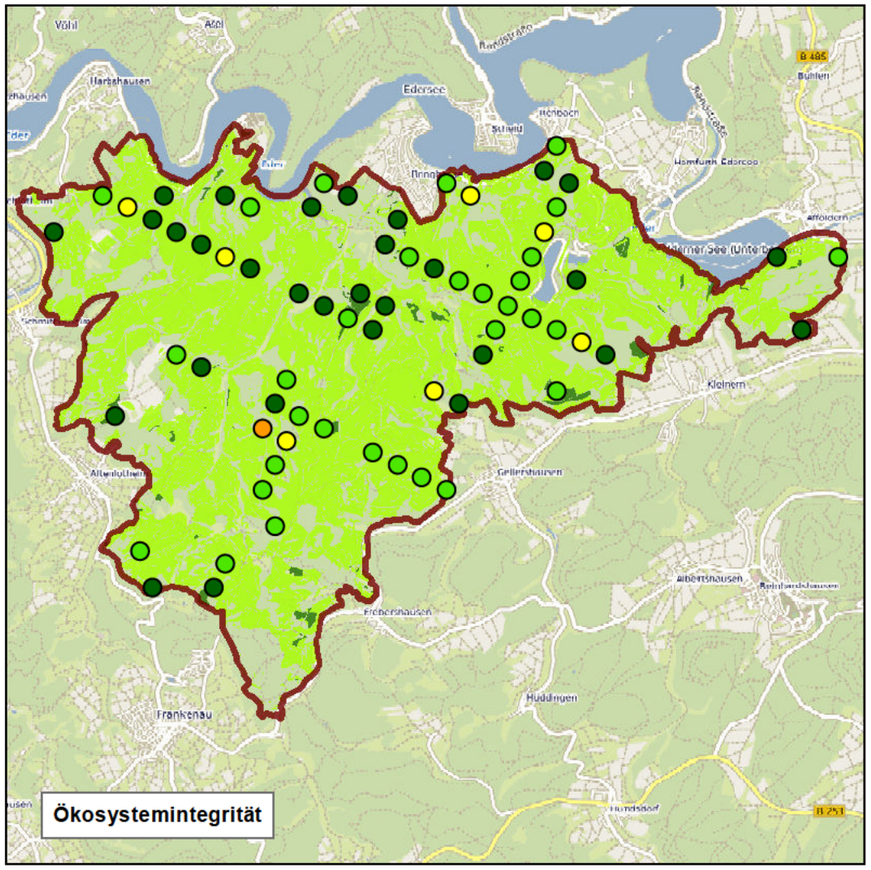
N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.









Abweichung vom Referenzzustand (ökosystemtypenspezifische Medianwerte der Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Abweichung vom Referenzzustand (standortspezifische Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 4c:
Abweichungen der Ökosystemfunktionen vom Referenzzustand und Veränderungen der Ökosystemintegrität – Lebensraumfunktion, Nährstoffffluss, Wasserfluss, 2007-2015

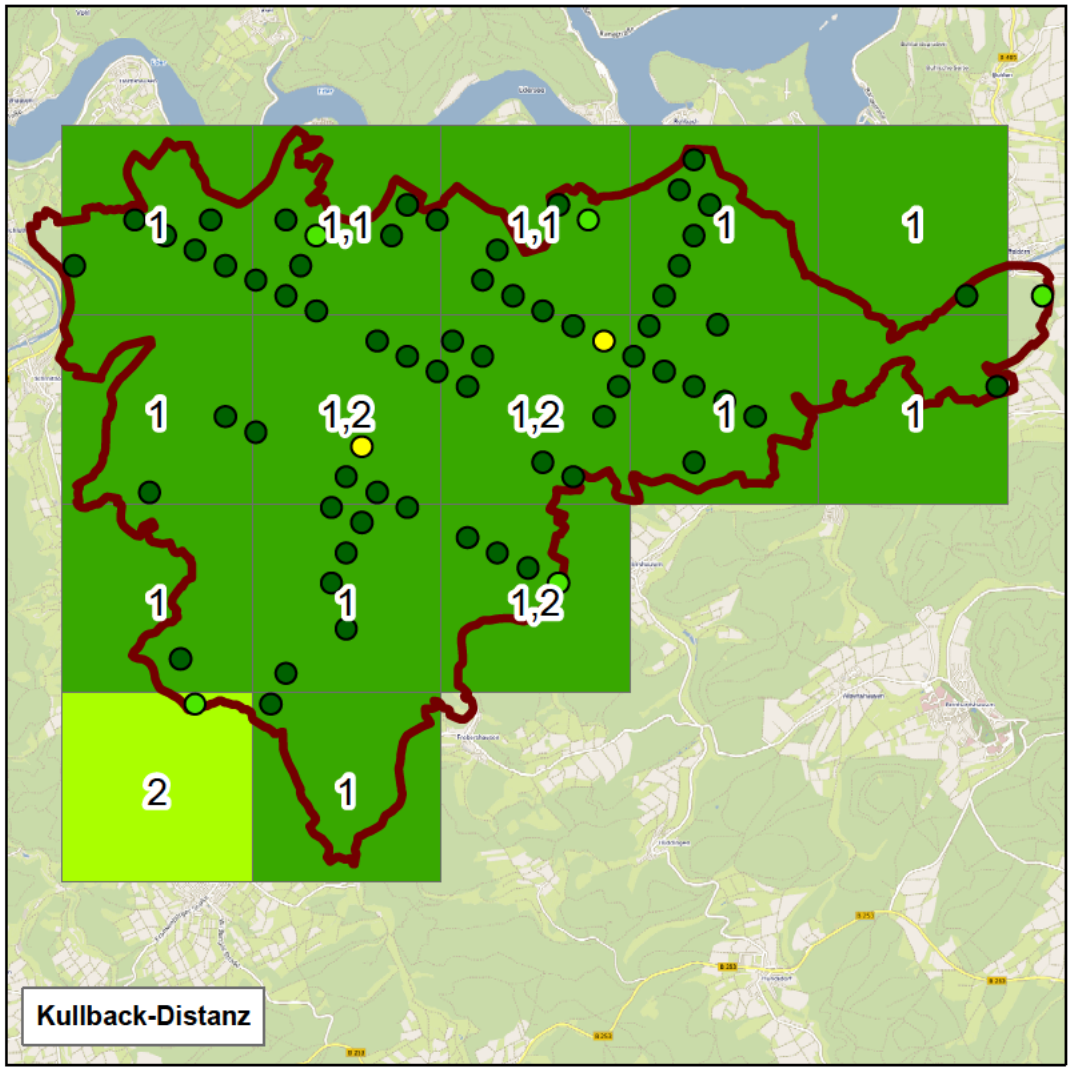
Stand: Juli 2016

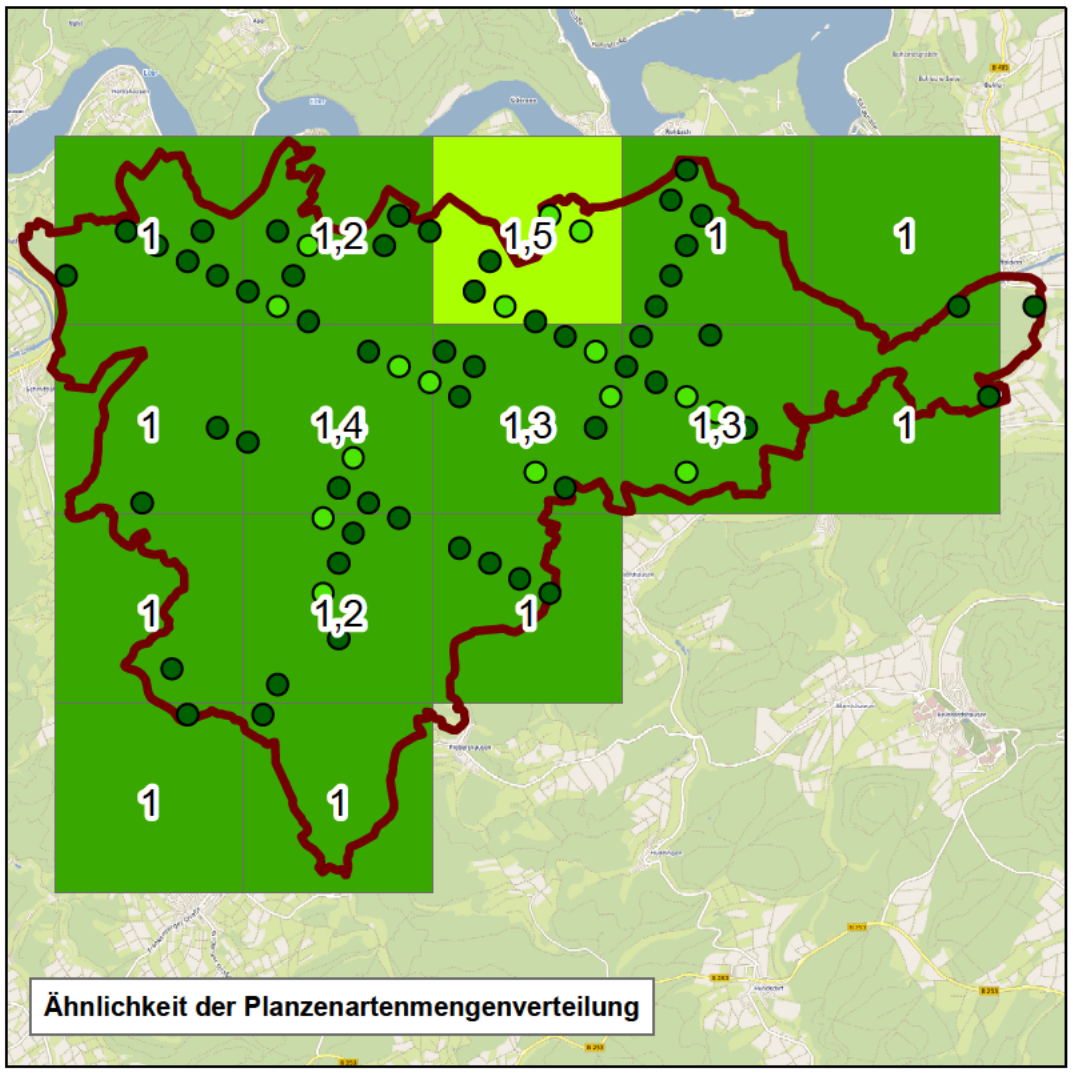
Maßstab: im Original 1 : 50.000

0 1,25 2,5 5 Kilometer

N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.





Abweichung vom Referenzzustand (Mittelwerte der Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Abweichung vom Referenzzustand (standortspezifische Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 4d:
Mittlere Abweichungen der Ind katoren vom Referenzzustand – Kullback-Distanz, Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengen-verteilung, 2007-2015

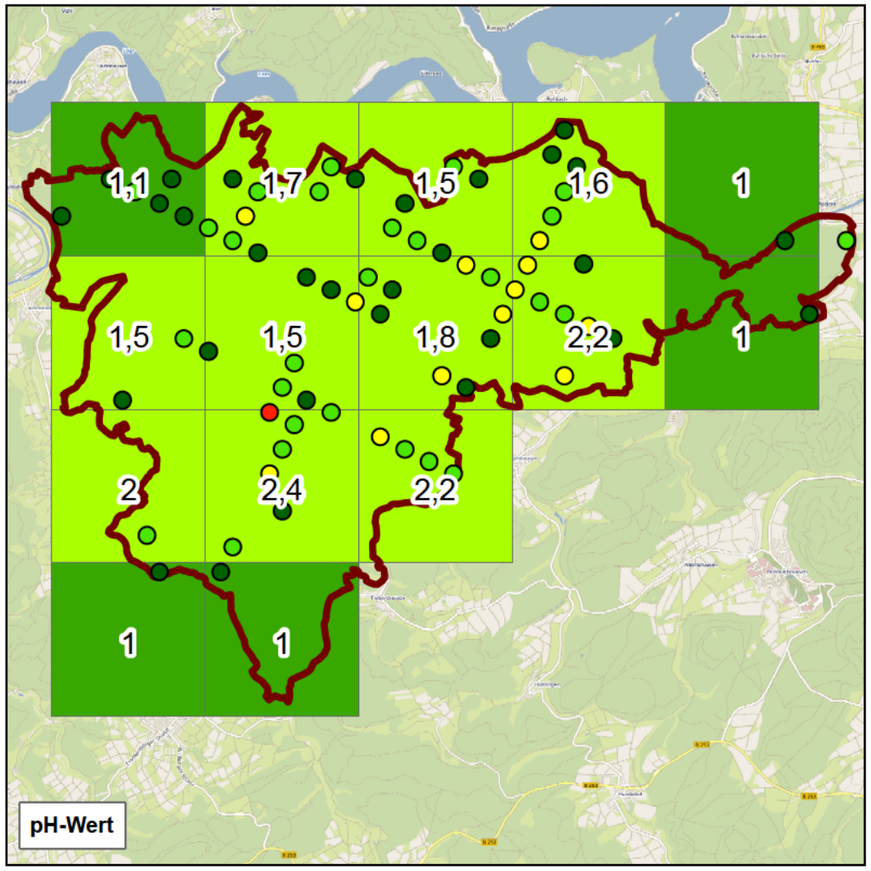
Stand Juli 2016

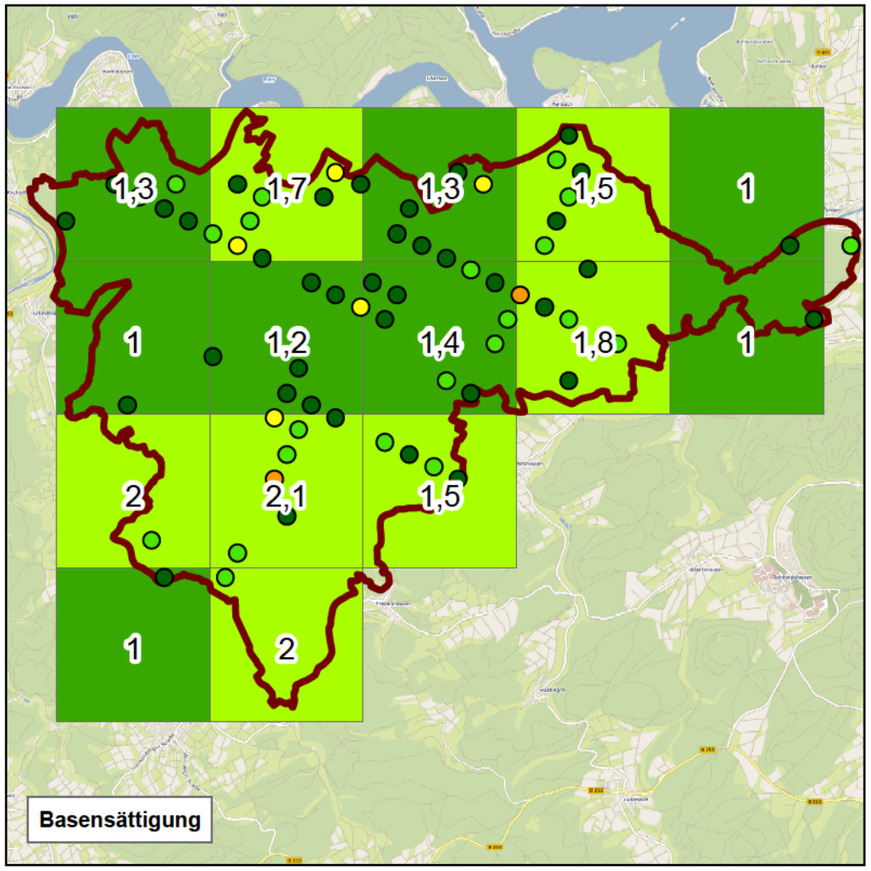
Maßstab im Original 1 : 50 000

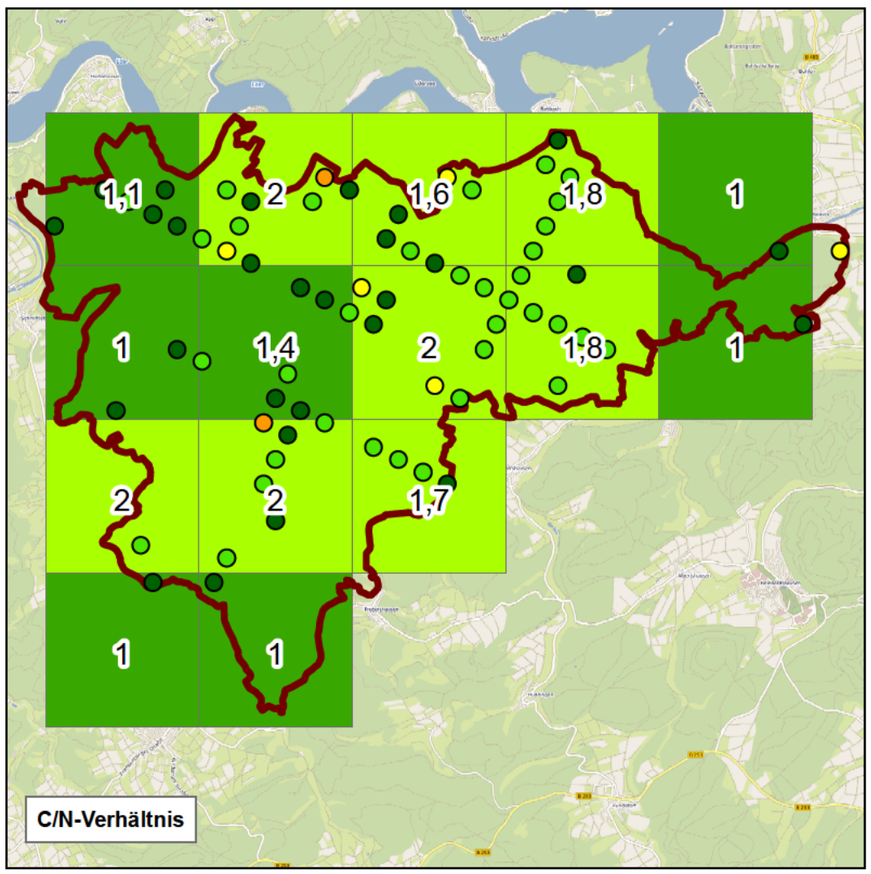
0 1,25 2,5 5 Kilometer

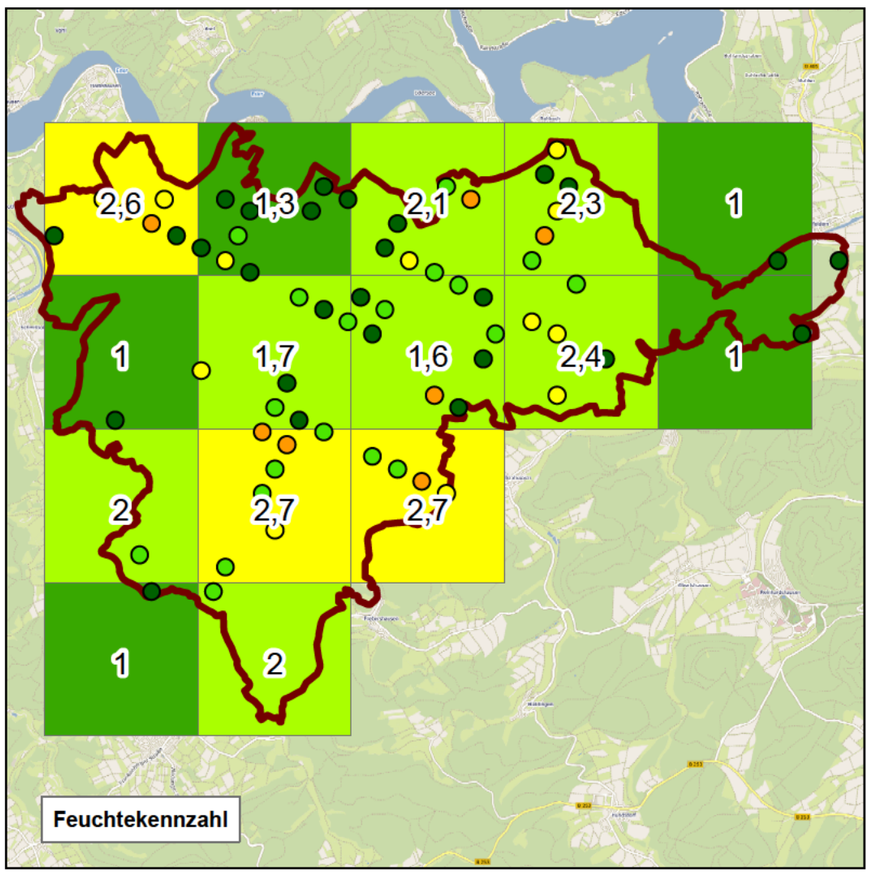
N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.









Abweichung vom Referenzzustand (Mittelwerte der Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Abweichung vom Referenzzustand (standortspezifische Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 4e:
Mittlere Abweichungen der Indikatoren vom Referenzzustand – pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis, Feuchtekennzahl, 2007-2015

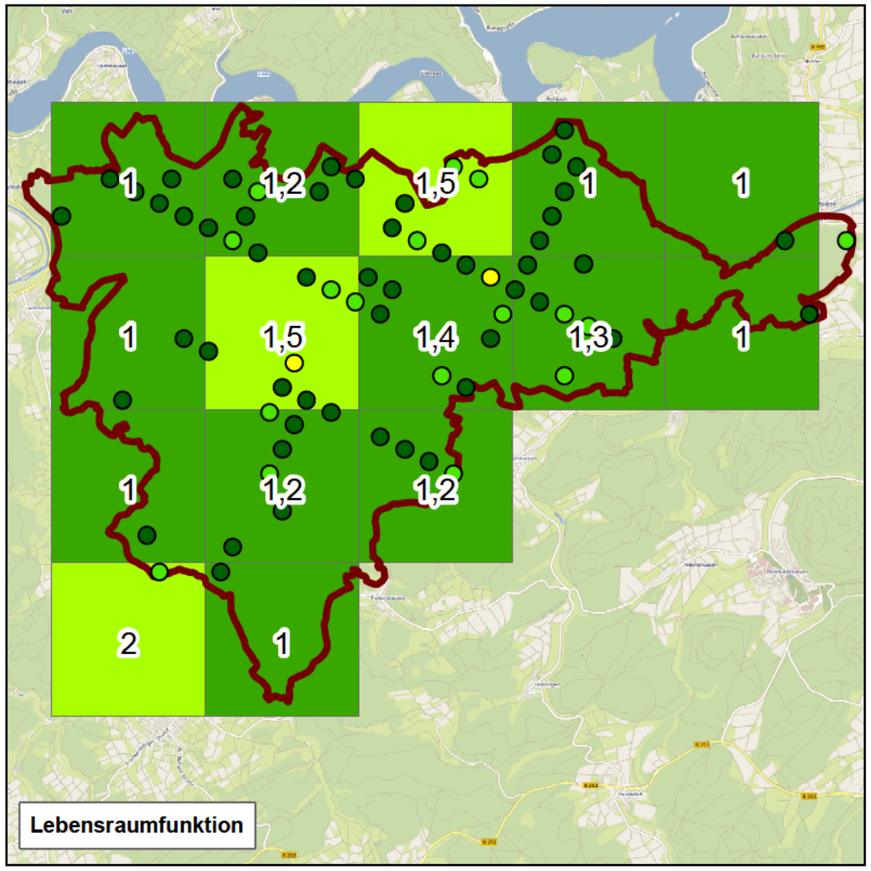
Stand Juli 2016

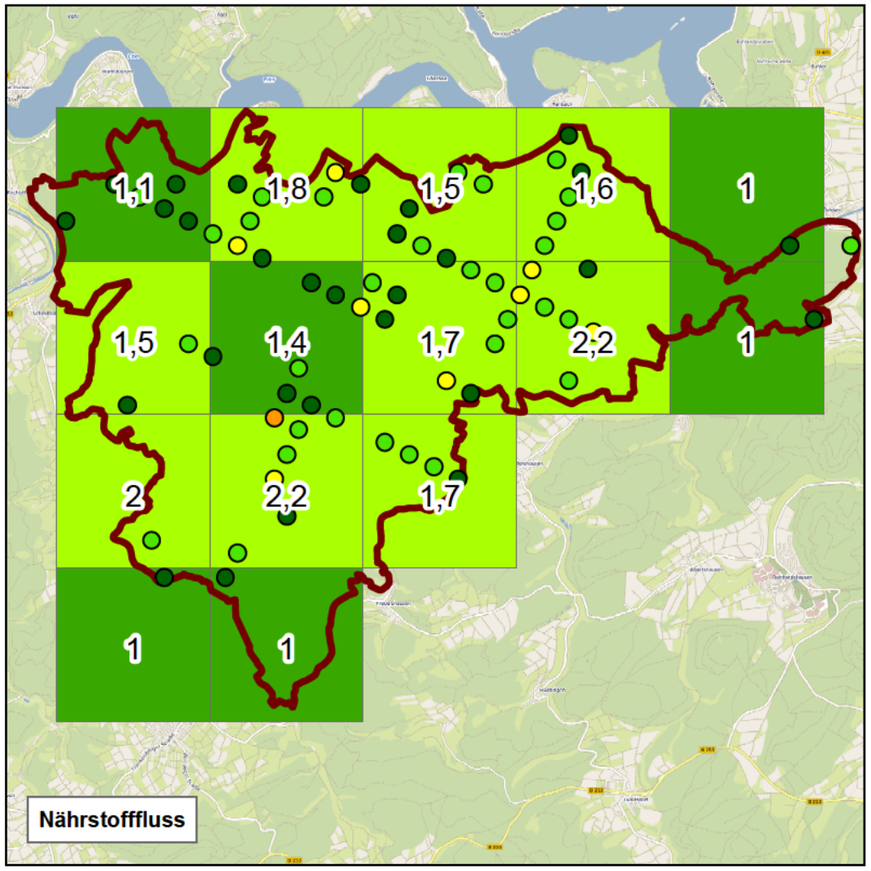
Maßstab im Original 1 : 50 000

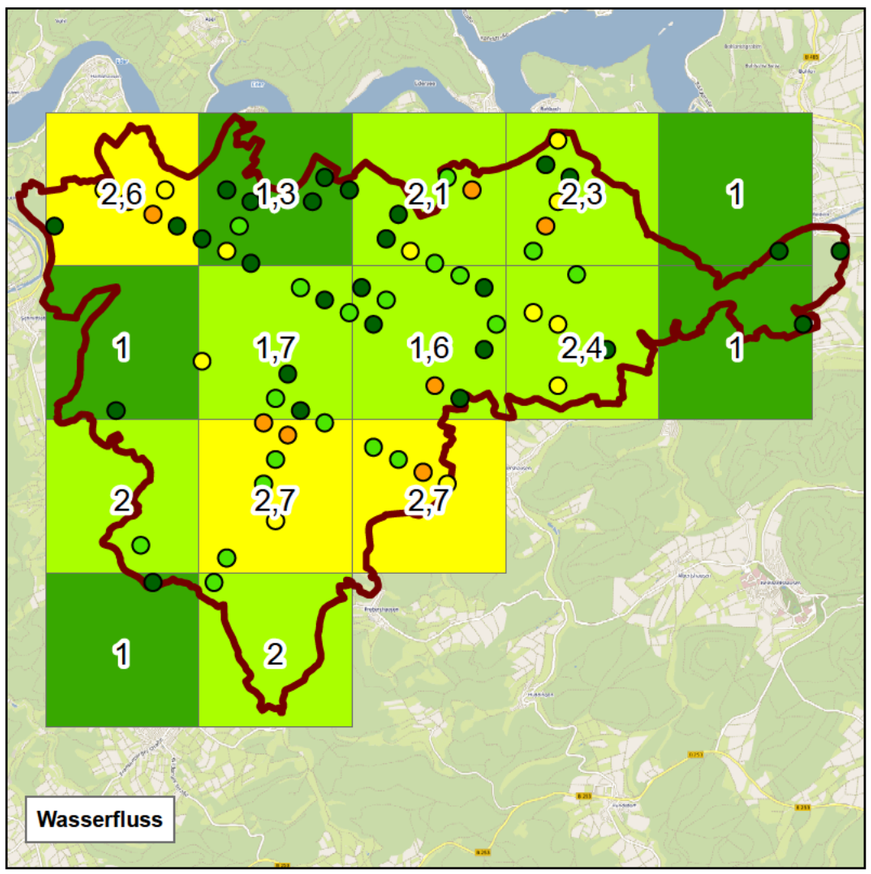
0 1,25 2,5 5 Kilometer

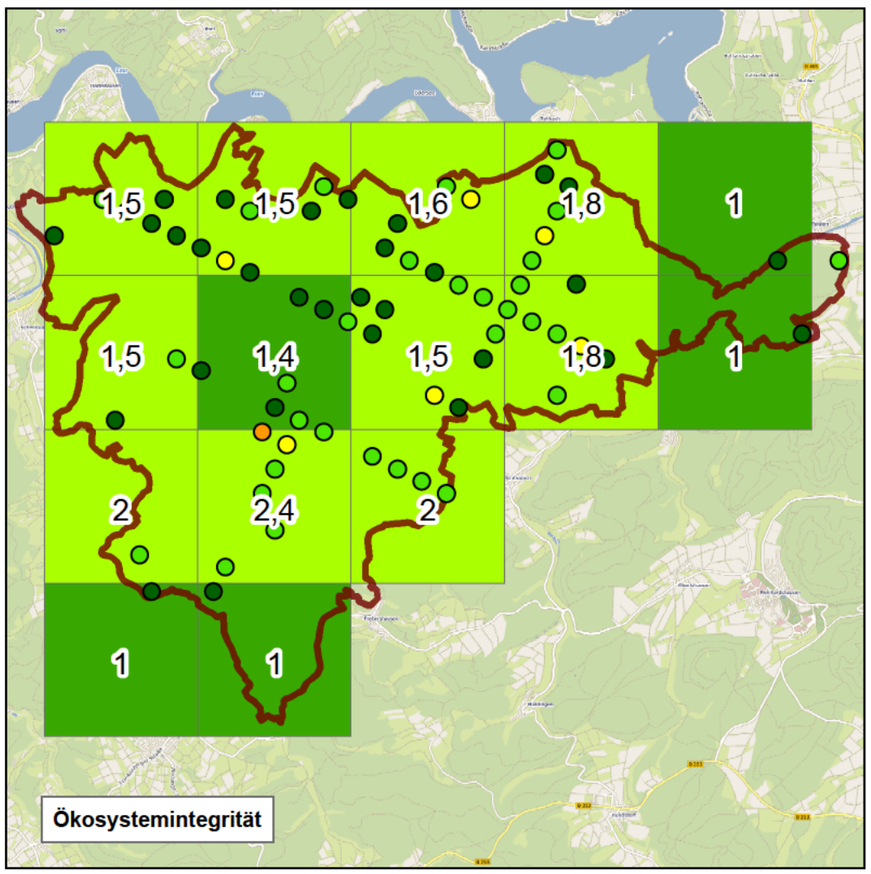
N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.









Abweichung vom Referenzzustand (Mittelwerte der Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Abweichung vom Referenzzustand (standortspezifische Abweichungsstufen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 4f:
Mittlere Abweichungen der Ökosystemfunktionen vom Referenzzustand und Veränderungen der Ökosystemintegrität – Lebensraumfunktion, Nährstoffffluss, Wasserfluss, 2007-2015

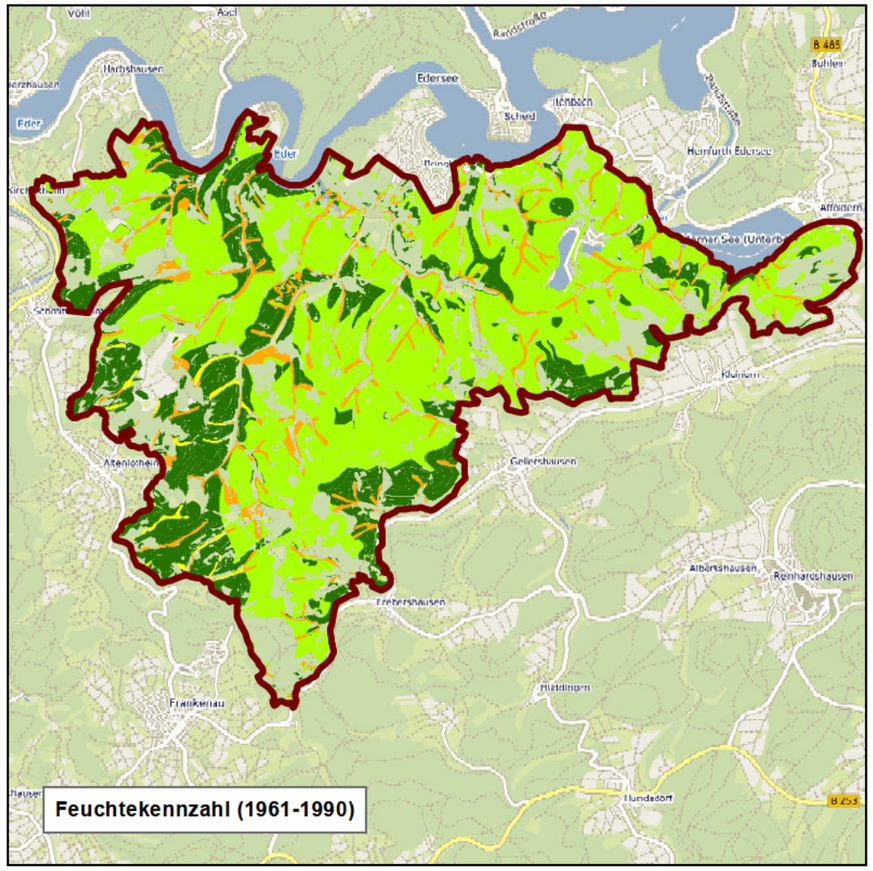
Stand Juli 2016

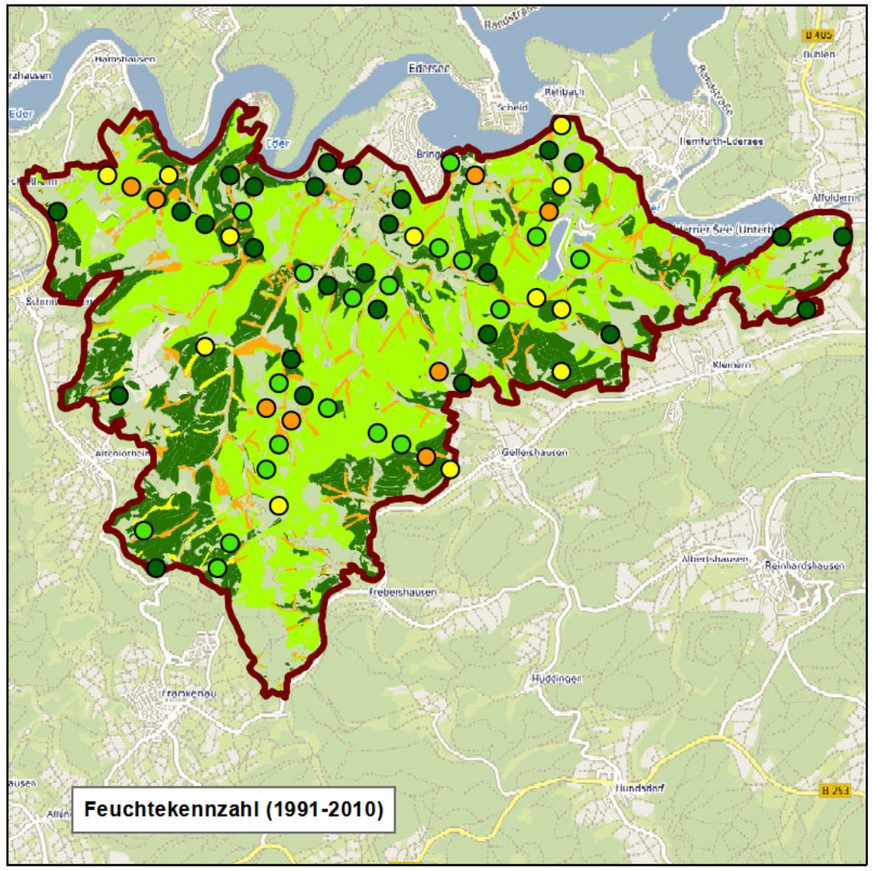
Maßstab im Original 1 : 50 000

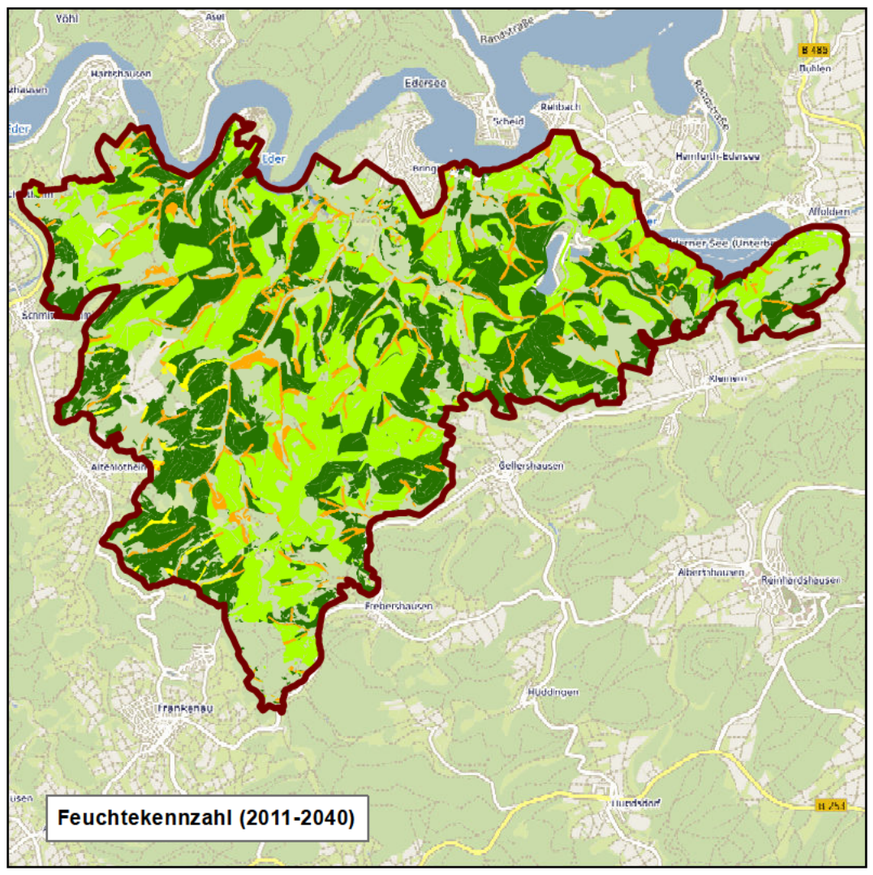
0 1,25 2,5 5 Kilometer

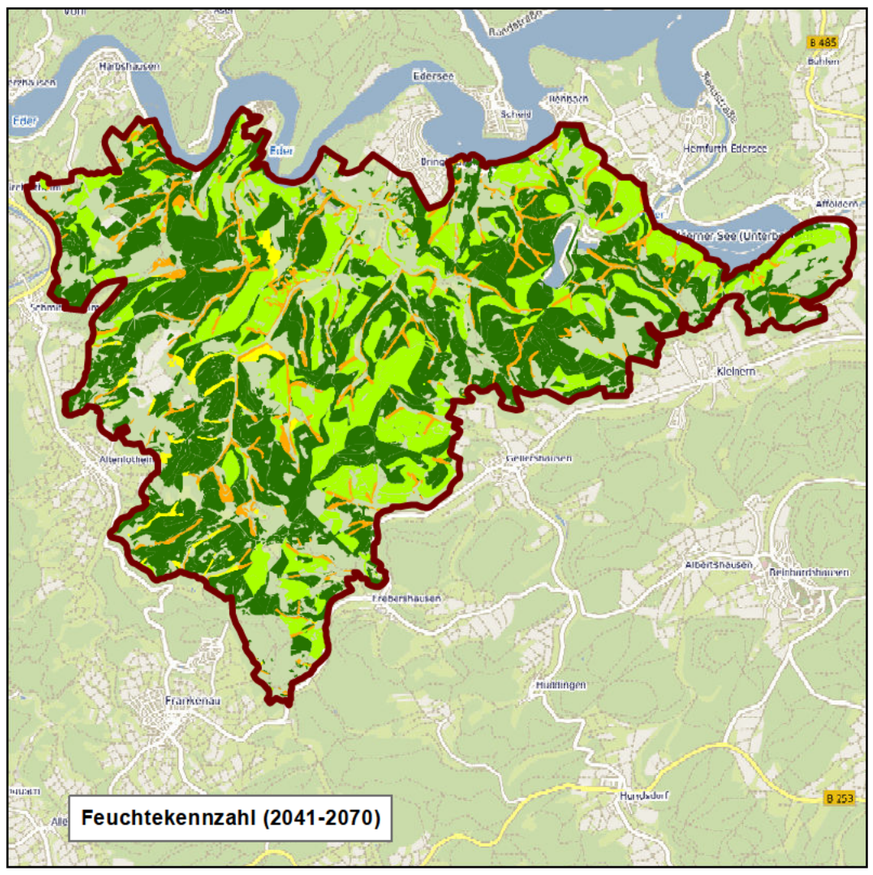
N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.









Abweichung vom Referenzzustand (Modellierte Feuchtekennzahl)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Abweichung vom Referenzzustand (Zeigerwertberechnungen)

- sehr gering
- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 5a:
Abweichungen der modellierten Feuchtekennzahl vom Referenzzustand, 1961-2070

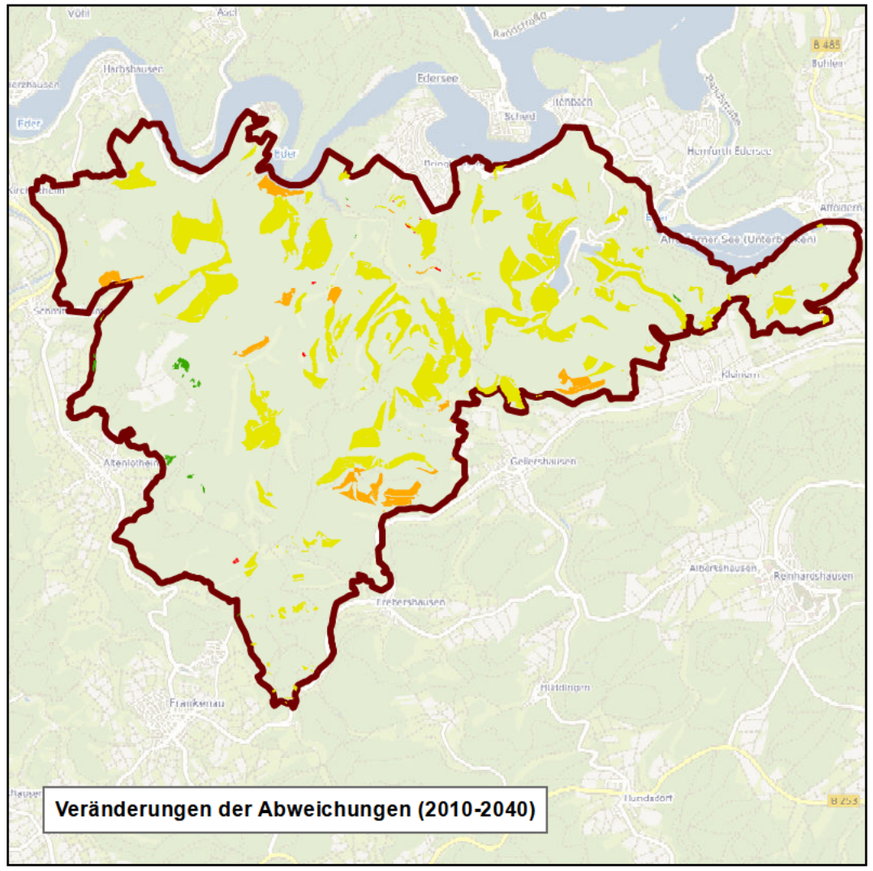
Stand: Juli 2016

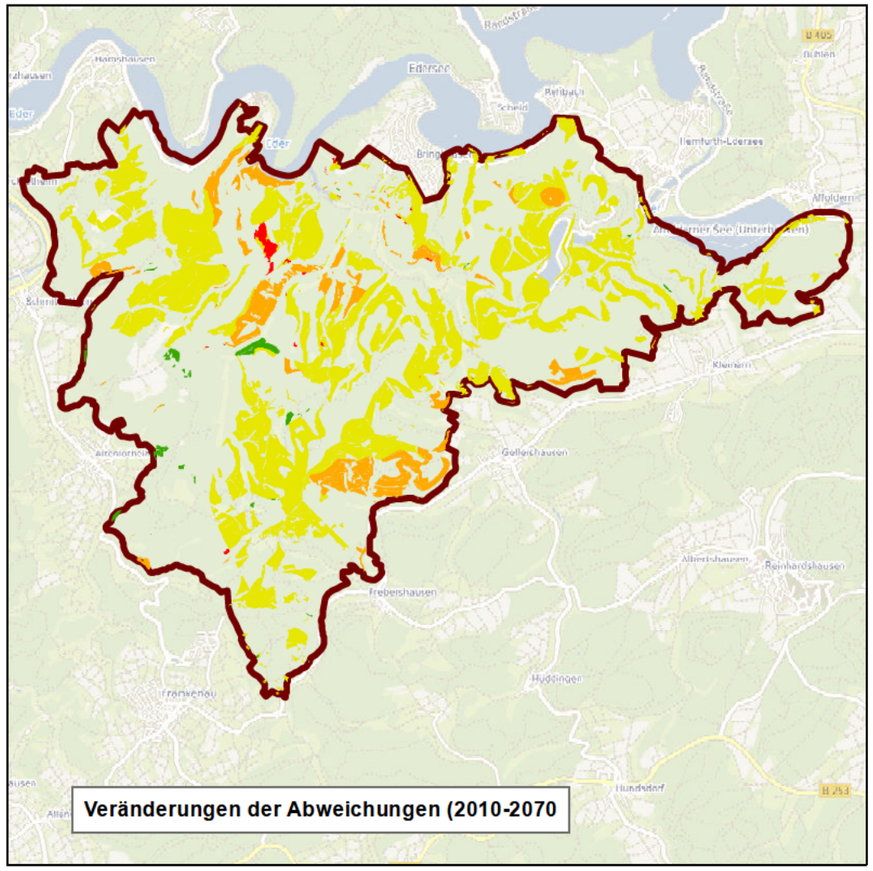
Maßstab: im Original 1 : 50.000

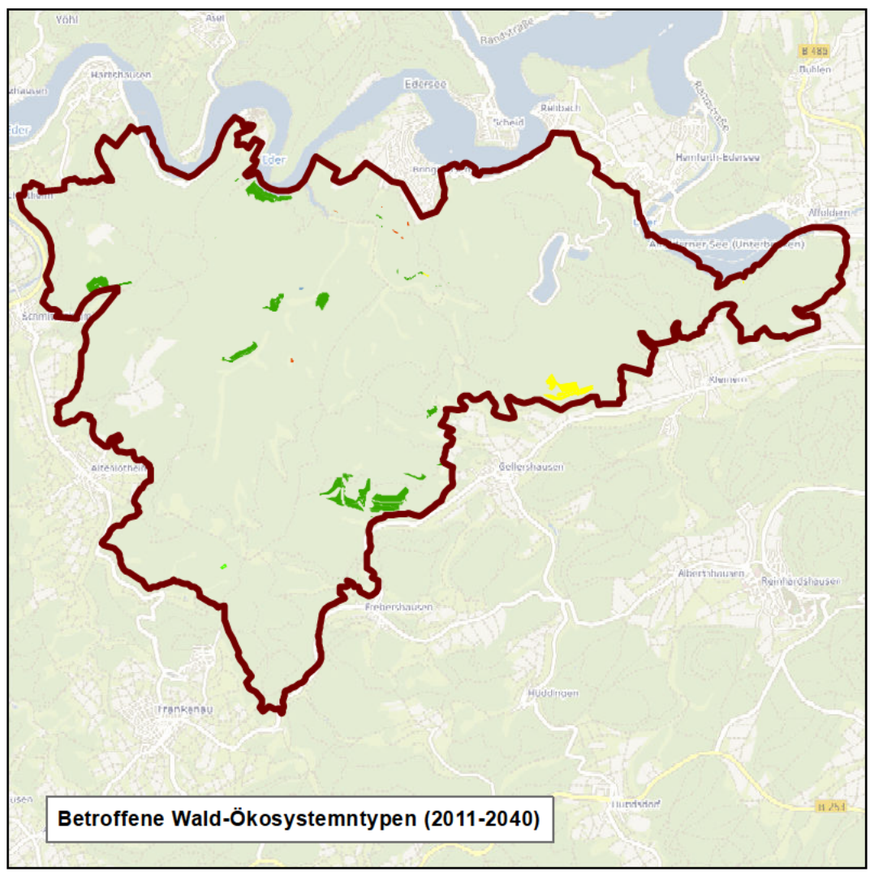
0 1.25 2.5 5 Kilometer

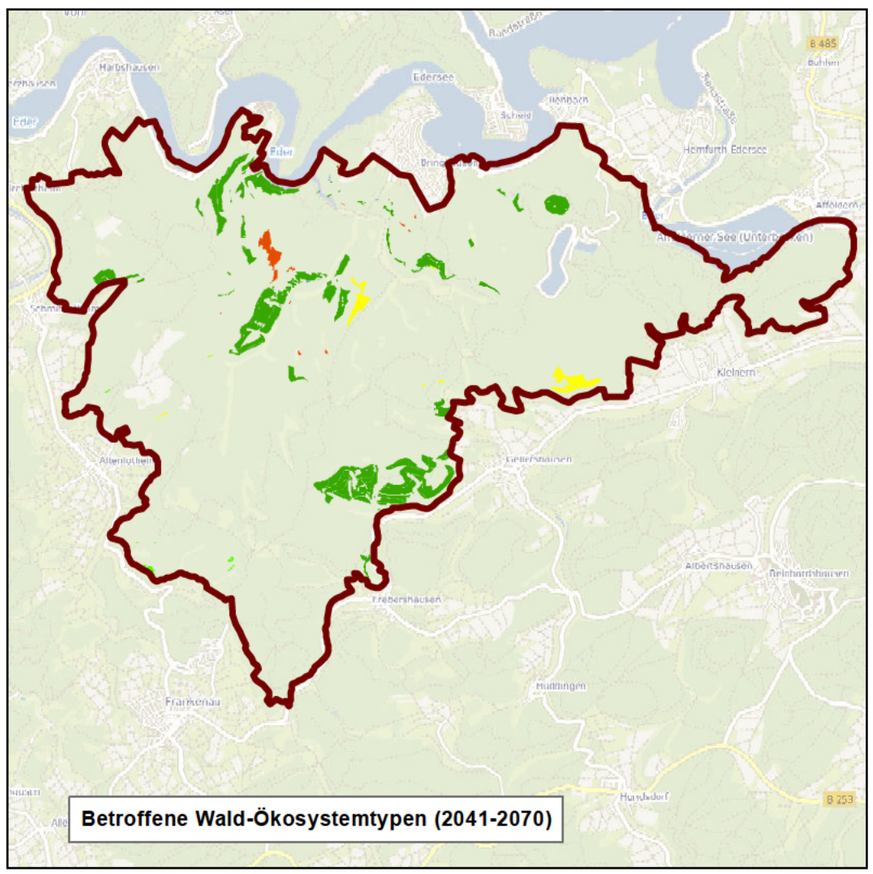
N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.









Veränderungsstufen der Abweichungen vom Referenzzustand (Modellierte Feuchtekennzahl)

- hoch -> sehr hoch
- mittel -> hoch
- gering -> mittel
- sehr gering -> gering
- gering -> sehr gering
- mittel -> gering
- hoch -> mittel
- sehr hoch -> hoch

Betroffene Wald-Ökosystemtypen (Abweichungen vom Referenzzustand nehmen zu)

Eg-7g-D1	*Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald*
Eb-5n-C2	*Moder-Buntsand-Buchenwald*
Eb-5n-D1a	*Sandbraunmull-Buchenwald*
D1-5n-C2	*Moder-Buchen-Bergwald*
D1-6d-D1	*Braunmull-Buchen-Bergwald*

Grenze des Nationalparks "Kellerwald-Edersee"

Bewertungskonzept für Ökosystem-funktionen unter Klimawandel

Karte 5b:
Veränderungen der Abweichungen der modellierten Feuchtekennzahl vom Referenzzustand, 2010-2070

Stand: Juli 2016

Maßstab: im Original 1 : 50.000

0 1,25 2,5 5 Kilometer

N

FuE-Vorhaben 3713 83 254 (Ufoplan 2013). Förderung durch das Umweltbundesamt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bearbeitung: Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta und Waldkunde-Institut Eberswalde.