

Bodenökologie und Bodengenese

Herausgeber:

Gerd Wessolek, Martin Kaupenjohann

Schriftleitung: Michael Facklam

Heft 44

Alexander Russ

**Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts
für die Waldfläche Brandenburgs**

Berlin 2015

Fachgebiete Standortkunde und Bodenschutz und Bodenkunde
Institut für Ökologie



Technische Universität Berlin
Selbstverlag

Bodenökologie und Bodengenese

Herausgeber:

Gerd Wessolek, Martin Kaupenjohann

Schriftleitung: Michael Facklam

Heft 44

Alexander Russ

**Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts
für die Waldfläche Brandenburgs**

Berlin 2015

Fachgebiete Standortkunde und Bodenschutz und Bodenkunde
Institut für Ökologie



Technische Universität Berlin
Selbstverlag

ISBN 978-3-9816573-1-9

Bodenökologie und Bodengenese Heft 44

Alexander Russ: Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs

Berlin den 22. Juni 2015

Herausgeber:	Gerd Wessolek, Martin Kaupenjohann
Schriftleitung:	Michael Facklam
Anschrift:	Technische Universität Berlin Institut für Ökologie Fachgebiete Bodenkunde/Standortkunde und Bodenschutz Ernst-Reuter-Platz 1 D-10587 Berlin

Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs

Entwicklung von Regionalisierungsansätzen unter besonderer Berücksichtigung der forstlichen Standortskarte

vorgelegt von
Dipl.-Ing. (FH)
Alexander Russ
geb. in Bernau

von der Fakultät VI – Planen Bauen Umwelt
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Naturwissenschaften
- Dr. rer. nat. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzende: Prof. Dr. Birgit Kleinschmit

Gutachter: Prof. Dr. Gerd Wessolek

Gutachter: Prof. Dr. Winfried Riek

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 18. Dezember 2014

Berlin 2015
D 83

Безъ сомнѣнія, на первомъ планѣ стоитъ здѣсь крайняя сложность условій, вліяющихъ на почву; во-вторыхъ, эти условія не представляютъ постоянныхъ величинъ, а поэтому и трудно поддаются цифровому обозначенію; наконецъ, по однимъ изъ упомянутыхъ факторовъ у насъ мало данныхъ, а по другимъ у вовсе нѣтъ. Тѣмъ не менѣе будемъ надѣяться, что и эти препятствія современемъ устранятся, и тогда почвовѣдѣніе сдѣлается дѣйствительно точной наукой.

(Василий Васильевич Докучаев)

Ohne Zweifel stellt die hohe Komplexität der auf den Boden wirkenden Einflüsse unsere größte Herausforderung dar. Diese Einflüsse sind überdies nicht konstant und demzufolge nur schwer zu beziffern. Zu einigen dieser Faktoren liegen uns wenige und zu vielen anderen gar keine Informationen vor. Gleichwohl erhoffen wir uns, dass sich auch diese Hemmnisse im Laufe der Zeit beseitigen lassen und die Bodenkunde dann zu einer echten exakten Naturwissenschaft werden kann.

(Wassili Wassiljewitsch Dokutschajew)

Danksagung

Diese Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne die Unterstützung vieler Personen und Institutionen, denen ich an dieser Stelle danken möchte.

Prof. Dr. Winfried Riek und Prof. Dr. Gerd Wessolek danke ich für die Überlassung des Themas, die vielen fachlichen Anregungen und nicht zuletzt für ihre große Geduld die Arbeit bis zum Ende zu betreuen. Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Winfried Riek für seine umfängliche materielle und immaterielle Unterstützung in allen Phasen der Arbeit.

Dem Team des Zentralen Ökologischen Labors der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH) um Dr. Lothar Reichelt und Prof. Dr. Frank Gutwasser danke ich für die Durchführung der Laboranalysen und entgegengebrachte Toleranz gegenüber den teils recht großen Probenmengen in den beschränkten Räumlichkeiten ihres Labors. Frau Regina Schönfelder vom Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde danke ich für die Unterstützung bei der Aufbereitung der entnommenen Bodenproben in ihren Katakomben.

Dem Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde gilt mein Dank für die Bereitstellung der umfangreichen, im Rahmen dieser Arbeit ausgewerteten Datensätze, namentlich: bodenphysikalische Labordaten, Inventurdaten zur Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald und zur BWI-Inventurstudie, dem Datenspeicher Wald, der forstlichen Standortskarte, Grundwasserflurabstandskarten und modellierter Klimadaten.

Dr. Dieter Kühn und Dr. Albrecht Bauriegel vom Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg danke ich für die Beratung zu verfügbaren Geländemodellen und für die Bereitstellung des in diesem Projekt verwendeten DGM 25-3-LBGR. Auch für die wertvollen Hinweise zur Auswahl geeigneter Bodenübersichtskarten sowie die Beratung zur Geologischen Übersichtskarte und nicht zuletzt für die Überlassung der zahlreichen bodenphysikalischen Datensätze gilt ihnen mein Dank. Dr. Steffen Schobel vom Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Waldökologie und Waldinventuren und Rainer Gemballa vom Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebs Sachsenforst danke ich ebenfalls für die Bereitstellung bodenphysikalischer Datensätze.

Prof. Dr. Andreas Linde und den damaligen Mitgliedern der Arbeitsgruppe „Forschung“ gilt mein Dank für das entgegengebrachte Vertrauen, diese Arbeit im Rahmen des Promotions-Förderprogramms des Fachbereiches für Wald und Umwelt beginnen zu können.

Bei den Mitarbeitern und Revierleitern des damaligen Amtes für Forstwirtschaft Eberswalde möchte ich mich für die Möglichkeit zur Durchführung der Geländeaufnahmen und die entgegengebrachte Unterstützung beim Zugang zu Aufnahmepunkten bedanken.

Herrn Stuart Krause danke ich für die tatkräftige Unterstützung bei der standortkundlichen Klassifikation der bodenkundlichen Inventurdaten. Frau Nicole Haibach danke ich für die Korrektur der englischen Zusammenfassung.

Sabine und meiner Familie möchte ich für die mentale Unterstützung während der Entstehung der Arbeit danken.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Zielsetzung	1
2. Datengrundlagen	2
2.1. Daten der forstlichen Standortserkundung	3
2.2. Inventur- und Punktdaten	4
3. Methoden	8
3.1. Ermittlung von Reliefattributen	10
3.1.1. Rasterzellengröße für die Ermittlung der Reliefattribute	10
3.1.2. Exposition	11
3.1.3. Hangneigung	12
3.1.4. Downslope Index	13
3.1.5. Horizontal-, Vertikal- und Gesamtwölbung	13
3.1.6. Einzugsgebietsgröße	13
3.1.7. Tiefenlinien und obere Kulminationspunkte	14
3.1.8. Hanglängen und relative Hangposition	15
3.1.9. Terrain Ruggedness Index	16
3.1.10. Topographic Position Index	16
3.1.11. LS-Faktor	17
3.1.12. Topographic Wetness Index	18
3.1.13. Stream Power Index	18
3.1.14. Höhe über Tiefenlinie	19
3.1.15. Massenbilanzindex	19
3.1.16. Direkte Sonneneinstrahlung	20
3.1.17. Diffuse Sonneneinstrahlung	23
3.1.18. Negative openness	24
3.1.19. Windexposition	25
3.2. Klimakennwerte	26
3.3. Vegetationsindices	27
3.4. Indexwerte zur Kennzeichnung der räumlichen Lage	28
3.5. Geologisches Alter	28
3.6. Bodeneigenschaften	29
4. Regionalisierung des Grundwasserflurabstandes	31
4.1. Grundwasserflurabstandsinformationen in der forstlichen Standortskarte . .	31
4.2. Methodisches Vorgehen bei der Ableitung der Grundwasserflurabstände . .	33
4.2.1. Bearbeitung von Arealen mit multiplen Legendeneinheiten - “klein- flächige Wechsel”	34
4.2.2. Ableitung kontinuierlicher Grundwasserflurabstände aus Grund- wasserflurabstandsstufe und DGM	35

4.2.3. Handhabung aneinander grenzender Polygone gleicher Grundwasserflurabstandsstufe	38
4.3. Verifizierung der Grundwasserflurabstände mit Flurabständen aus Messpe- geln	40
4.4. Zwischenfazit Grundwasserflurabstand	43
5. Regionalisierung von Substrateigenschaften	46
5.1. Disaggregation der forstlichen Standortskarte	47
5.1.1. Disaggregation auf Grundlage der Grundwasserflurabstandsstufen	48
5.1.2. Disaggregation mit Diskriminanzmodellen	49
5.1.3. Bedeutung der Reliefkennwerte in den Diskriminanzmodellen	54
5.1.4. Vorhersageeigenschaften der Diskriminanzmodelle	58
5.2. Prognose forstlicher Standortsformen	65
5.2.1. Einfluss einzelner Prädiktoren in den Entscheidungsbäumen	67
5.2.2. Vorhersageeigenschaften der Klassifikationsbäume	72
5.3. Validierung mit Inventurdaten	74
5.4. Ableitung typisierter Bodenprofile	78
6. Regionalisierung von Kohlenstoffvorräten	81
6.1. Regressionsanalytische Auswertung der Kohlenstoffvorräte im Solum	85
6.2. Geostatistische Auswertungen der Kohlenstoffvorräte im Solum	92
6.3. Kohlenstoff-Tiefengradiententypen	96
6.4. Vorhersage von Kohlenstoff-Tiefengradiententypen	101
6.4.1. Vorhersageeigenschaften des optimal beschnittenen Klassifikations- baums	105
6.4.2. Anwendung der Modelle auf die Waldfläche	109
7. Auswahl und Einsatz von Pedotransferfunktionen	111
7.1. Humusgehalte	111
7.2. Trockenrohdichten	111
7.3. Nutzbare Feldkapazität	115
7.3.1. Auswertungsansatz und Stichprobenbildung	116
7.3.2. Auswahl und Anwendung der betrachteten PTF	118
7.3.3. Bewertungsansatz	122
7.3.4. Relationaler Vergleich – Ergebnisse für die BZE-Stichprobe	123
7.3.5. Validierung durch Vergleich mit gemessenen Werten	123
7.3.6. Zwischenfazit nutzbare Feldkapazität	129
7.4. Effektiver Wurzelraum	131
7.5. Anwendung der Pedotransferfunktionen auf die Waldfläche	133
8. Berechnung von Wasserhaushaltskennwerten	136
8.1. Ausprägung für die Waldfläche Brandenburgs	138
Zusammenfassung	143
Literaturverzeichnis	148
A. Anhang	164

Tabellenverzeichnis

2.1. Zusammensetzung der Stichprobe anhand der unterschiedenen Straten bei der Probennahme	5
3.1. Klimatische Kennwerte	26
3.2. Indexwerte zur Kennzeichnung des Vegetationseinflusses	27
3.3. Indexwerte der räumlichen (horizontalen) Lage	28
3.4. Zusammenfassung der Legendeneinheiten der geologischen Übersichtskarte (LGRB, 1997) für die Kennzeichnung des geologischen Alters	29
3.5. Aus der forstlichen Standortskarte ableitbare, mit Bodeneigenschaften assoziierte Prädiktoren	30
4.1. Grundwassertiefenstufen der SEA 95 und SEA 74	33
4.2. Zuordnung der Stamm-Feuchtestufen zu Grundwassertiefenstufen für Altkartierungen sowie Komplex- und Sonderstandorte	34
5.1. Häufigkeiten und Mittelwerte der Diskriminanzkoeffizienten für die Reliefkennwerte in den Diskriminanzmodellen	55
5.2. Häufigkeiten und Mittelwerte der Diskriminanzkoeffizienten zur Trennung von Hydromorphiegruppen, Substrat- und Horizontfolgetypen	57
5.3. Lagemaße für Wilks Λ und die zugehörige Irrtumswahrscheinlichkeit α bei der Unterscheidung kleinflächig wechselnder Bodenformen	61
5.4. Lagemaße für auf der Klassifikationsmatrix basierende Gütemaße bei der Disaggregation mit Diskriminanzmodellen	63
5.5. Einteilung der Wertebereiche der $\hat{K}$ -Statistik nach LANDIS & KOCH (1977)[165] (geändert)	64
5.6. Häufigkeiten der Prädiktorvariablen in den Endknoten der CHAID-Bäume	69
5.7. Aus der Klassifikationsmatrix abgeleitete Gütemaße für die Vorhersage von Standortsformen mit Entscheidungsbäumen	73
5.8. Vergleich von Standortsformen der forstlichen Standortskarte, Disaggregierungs- und Prognosemodellen mit Inventurpunkten	76
5.9. Zu berücksichtigende Schichtwechsel unterhalb 80 cm nach SCHULZE (1996a)[76] ergänzt und geändert	79
6.1. Übersicht zur Literatur für die Regionalisierung von Kohlenstoff und organischer Bodensubstanz	82
6.2. Datenquellen der Prädiktoren für die Vorhersage der Kohlenstoffvorräte	86
6.3. Regressionskoeffizienten zur Schätzung der Kohlenstoffvorräte und zugehörige statistische Kennwerte	88
6.4. Globale Gütemaße der Teilmodelle und entsprechende Abschätzung für das Gesamtmodell zur Schätzung der Kohlenstoffvorräte (Aufl.... 90 cm)	91
6.5. Häufigkeiten von Bodenklassen und Humusformen entsprechend ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) in den Kohlenstoff-Tiefengradiententypen	100

6.6.	Risiken, Standardfehler und Anzahl der Endknoten der in Abhängigkeit von α beschnittenen CART-Bäume	104
6.7.	Korrelation zwischen beobachteten und vorhergesagten Kohlenstoffvorräten in ausgewählten Bodenschichten	107
7.1.	Übersicht der validierten PTF, Hinweise zu Datengrundlage und vorgenommenen Anpassungen bei der Anwendung	120
7.2.	Statistische Maßzahlen und Rangplätze der PTF in den Stichproben SPI und SPII	130
7.3.	Gesamtrangplätze der PTF in den Stichproben SPI und SPII	131
8.1.	Parametrisierung des TUB-BGR-Verfahrens	137
A.1.	Häufigkeiten der Horizontierung in der Stichprobe der BZE und den Validierungsstichproben	164

Abbildungsverzeichnis

2.1.	Lage der Inventurpunkte der drei Beprobungsnetze	4
2.2.	Entnahme von Bodenproben in Mineralboden und Humusaufgabe	6
3.1.	Konzeptioneller Ansatz für die Regionalisierung bodenhydraulischer Kennwerte	9
3.2.	Simulierte 334 Sonnenstände und Strahlungsleistungen bei der Berechnung des Indexwertes für die direkte Sonneneinstrahlung in Brandenburg	22
3.3.	Entwicklung des Sky View Factors Ψ_S in Abhängigkeit vom Radius s_j und Höhenunterschied Δz für idealisierte ungeneigte kreisförmige Senken	24
3.4.	Relative Häufigkeit der Windrichtung für Berlin Tempelhof bei der Berechnung des Indexes der Windexposition Ψ_{wte}	25
4.1.	Zwischenschritte zur Ableitung der Grundwasserflurabstände für ein Areal mit drei unterschiedlichen kartierten Grundwasserflurabstandsstufen	36
4.2.	Problematik angrenzender Standortsformen gleicher Grundwasserflurabstandsstufe	39
4.3.	Abweichungen zwischen aus der Standortskarte und aus Grundwassermessstellen abgeleiteten Flurabständen	41
4.4.	Räumliche Verteilung der Differenzen zwischen <i>FA-Pegel</i> und <i>FA-Standortskarte</i>	42
4.5.	Differenz der Flurabstände in Abhängigkeit vom Abstand zu Gebieten mit gespanntem Grundwasser (Mediane mit 95 %-Konfidenzintervall)	43
4.6.	Gegenüberstellung von <i>FA-Pegel</i> und <i>FA-Standortskarte</i> für einen Detailausschnitt im Bereich des Baruther Urstromtals	44
5.1.	Methodischer Ansatz für die Verwendung von Standortinformationen aus Wechselkartierungen	48
5.2.	Inkrementeller Zuordnungsalgorithmus für die Zuordnung der Standortsformen zu den Rasterzellen auf Grundlage der mittels Diskriminanzanalyse berechneten Wahrscheinlichkeiten	53
5.3.	Klassifikationsmatrix nach CONGALTON & GREEN (2009) (geändert)	59
5.4.	Arbeitsschritte und Prädiktoren für die Vorhersage forstlicher Standortsformen auf bisher nicht standortkundlich kartierten Waldflächen	65
5.5.	Vierstufige hierarchische Gliederung der Bodenformen entsprechend der SEA 95	66
5.6.	Vertikale Zusammensetzung der forstlichen Standortsformen aus Feinbodenformen, Übersandungen und Unterlagerungsformen	78
5.7.	Tiefenprofile der Körnungsarten ausgewählter Feinbodenformen der SEA 95	80
6.1.	Konzeptioneller Einsatz der Vorhersagemodelle und Prädiktoren für die Regionalisierung plot- und tiefenstufenweiser Kohlenstoffvorräte	84

6.2.	Transformationen zur Linearisierung sowie Gegenüberstellung von Vorhersage- und Messwerten der Modelle zur Schätzung der Kohlenstoffvorräte	90
6.3.	Semivariogramm und Autokorrelogramm der Residuen aus den Regressionsmodellen zur Vorhersage der Kohlenstoffvorräte	93
6.4.	Vergleich von beobachteten und per Kriging vorhergesagten Residuen und Gegenüberstellung der beobachteten Kohlenstoffvorräte mit den per Kriging korrigierten Vorhersagewerten	95
6.5.	Abnahme der Fehlerquadratsumme in Abhängigkeit von der Anzahl der Cluster-Lösungen	97
6.6.	Ausprägung der relativen Tiefengradiententypen für Kohlenstoff in den fünf unterschiedenen Clustern	99
6.7.	Optimal beschnittener CART-Entscheidungsbaum zur Vorhersage der relativen Kohlenstoff-Tiefengradiententypen	105
6.8.	Klassifikationsmatrix und Kennwerte nach CONGALTON & GREEN (2009) für den optimal beschnittenen CART-Klassifikationsbaum	106
6.9.	Vergleich von beobachteten und vorhergesagten Kohlenstoffvorräten für Humusaufgabe und Mineralboden	108
6.10.	Häufigkeitsverteilung und Lagemaße der regionalisierten Kohlenstoffvorräte mineralischer Bodenformen	109
6.11.	Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der Kohlenstoffvorräte im Solum mineralischer brandenburgischer Waldstandorte	110
7.1.	Beschreibung des Zusammenhangs Trockenrohdichte und Humusgehalt anhand der rekalierten PTF nach ADAMS (1973)	113
7.2.	Mess- und Vorhersagewerte für die Trockenrohdichte der PTF ADAMS (1973) aus linearisierter und nichtlinearer Parameterschätzung	114
7.3.	Spektrum der Texturklassen nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) innerhalb der BZE- und Validierungsstichprobe	116
7.4.	Häufigkeitsverteilung der Trockenrohdichten und Humusgehalte für die BZE-Stichprobe und der Stichprobe SPI (Gesamtkollektiv)	117
7.5.	Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität bis 1 m Tiefe für die brandenburgischen Standorte der zweiten Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald	124
7.6.	Verteilung der Residuen bei Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität für die Stichprobe SPII (Korngrößenanalysen)	125
7.7.	Verteilung der Residuen bei Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität für die Stichprobe SPI (Gesamtkollektiv)	125
7.8.	Gegenüberstellung von gemessenen und mittels PTF prognostizierten Werten der nFK für die Stichprobe II	127
7.9.	Gegenüberstellung von gemessenen und mittels PTF prognostizierten Werten der nFK für die Stichprobe I	128
7.10.	Ermittlung des effektiven Wurzelraums nach RINGER & STREBEL (1980) auf Grundlage der Tiefenfunktionen nach RIEK (1995)	133
7.11.	Häufigkeitsverteilung und Lagemaße der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum	134

7.12. Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum brandenburgischer Waldstandorte	135
8.1. Häufigkeitsverteilungen und Lagemaße ausgewählter Kennwerte des Wasserhaushalts	139
8.2. Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode	140
8.3. Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung des Wassermangelindikators $ETa - ET0$	141
8.4. Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der Sickerwasserraten	142
A.1. Häufigkeitsverteilung der Entnahmetiefen für die BZE-Stichprobe und der Stichprobe SPI im Rahmen des Pedotransferfunktionenvergleichs	164

1. Einleitung und Zielsetzung

Der Wasserhaushalt von Waldbeständen ist für viele Fragestellungen der Waldbewirtschaftung von großer Bedeutung. Neben Fragestellungen der technischen Durchführung von Bewirtschaftungsmaßnahmen ist der Wasserhaushalt vorrangig für die Ableitung von Anbauempfehlungen sowie zur Abschätzung des Beitrags zur Grundwasserneubildung von Interesse. Die Beschreibung des Wasserhaushalts ist zudem eine wichtige Grundlage für das Abschätzen von Stoffausträgen und die Aufstellung von Stoffbilanzen.

Die Charakterisierung des Wasserhaushalts von Waldstandorten gewinnt in Bezug auf die Waldbewirtschaftung gegenwärtig zunehmend an Bedeutung. Angesichts prognostizierter Temperaturanstiege, bei gleichzeitiger Abnahme der jährlichen Niederschlagssummen (GERSTENGARBE et al., 2003) wird es zunehmend wichtiger, das Waldbeständen zur Verfügung stehende Wasserangebot quantitativ abzuschätzen (z.B. GAUER et al., 2011).

Neben klimatischen Kennwerten wie Niederschlagsmengen und potentiellen Verdunstungsraten sind für die Wasserversorgung der Waldbestände während der Vegetationsperiode der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser sowie die im Bodenwasserspeicher enthaltene pflanzenverfügbare Wassermenge von großer Bedeutung.

In der forstlichen Praxis werden in Brandenburg gegenwärtig vorrangig statische und qualitative Ansätze für die Berücksichtigung des Wasserhaushalts im Rahmen der Baumartenplanung eingesetzt, welche zudem den Einfluss des Bodenwasserspeichers weitgehend vernachlässigen. In jüngerer Zeit wurde die Berücksichtigung von Bodenkennwerten bei der Einschätzung des Standortwasserhaushalts zunehmend eingefordert und erste qualitative Ansätze hierzu entwickelt (ASCHE, 2008; KÖNIG, 2011; KONOPATZKY, 2012)

Ziel der vorliegenden Arbeit war die quantitative und modellbasierte Beschreibung des Wasserhaushalts für die gesamte brandenburgische Waldfläche. Während die rein klimatisch definierten Komponenten des Wasserhaushalts bereits mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung für die brandenburgische Waldfläche vorliegen, besteht noch ein großer Bedarf an entsprechend detaillierten Informationen zum Bodenwasserspeicher, dem kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser sowie Sickerwasserraten und realer Verdunstung.

Für die Modellierung der Wasserhaushaltskomponenten (Kap. 8) ergab sich somit zunächst die Notwendigkeit der Regionalisierung von Grundwasserflurabständen (Kap. 4) und bodenhydraulischer Kennwerte. Zur Schätzung der hydraulischen Kennwerte wurden in mehreren aufeinander aufbauenden Schritten Substrateigenschaften (Kap. 5), Kohlenstoffvorräte (Kap. 6) sowie Trockenrohdichten, nutzbare Feldkapazitäten und effektive Wurzelräume (Kap. 7) regionalisiert. Für die Regionalisierung aller Kennwerte wurde eine möglichst umfassende Integration bestehender boden- und standortsbezogener Kartenwerke sowie aus Inventuren vorhandener Punktinformationen angestrebt. Somit sollte ein für die speziellen Verhältnisse und für die konkrete Datenlage optimierter Regionalisierungsansatz entwickelt werden. In diesem Zusammenhang kam der forstlichen Standortskarte eine besonders große Bedeutung zu. Als ausgesprochene Spezialkarte, welche einen weiten Eingang in die forstliche Praxis gefunden hat, weist sie zugleich den größten Maßstab aller sonst für die Waldfläche Brandenburgs verfügbaren Bodenkarten auf.

Die Arbeit war in ein interdisziplinäres Forschungsvorhaben am Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde zu regionalen und standortsbedingten Unterschieden der Auswirkungen des Klimawandels eingebunden, in dessen Rahmen die entwickelten Modelle direkt für regionale Einschätzungen der Anbaueignung einzelner Baumarten genutzt werden konnten (vgl. RIEK, 2010; RIEK & RUSS, 2014).

2. Datengrundlagen

Für die Regionalisierung der Grundwasserflurabstände und bodenhydraulischen Kennwerte konnten die im folgenden aufgelisteten Datensätze gewonnen und bezogen werden. Die vorliegenden Flächendaten wurde dabei vorrangig zur Gewinnung bodenkundlich orientierter Prädiktoren eingesetzt, während die Inventurdaten zur Validierung von Flächen- daten, Kalibrierung von Pedotransferfunktionen und für die Erstellung von Regionalisie- rungsmodellen für Kohlenstoffvorräte eingesetzt wurden.

1. Flächendaten

- digitale forstliche Standortskarte des Landes Brandenburg (Stand 2010)
- digitales Geländehöhenmodell „25-3-LBGR“ des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) KÖTHE (2007)
- Datenspeicher Wald (Stand 2008)
- Geologische Übersichtskarte Brandenburgs Maßstab 1 : 300 000 (LGRB, 1997)
- Bodenübersichtskarte Brandenburgs Maßstab 1 : 300 000 (LGRB, 2001)
- aus Grundwassermessstellen und Oberflächengewässern abgeleitete Grundwas- serflurabstandskarten (HANNAPPEL & RIEK, 2011b)
- Rasterdaten (1 km×1 km) zu modellierten Klimakennwerten für das Land Brandenburg von RIEK et al. (2013); KREIENKAMP & SPEKAT (2009)

2. Punkt- /Inventurdaten

- Inventurdaten für 318 Aufnahmepunkte der brandenburgischen Stichprobe der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE2) (z.B. BMELV, 2006; RIEK, 2009)
- Bestockungsdaten der brandenburgischen Teilstichprobe zur Inventurstudie 2008 (OEHMICHEN et al., 2011)
- bodenkundliche Punktdaten aus dem Amt für Forstwirtschaft Eberswalde (stratifizierte Stichprobe, 140 Aufnahmepunkte)

3. bodenphysikalische Datenbanken zur nutzbaren Feldkapazität

- 167 Datensätze vom Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brande- burg
- 131 Datensätze vom Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde des Landes- betriebs Forst Brandenburg

- 13 Datensätze vom Institut für Waldökologie und Waldinventuren des Johann Heinrich von Thünen-Instituts
- 194 Datensätze vom Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebs Sachsenforst

Im Folgenden werden die Daten der forstlichen Standortskarte als wichtigster Flächen-datensatz sowie die Punktdaten, welche im Rahmen der Arbeit teilweise selbst erhoben wurden, kurz vorgestellt.

2.1. Daten der forstlichen Standortserkundung

Die Karten entstanden für die brandenburgischen Forste seit den fünfziger Jahren des 20. Jahrhunderts im Verlauf mehrerer Jahrzehnte Kartierarbeit. Insbesondere für die Ableitung von Empfehlungen zur Baumartenwahl hat sich das Kartenwerk in der forstlichen Praxis bewährt und eine weite Verbreitung bei den örtlichen Wirtschaftern gefunden. Umfassende Darstellungen und Übersichten zu den Grundzügen des Verfahrens und konzeptionellen Ansätzen finden sich bei KOPP et al. (1982); KOPP & SCHWANECKE (1994)

Im Verlauf der sehr langfristigen Entstehung der einzelnen Karten wurden die entsprechenden Richtlinien zur Standortsbeschreibung verschiedentlich überarbeitet, sodass sich auch in den gegenwärtig vorliegenden Karten entsprechend unterschiedliche Kartiereinheiten wiederfinden. Gravierende Unterschiede zeigen sich vor allem zwischen dem in den ersten Jahren mit Beginn der forstlichen Standortserkundung durchgeführten vorrangig vegetationskundlich orientierten Verfahren (SCAMONI, 1951; KOPP, 1961) und den später durch Dietrich Kopp eingeführten, wesentlich bodenkundlicher ausgerichteten Verfahren der Lokal- bzw. Feinbodenformen KOPP & STANDORTERKUNDER-KOLLEKTIV (1969); LANGGUTH et al. (1969).

Gegenwärtig liegen für 69 % der ca. 1 000 000 ha unfassenden Waldfläche Brandenburgs bereits Kartielergebnisse im neueren Feinbodenformensystem vor. Ergänzend sind für 9 % der Fläche Ergebnisse aus dem älteren Verfahren (Altkartierungen) sowie für Komplex- und Sonderstandorte verfügbar. Diese Daten waren aufgrund ihrer vegetationskundlichen Ausrichtung sowie der sehr lokal definierten Standortseigenschaften für die Mehrzahl der Anwendungen in der Regionalisierung jedoch nur sehr eingeschränkt auswertbar.

Um die Daten der forstlichen Standortskarte in den verschiedenen Regionalisierungsmodellen nutzen zu können, mussten diese zuvor in von den jeweiligen Prozeduren lesbare Formate überführt werden. Da die einzelnen Blätter der forstlichen Standortskarte ursprünglich auf Ebene der Forstreviere als direkte Arbeitsgrundlage für den örtlichen Wirtschaftler gefertigt wurden, entsprach auch die als Vektordaten vorliegende digitalisierte Karte noch weitgehend den dafür optimierten Strukturen. So enthielten die Attributtabelle(n) vorrangig für die manuelle einzelflächenweise Auswertung durch den örtlichen Wirtschaftler vorgesehene Textfelder, in denen eine Vielzahl unterschiedlicher Standortseigenschaften in Anlehnung an die ursprünglichen Einträge in den gedruckten Karten zusammengefasst war. Um die einzelnen Komponenten der Standortsformen (Grundwasserform, Feinbodenform, Unterlagerung, mehrschichtige Böden) aus diesen Textfeldern zu selektieren, wurde ein umfangreicher SPSS-Code (SPSS, 2007) auf Grundlage der verfügbaren STRING-Funktionen geschrieben. Wahrscheinlich aufgrund der traditionellen Entstehung als Inselkarten für einzelne Forstreviere wiesen die Geometrien der forstlichen

Standortskarte zahlreiche Überlappungen und doppelte Polygone auf. Um eine eindeutige Überführung in das im Rahmen der Regionalisierung verwendete Rasterdatenformat zu gewährleisten, mussten die Überlappungen zuvor korrigiert werden. Für die Lokalisierung der Überlappungen konnte die ArcView-Erweiterung Memo-Tools (KUTTIG, 2008) verwendet und die entsprechenden Fehler dann manuell korrigiert werden.

2.2. Inventur- und Punktdaten

Die Mehrzahl der verwendeten Inventurdaten wurde im Rahmen der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE2) erhoben. Im Rahmen dieser Inventur

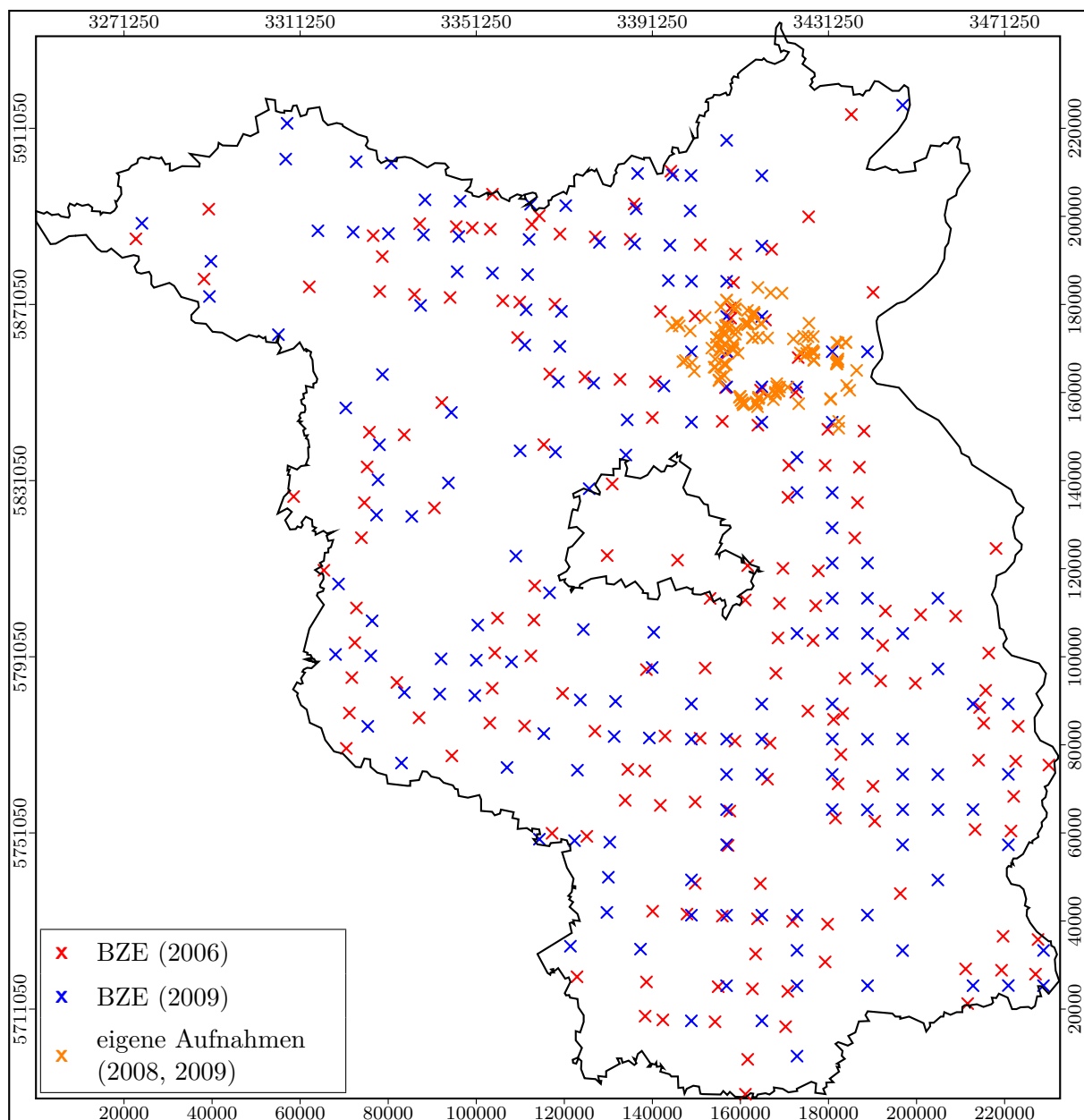


Abb. 2.1.: Lage der Inventurpunkte der drei Beprobungsnetze

Tab. 2.1.: Zusammensetzung der Stichprobe anhand der unterschiedenen Straten bei der Probennahme

Substratgruppen		Baumarten		Relief		
Sandersande, Talsande, Flugsande		Buche		Kuppe, Oberhang nördl. Mittelhang		135
Sande über Geschiebemergel, Geschiebelehmen	×	Eiche	×	südl. Mittelhang Unterhang, Senke	=	Inventur- punkte
Geschiebemergel, Geschiebelehme		Kiefer		Ebene		
grundwasser- beeinflusste Sande	×	Buche, Eiche,	×	Ebene	=	18
grundwassernahe Sande		Kiefer				Inventur- punkte

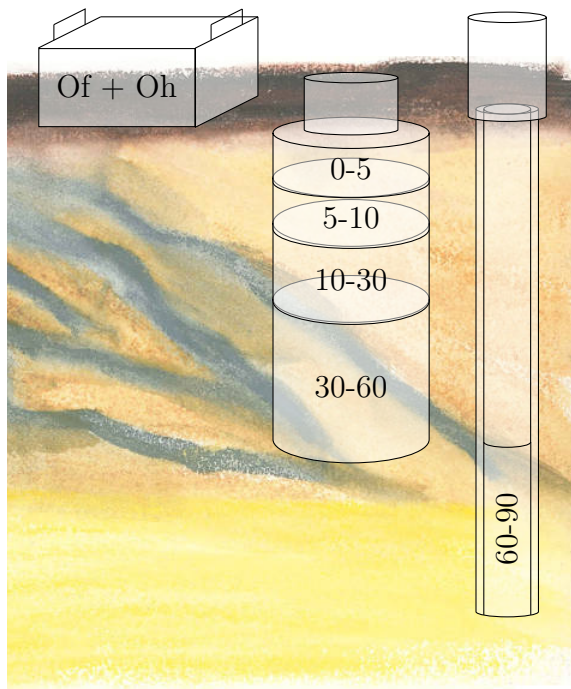
wurde eine Vielzahl boden-, ertrags- und vegetationskundlicher Kennwerte erhoben. Eine ausführliche Dokumentation der erhobenen Kennwerte findet sich in BMELV (2006).

Die Inventur wurde in zwei separaten Durchgängen im Jahr 2006 und 2009 mit einem Umfang von je 159 Inventurpunkten durchgeführt. Beide Inventuren erfolgten in einem systematisch zueinander versetzten 8×8 km-Raster.

Diese systematischen Stichproben wurden in den Jahren 2008 und 2009 durch eigene Aufnahmen im Amt für Forstwirtschaft Eberswalde ergänzt, um eine breitere Datenbasis zur Analyse der Zusammenhänge zwischen bodenbildenden Faktoren und zu regionalisierenden Bodeneigenschaften zu gewinnen. Die Lage der Aufnahmepunkte aus allen drei Erhebungen ist in Abbildung 2.1 veranschaulicht.

Die Auswahl der Aufnahmepunkte im Amt für Forstwirtschaft Eberswalde erfolgte in Form einer geschichteten Zufallsstichprobe. Die beprobten Gruppen wurden anhand möglichst einheitlicher Grundwasser-, Vegetations-, Relief- und Ausgangsgesteinsverhältnisse gebildet. Durch dieses Vorgehen sollte gegenüber einer einfachen Zufallsstichprobe erreicht werden, dass alle potentiellen Einflussgrößen im ausreichenden Umfang durch die Stichprobe abgedeckt werden. Nicht zuletzt sollten dadurch auch die Möglichkeiten szenarischer Berechnungen mit gegenwärtig nur im geringen Umfang auf der Waldfläche vertretenen Baumarten verbessert werden. Die Probenentnahme wurde vorrangig auf grundwasserferne Standorte ausgerichtet. Für diese wurde ein Stichprobenumfang von 135 Aufnahmepunkten vorgesehen. Demgegenüber wurden für grundwasserbeeinflusste mineralische Standorte (Gleye) insgesamt nur 18 Aufnahmepunkte geplant. Organische Nassstandorte im weitesten Sinne (Moore, Auenböden) wurden vollständig ausgeschlossen.

Im Bereich der terrestrischen Standorte wurden 45 unterschiedliche Straten unterschieden, welche sich aus der Kombination von drei Baumartengruppen, drei Substratgruppen und 5 unterschiedlichen Reliefformengruppen) ergeben (Tab. 2.1). Innerhalb jedes Stratum wurden dann zufällig drei Wiederholungen ausgewählt. Für die grundwasserbeein-



Humusauflage: flächenbezogene Probenentnahme mit Humussteckrahmen von 3 dm³ Grundfläche

0... 60 cm: volumengerechte Probenentnahme mit einem Wurzelbohrer von 80 mm Durchmesser für vier feste Tiefenstufen

60... 90 cm: gestörte Probenentnahme mit einem Erdbohrstock nach Pürckhauer für eine feste Tiefenstufe

Abb. 2.2.: Entnahme von Bodenproben in Mineralboden und Humusauflage

flussten Standorte wurden lediglich sechs unterschiedliche Straten unterschieden, welche sich wiederum aus den Baumartengruppen und aus zwei unterschiedlichen Klassen des Grundwasserflurabstandes bilden (Tab. 2.1).

Im Vorfeld der Geländearbeiten im Amt für Forstwirtschaft Eberswalde wurde bereits ein großer Teil der für die Regionalisierungsanwendungen vorgesehenen Eingangs-(Proxy-)größen (vgl. Kap. 2) in einem geografischen Informationssystem (GIS) zusammengeführt. Durch das räumliche Verschneiden der Informationslagen zu Bodenausgangsmaterial, Geologie, Relief, Baumartenzusammensetzung und Grundwasserflurabstand konnten dann potentielle Probeflächen entsprechend der vorgesehenen Straten (Tab. 2.1) lokalisiert werden. Als konkrete Aufnahmepunkte wurden immer die Koordinaten der Probeflächenmittelpunkte aufgesucht. Insbesondere hinsichtlich des Ausgangsmaterials konnten die so lokalisierten Typen aufgrund kleinräumiger Bodenheterogenitäten jedoch nicht immer im Gelände aufgefunden werden. In diesen Fällen wurde der Probepunkt, soweit möglich, im Gelände an eine geeignete Position innerhalb der Probefläche verlegt oder auf eine andere Probefläche ausgewichen. Um Verzerrungen durch bestockungsbedingte kleinräumige Ausprägung von Bodenparametern innerhalb der Probeflächen zu vermeiden, wurden die Bohrpunkte in Anlehnung an ZIRLEWAGEN (2003) immer zwischen den Kronentraufen (maximaler Abstand zu den Stammfüßen) angelegt.

Hinsichtlich der an den Inventurpunkten aufgenommenen und in dieser Arbeit benötigten Kennwerte gleichen sich alle drei Netze weitgehend. Angesichts der geringen methodischen Unterschiede werden nur die Arbeiten im Amt für Forstwirtschaft Eberswalde umrissen. Detaillierte Informationen zur Durchführung im Rahmen der BZE können der BZE-Anleitung (BMELV, 2006) entnommen werden.

Einen Überblick über die Entnahme der Bodenproben gibt Abbildung 2.2. So wurde der Mineralboden in fünf Tiefenstufen bis 90 cm Tiefe beprobt, wobei bis 60 cm Tiefe

volumengerechte Proben zur Bestimmung von Trockenrohdichten gewonnen wurden. Vor Beprobung der Humusauflage wurde die Litterschicht entfernt und, soweit vorhanden, lediglich die Of- und Oh-Lage in einer gemeinsamen Mischprobe beprobt.

Die anhand dieser Proben untersuchten Kennwerte wurden entsprechend der Methodenstandards des Handbuchs forstliche Analytik (HFA) (GAFA, 2006, 2005) im Zentralen Ökologischen Labor der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH) bestimmt. Im Einzelnen wurden für die Humusauflage der Humusvorrat entsprechend HFA-A 2.4 sowie der Gehalt an organischem Kohlenstoff nach HFA-D 31.2 bestimmt. Für die Tiefenstufen des Mineralbodens wurden ebenfalls der organische Kohlenstoff sowie die Korngrößenzusammensetzung mit dem Verfahren nach Köhn (HFA-A 2.5) und die Trockenrohdichte des Feinbodens entsprechend HFA-A 2.8 mit Ausnahme der Tiefenstufe 60...90 cm ermittelt.

Im Gelände wurden an allen Inventurpunkten die Bodenformen des nordostdeutschen Standorterkundungsverfahrens SEA 95, SCHULZE (1996a, 1998) bestimmt sowie bodenkundliche Profilbeschreibungen nach den Vorgaben der ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) vorgenommen. Für die Bestockung auf den Inventurpunkten wurde die Bestandesgrundfläche mit einem Spiegelrelaskop nach Bitterlich bestimmt sowie eine trigonometrische Ermittlung der Baumhöhen mit Hilfe des Baumhöhenmessers „Blume-Leiss“ durchgeführt.

3. Methoden

Das gewählte methodische Vorgehen zur Regionalisierung des Wasserhaushalts lässt sich konzeptionell in drei eigenständige, aufeinander aufbauende Teile gliedern.

1. Regionalisierung des Grundwasserflurabstandes (Kap. 4)
2. Regionalisierung bodenhydraulischer Kennwerte (Kap. 5, 6, 7)
3. Modellierung der Komponenten des Wasserhaushalts (Kap. 8)

Im ersten Teil wurde ein auf häufigkeitsstatistischen Betrachtungen basierter Ansatz zur Regionalisierung des Grundwasserflurabstandes auf Grundlage der Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte und den Höhenwerten des Digitalen Geländemodells entwickelt.

Für die Regionalisierung der bodenhydraulischen Kennwerte (zweiter Teil), welche den Schwerpunkt der Arbeit bildet, wurde dagegen ein komplexerer, aus mehreren Teilschritten bestehender Ansatz entwickelt. Um die räumlichen Strukturen der hydraulischen Eigenschaften und die zugrunde liegenden Prozesse optimal in den Modellen abzubilden, wurden zuerst bodenkundliche Basiskennwerte als Eingangsgrößen für hydraulische Pedotransferfunktionen (PTF) regionalisiert und erst danach die entsprechenden PTF eingesetzt (HEUVELINK & PEBESMA, 1999, 57-59). Einen Überblick über die einzelnen Schritte und jeweils angewendeten Methoden zur Ableitung der bodenphysikalischen Kennwerte für die Waldfläche Brandenburgs gibt Abbildung 3.1.

Ausgehend von Überlegungen zu vorrangig wirkenden Faktoren wurde für die Substrateigenschaften Textur, Grobbodenanteil und CaCO_3 -Gehalt ein auf der forstlichen Standortskarte aufbauender Regionalisierungsansatz entwickelt. Diese Karten erlauben für weite Gebiete der brandenburgischen Waldfläche horizontal und vertikal hoch aufgelöste Ableitungen hierzu.

So wurde im ersten Schritt mit Hilfe von Diskriminanzmodellen für die bisher standortkundlich bearbeitete Waldfläche eine räumlich eindeutig zugeordnete forstliche Standortsform ermittelt (Kap. 5.1). Die somit vorliegenden Standortsformen für die kartierte Waldfläche konnten dann zur Anpassung von Entscheidungsbäumen (KASS, 1980) für die Vorhersage der forstlichen Standortsformen in Gebieten, welche noch nicht standortkundlich bearbeitet wurden, verwendet werden (Kap. 5.2). Zusammen mit den für alle potentiell im Nordostdeutschen Tiefland auftretenden Standortsformen typisierten Bodenprofilen (Kap. 5.4) konnten auf Grundlage der forstlichen Standortsformen landesweit Tiefenprofile zu Bodenart, Grobbodenanteil und CaCO_3 -Gehalt abgeleitet werden.

Für die Kohlenstoffvorräte (Kap. 6) wurde dagegen ein auf den vorliegenden Inventurdaten basierender Regionalisierungsansatz entwickelt. Mittels Regressionsanalysen und Klassifikationsbäumen (BREIMAN et al., 1984) sollten zeitlich dynamische und anhand von Prognosen zur Entwicklung wichtiger Faktoren auch szenarische Regionalisierungen ermöglicht werden. Für die Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte konnten nun auch aus der forstlichen Standortskarte ableitbare Substrateigenschaften als zusätzliche Prädiktoren in die Regressionsmodelle und Klassifikationsbäume eingebracht werden.

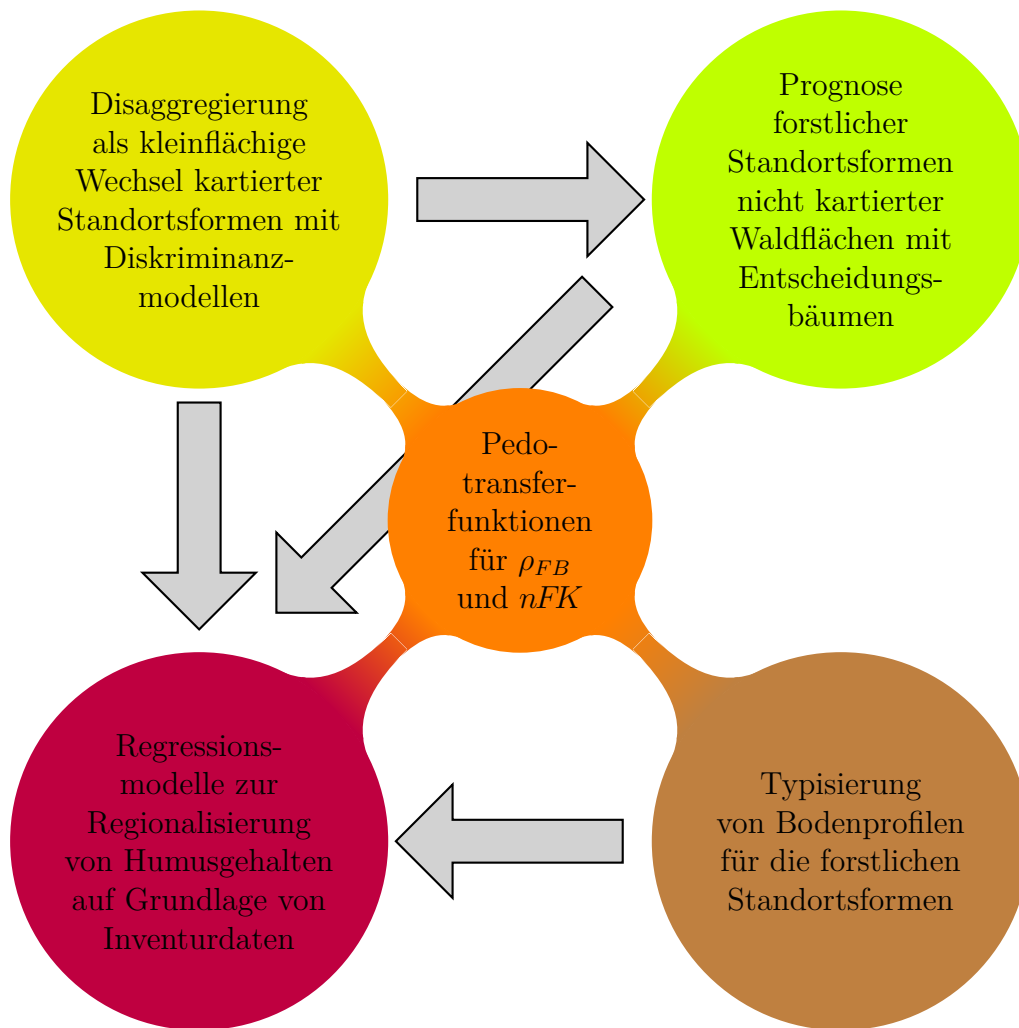


Abb. 3.1.: Konzeptioneller Ansatz für die Regionalisierung bodenhydraulischer Kennwerte

Sowohl für die Vorhersage der Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte als auch für die Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte wurde der von MCBRATNEY et al. (2003) beschriebene Ansatz des „scorpan-modelling“ aufgegriffen. Dieser Ansatz basiert maßgeblich auf dem bereits von DOKUTSCHAJEW und SACHAROW eingeführten (vgl. FLORINSKY, 2012) und später von JENNY (1941) etablierten Konzept der fünf bodenbildenden Faktoren Klima, Ausgangsgestein, Relief, Organismen und Zeit. Für die praktische Anwendung bei der Vorhersage von Bodeneigenschaften erweiterten MCBRATNEY et al. (2003) dieses Konzept um die beiden Prädiktoren Boden (andere bereits vorliegende Bodeneigenschaften) sowie die räumliche Lage. Zur Beschreibung der scorpan-Faktoren wurden zahlreiche Prädiktoren auf Grundlage bodenkundlicher und geologischer Übersichtskarten, Klimadaten, der forstlichen Standortskarte, des Datenspeichers Wald und vorrangig auf Grundlage des Digitalen Geländemodells zusammengestellt, welche in Kapitel 3 beschrieben werden.

In einem letzten Schritt wurden die Informationen aus den vier Teilbereichen in einem gemeinsamen Flächendatensatz zusammengeführt und mit validierten und rekali-brierten Pedotransferfunktionen (PTF) Trockenrohdichten und hydraulische Eigenschaften abge-

leitet (Kap. 7). Für die Rekalibrierung und Validierung konnten die vorliegenden Inventurdaten und bodenphysikalischen Datenbanken genutzt werden.

Abschließend konnten im letzten Teil (Kap. 8) die regionalisierten hydraulischen Kennwerte zur Parametrisierung des eingesetzten Wasserhaushaltsmodells verwendet werden, mit welchem dann wichtige Komponenten des Wasserhaushalts berechnet wurden.

3.1. Ermittlung von Reliefattributen

Reliefkennwerte sind etablierte Prädiktoren für die Regionalisierung von Eingangsgrößen für Pedotransferfunktionen und stellen zugleich oft die räumlich am höchsten aufgelösten vorliegenden Prädiktoren dar (z.B. ROMANO & CHIRICO, 2004, 280-283). Als Datengrundlage für die Berechnung der jeweiligen Reliefattribute konnte das digitale Geländehöhenmodell DGM 25-3-LBGR des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) verwendet werden. Dieses DGM wurde durch die Fa. Scilands im Auftrag des LBGR unter Gesichtspunkten einer bodenkundlich orientierten Reliefanalyse für die gesamte Landesfläche Brandenburgs aus dem DGM 25 sowie für einzelne Gebiete auch unter Nutzung des DGM 5 der Landesvermessung und Geobasisinformation (LGB) erstellt. Neben der Integration des DGM 5 in das DGM 25 zeichnet sich dieses Geländemodell durch umfangreiche Qualitätsverbesserungen, wie die Entrundung von Höhenangaben und die Beseitigung von DGM-Artefakten, gegenüber dem ursprünglichen DGM 25 der LGB aus. Die Maschenweite des als Grid vorliegenden Modells beträgt einheitlich 25 m. Die Höhengenaugkeit des DGM liegt im Bereich von ca. ± 2 m, in den Gebieten, in denen bereits das DGM 5 vorlag, im Bereich von $\pm 0,5$ m. Eine ausführliche Beschreibung des verwendeten DGM findet sich in KÖTHE (2007).

Die Berechnung der für die verschiedenen Fragestellungen verwendeten Reliefattribute erfolgte mit der Open Source Software SAGA¹ 2.0.8 (CONRAD, 2007; CIMMERY, 2007; OLAYA, 2004).

Einfache Reliefattribute wie Hangneigung, Exposition, Wölbung, welche sich in der Regel anhand der jeweiligen acht umliegenden Rasterzellen definieren, lassen sich unmittelbar und ohne Eingabe weiterer Parameter berechnen. Demgegenüber sind für die Berechnung komplexerer Kennwerte, etwa zur Kennzeichnung der Hangposition, oft mehrere aufeinander aufbauende Schritte sowie die Eingabe weiterer Parameter erforderlich. Im Folgenden sollen die eingesetzten Reliefattribute und der jeweils verwendete Ansatz kurz vorgestellt und diskutiert werden.

3.1.1. Rasterzellengröße für die Ermittlung der Reliefattribute

Eine vielfach in der Literatur diskutierte Problemstellung im Zusammenhang mit der Ermittlung von Reliefattributen ist die Wahl der Rasterzellengröße. Eine umfassende Übersicht zu praktischen Gesichtspunkten hinsichtlich Handhabbarkeit der Datenmengen, Lagegenauigkeit von Stichprobenpunkten und Ableitungen hinsichtlich des Maßstabes sowie der minimalen Arealgröße verwendeter Karten finden sich bei HENGL (2006) und LAGACHERIE & MCBRATNEY (2007). Dementsprechend ergeben sich hinsichtlich der Lagegenauigkeit mit GPS ermittelter Aufnahmepunkte Rasterzellengrößen zwischen

¹System for Automated Geoscientific Analyses, <http://www.saga-gis.org>.

27 m...34 m. Für den Maßstab der forstlichen Standortskarte (1:10 000) werden Rasterzellengrößen von 5 m empfohlen. Dagegen ergibt sich für die minimale Größe in der Standortskarte kartierter Areale von 2 ha (SCHULZE, 1996b, 186) eine optimale Rasterzellengröße von 71 m. In Abhängigkeit von der mit einem vertretbaren Aufwand rechen-technisch handhabbaren Datenmenge können geeignete Rasterzellengrößen auch auf Grundlage des Mooreschen Gesetzes (MOORE, 1965) eingeschätzt werden (HENGL, 2006, 1286). Für die brandenburgische Landesfläche von ca. 30 000 km² ergibt sich dabei für das Jahr 2012 eine Rasterzellengröße von ≈ 18 m.

Mit der möglichst verlustarmen und zugleich effizienten Übertragung von klassischen Bodenkarten ins Rasterdatenformat beschäftigte sich auch SCHULZ (2003)[74-75] anhand der niedersächsischen forstlichen Standortskarte im Maßstab 1:10 000. Dabei ermittelte SCHULZ (2003) für die adäquate Abbildung der Polygone eine Rasterzellengröße von 10 m, wobei besonders auf eine detailgetreue Abbildung auch linienhaft ausgeprägter Standorte geachtet wurde.

Speziell hinsichtlich der Anwendung in der digitalen Bodenkartierung ist die Auswirkung unterschiedlicher Rasterzellengrößen auf die Höhe der Korrelation zwischen Bodeneigenschaften und den für die entsprechenden Rasterzellengrößen ermittelten Reliefattribute von großer Bedeutung.

So empfehlen ERSKINE et al. (2007) für Anwendungen im Precision Farming Rasterzellengrößen von 30 m, für welche sie die engsten Zusammenhänge zum Weizenenertrag ermittelten. Zugleich beobachteten ERSKINE et al. (2007) mit abnehmender Rasterzellengröße eine zunehmende Sensitivität berechneter Reliefparameter gegenüber Ungenauigkeiten des DGM. HÄRING et al. (2009) ermittelten bei der Vorhersage von Bodeneinheiten der bayrischen Übersichtsbodenkarte im Maßstab 1:25 000 die höchste Modellgüte für Rasterzellengrößen im Bereich von 75 m bis 100 m, schlugen aus praktischen Überlegungen zu einer dem Zielmaßstab entsprechenden Auflösung jedoch eine Zellengröße von 25 m für die Berechnung von Reliefparametern vor. GREVE et al. (2012b) verglichen den Einfluss unterschiedlicher DGM mit den Rasterzellengrößen 24 m und 90 m auf die Vorhersage von Tongehalten für das geologisch mit Brandenburg gut vergleichbare Tiefland Dänemarks. Dabei beobachteten GREVE et al. (2012b) für die Auflösung von 24 m die engsten Zusammenhänge und schlussfolgern, dass Rasterzellengrößen von 90 m für Tieflandslandschaften nur wenig geeignet sind.

Ausgehend von diesen Arbeiten wurde für die Berechnung der Reliefattribute zunächst eine Rasterzellengröße von 25 m gewählt. Zugleich konnten dadurch Effekte durch die Neuinterpolation des ursprünglichen DGM vermieden werden. Im Zusammenhang mit rechenintensiven statistischen Auswertungen wurden dann mittels Nearest-Neighbor-Verfahren die für das 25 m-Raster berechneten Reliefkennwerte für größere Rasterzellen abgegriffen.

3.1.2. Exposition

Aus der Vielzahl der in der Literatur beschriebenen Methoden wurde der Ansatz von ZEVENBERGEN & THORNE (1987) ausgewählt. Das Verfahren gehört zu den etabliertesten Ansätzen und ermöglicht zugleich die Berechnung von Wölbungen. Für Punkte, für welche sich auf Grund ihrer geringen Reliefenergie keine Exposition berechnen lies (Hangneigung = 0), wurde die Exposition anhand des nach der Methode von WANG & LIU (2006) aufbereiteten Geländemodells mit einem Mindestgefälle von 10^{-5° berechnet.

Die Exposition wird üblicher Weise in Grad mit Werten zwischen 0° und 360° angegeben, wodurch kein monotoner Verlauf hinsichtlich der mit der Exposition verbundenen Wirkungszusammenhänge besteht. Dies erscheint insbesondere für die Verwendung der Exposition in Regressionsgleichungen problematisch (ZIRLEWAGEN, 2003). GUISAN et al. (1999) begegneten dieser Problematik durch einfache Sinus- und Kosinus-Transformation der ursprünglichen Exposition σ in zwei getrennte Variablen zur Kennzeichnung der Ausrichtung nach Osten (*OST*, Gleichung 3.1) sowie der Ausrichtung nach Norden (*NORD*, Gleichung 3.2). Der Wertebereich der beiden Variablen liegt jeweils im Bereich $-1 \dots 1$, wobei 1 maximaler Ost- (90°) bzw. Nordexposition (360°) entspricht.

$$OST = \sin(\sigma) \quad (3.1)$$

$$NORD = \cos(\sigma) \quad (3.2)$$

3.1.3. Hangneigung

Die unmittelbar auf die jeweilige Rasterzelle bezogene Hangneigung β wurde in Übereinstimmung mit dem Vorgehen zur Berechnung der Exposition nach ZEVENBERGEN & THORNE (1987) aus den Höhenwerten der acht angrenzenden Rasterzellen berechnet. Als Kennwerte für die Reliefenergie größerer Skalenebenen wurden in Anlehnung an ZIRLEWAGEN (2003) die Neigung zwischen oberem und unterem Scheitelpunkt (β_{ges}) sowie die Neigungen von der Rasterzelle zum oberen (β_{KP}) und unteren (β_{TL}) Scheitelpunkt berechnet. Als Grundlage für die Berechnung wurden die Geländehöhen z_{KP} und z_{TL} der Kulminationspunkte und Tiefenliniennetze (Kap. 3.1.7) entsprechend dem Nearest Neighbour-Verfahren mit dem Modul *Grid Proximity Buffer* interpoliert. In Fällen, in denen der Kulminationspunkt und Tiefenlinie durch die gleiche Rasterzelle verlaufen, wurde jeweils die lokale Hangneigung β eingesetzt. Zugleich konnten die euklidischen Distanzen zu den Tiefenlinien (s_{TL}) und Kulminationspunkten (s_{KP}) ermittelt werden. Die drei Indices zur Beschreibung der Hangneigung ergeben sich dann entsprechend den Gleichungen 3.3 bis 3.5. Die drei Indices wurden sowohl für das groß- als auch für das kleinskalige Tiefenlinien- / Kulminationspunktnetz berechnet. In den Sonderfällen, in denen der Punkt auf den Kulminationspunkt bzw. die Tiefenlinie fällt oder beide Scheitelpunkte zusammenfallen und sich die Kennwerte β_{KP} , β_{TL} und β_{ges} nicht berechnen lassen, wurde jeweils die lokale Hangneigung β eingesetzt.

$$\beta_{\text{ges}} = \arctan \left(\frac{|z_{\text{KP}} - z_{\text{TL}}|}{s_{\text{KP}} + s_{\text{TL}}} \right) \quad (3.3)$$

$$\beta_{\text{KP}} = \arctan \left(\frac{|z_{\text{KP}} - z_0|}{s_{\text{KP}}} \right) \quad (3.4)$$

$$\beta_{\text{TL}} = \arctan \left(\frac{|z_0 - z_{\text{TL}}|}{s_{\text{TL}}} \right) \quad (3.5)$$

Als ein weiterer interessanter Indikator zur Kennzeichnung der für die Rasterzelle wirksamen Neignungsverhältnisse konnte zusammen mit der Berechnung der Einzugsgebietsgröße (Kap. 3.1.6) die mittlere Neigung aller Zellen des jeweiligen Einzugsgebiets β_{ezg} berechnet werden.

3.1.4. Downslope Index

Der Downslope index (HJERDT et al., 2004) dient zur Beschreibung der mittleren Neigungsverhältnisse im Bereich unterhalb der betrachteten Rasterzelle.

In Anlehnung an SEIBERT et al. (2007), welche signifikante Zusammenhänge zwischen dem downslope Index und morphologischen sowie chemischen Bodeneigenschaften anhand von Daten der schwedischen Bodenzustandserhebung im Wald feststellten, wurde der Index für einen Höhenunterschied Δz von 2 m berechnet. Der Downslope index β_d berechnet sich dann entsprechend Gleichung 3.6 aus der Länge des Fließpfades s_f zur nächsten 2 m tiefer gelegenen Rasterzelle.

$$\beta_d = \arctan \frac{\Delta z}{s_f} \quad (3.6)$$

Der Fließpfad wird dabei entsprechend dem Deterministic 8-Verfahren (O'CALLAGHAN & MARK, 1984) immer in die jeweils am tiefsten gelegene der acht angrenzenden Rasterzellen weitergeleitet. Die Länge des Fließpfades ergibt sich dabei aus der Summe der Entfernungen zwischen allen durchquerten Rasterzellenmittelpunkten. Wird am Ende des Fließpfades der vorgegebene Höhenunterschied nicht genau im Mittelpunkt einer Rasterzelle erreicht, ergibt sich die Länge des letzten Fließpfadabschnitts aus linearer Interpolation zwischen dem letzten oberhalb und dem ersten unterhalb Δz gelegenen Zellenmittelpunkt.

Innerhalb von Senken und ausgedehnten ebenen Bereichen ist der Abflusspfad zur nächsten 2m tiefer gelegenen Rasterzelle nicht immer eindeutig definiert. In diesen Fällen wurde für die Berechnung des Index mit dem SAGA-Modul **Downslope Distance Gradient** das mit dem Ansatz von WANG & LIU (2006) aufbereitete Geländemodell verwendet, um sicher zu stellen, dass auf dem Abflusspfad einer Zelle immer eine entsprechend tiefer gelegene Zelle erreicht werden kann.

3.1.5. Horizontal-, Vertikal- und Gesamtwölbung

Analog zum Vorgehen zur Berechnung von Exposition und Hangneigung (Kap. 3.1.2) wurde auch für die Berechnung der Horizontalwölbung K_h , der Vertikalwölbung K_v und der Gesamtwölbung K der etablierte Ansatz von ZEVENBERGEN & THORNE (1987) gewählt. Dadurch konnte gewährleistet werden, dass sich die Werte dieser wichtigen fünf Reliefattribute an allen Rasterzellen konsistent zueinander verhalten. Positive Werte entsprechen zunehmend konvexer und negative Werte zunehmend konkaver Wölbung (0 = gestreckt).

3.1.6. Einzugsgebietsgröße

Die Größe des Einzugsgebiets² ist ein wichtiger Kennwert, welcher auch in vielen komplexeren Reliefkennwerten als Eingangsgröße benötigt wird. Ähnlich wie für die Berechnung von Exposition und Hangneigung (Kap. 3.1.2) liegen auch für diesen Kennwert verschiedenste Ansätze vor (O'CALLAGHAN & MARK, 1984; FREEMAN, 1991; FAIRFIELD & LEYMARIE, 1991; TARBOTON, 1997; SEIBERT & MCGLYNN, 2007). Für die Berechnung der Einzugsgebietsgröße A_{Ezg} und der darauf aufbauenden Kennwerte wurde der Ansatz von SEIBERT & MCGLYNN (2007) ausgewählt, da dieser einen guten Kompromiss zwischen Verfahren mit einer starken Konzentration des Abflusses (z. B. O'CALLAGHAN &

²Summe aller Flächen, deren theoretischer Oberflächenabfluss zur jeweiligen Rasterzelle führt.

MARK, 1984)) und Verfahren mit einer starken Streuung des Abflusses (z. B. FREEMAN, 1991) darstellt. Zusätzlich ist dieser Ansatz im Vergleich zum Verfahren nach TARBO-TON (1997) nicht auf eine einzelne Abflussrichtung beschränkt, wodurch gegenwärtig mit diesem Verfahren die realistischste Abbildung des Abflusses gegeben scheint (SEIBERT & MCGLYNN, 2007). In einer Evaluierungsstudie zu unterschiedlichen Berechnungsansätzen des *TWI* (vgl. 3.1.12) fanden SØRENSEN et al. (2006) bei Verwendung dieses Ansatzes engere Zusammenhänge zu pH-Werten und Bodenfeuchten schwedischer Kiefern- und Fichtenstandorte.

3.1.7. Tiefenlinien und obere Kulminationspunkte

Die Ausweisung von Tiefenlinien innerhalb des Geländemodells wird in dieser Arbeit vorrangig als Grundlage für die Berechnung komplexerer Reliefattribute, insbesondere zur Kennzeichnung der Hangposition, benötigt. Die Tiefenlinien wurden somit nicht mit dem Anspruch erstellt, rezente Gewässernetze und deren Abflussverhältnisse auszuweisen. In diesem Zusammenhang wurde auf die für die Beschreibung von Abflussverhältnissen notwendige vorhergehende Entfernung abflussloser Senken durch Manipulation wie Auffüllungen oder Einschnitte in das DGM bewusst verzichtet.

Die Festlegung der Tiefenlinien und oberen Kulminationspunkte steht in starker Abhängigkeit zum Skalenbezug der jeweils betrachteten Reliefeinheiten. Dadurch ist eine optimale Festlegung einheitlicher Tiefenlinien- und Scheitelpunktnetze für alle Reliefeinheiten kaum möglich. Um dieser Problematik entgegenzuwirken, wurde versucht, Tiefenliniennetze für unterschiedliche Skalenebenen auszuweisen. Eine Möglichkeit für die Gliederung der Skalenebenen des Reliefs stellt die Einteilung entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODEN, 2005, 63-69) dar. In dieser, in der bodenkundlichen Praxis etablierten Reliefgliederung werden die drei Ebenen Mikrorelief, einfacher Reliefformtyp und komplexer Reliefformtyp unterschieden. Mit Blick auf die forstpraktische Zielstellung und Auflösung des verwendeten DGM wurden dann zwei getrennte Tiefenlinien- und Kulminationspunktnetzwerke für die beiden Skalenebenen einfacher und komplexer Reliefformtyp erstellt.

Die Tiefenlinien konnten mit Hilfe des auf dem „Deterministic 8 Verfahrens“ (O’CALLAGHAN & MARK, 1984) basierenden Moduls **Channel Network** in SAGA bestimmt werden. Für die Erzeugung der auf dem D8-Algorithmus (O’CALLAGHAN & MARK, 1984) basierenden Tiefenlinien ist zusätzlich zu den Höhenwerten des DGM die Angabe von Startpunkten erforderlich, an denen jeweils eine neue Tiefenlinie initiiert wird. Als Grundlage für die Startpunkte finden konventionell Grids der Einzugsgebietsgröße Verwendung (OLAYA, 2004, 118-121). Als Startpunkte werden dann alle Zellen ab einem festzulegenden Schwellenwert definiert, wobei mit der Größe der festgelegten Mindestgröße des Einzugsgebiets zur Initiierung einer neuen Tiefenlinie die Dichte des erstellten Tiefenliniennetzes abnimmt. Die jeweiligen Schwellenwerte für die beiden angestrebten Tiefenliniennetze wurden empirisch festgelegt, wobei die verschiedenen Tiefenliniennetze visuell eingeschätzt wurden.

Um auf der Ebene der einfachen Reliefformtypen auch kleinere Reliefformen zu berücksichtigen, wurde als Startwert für den Beginn einer Tiefenlinie eine Fläche von 0,5 ha angenommen. Dieser Wert entspricht genau dem achtfachen einer Rasterzelle und somit der Flächengröße aller eine einzelne Zelle unmittelbar umgebenden Zellen. Somit konnte bei der gegebenen Rasterweite bereits dem kleinsten möglichen geschlossenen Tiefenbe-

reich eine Tiefenlinie zugeordnet werden. Für das Tiefenliniennetz der übergeordneten komplexen Reliefformtypen wurden in einem ersten Schritt abflusslose Senken entfernt. Ziel war es, durch die somit einheitlicheren Abflussbedingungen homogenere Tiefenliniennetze zu erhalten. Zu diesem Zweck konnte das auf der Methode von WANG & LIU (2006) basierenden Modul **Fill Sinks** verwendet werden. Die Beseitigung der Senken erfolgte mit dem Modul durch Verfüllen, bei gleichzeitiger Erhaltung eines Mindestgefälles von 10^{-5}° . Aufbauend auf dem so modifizierten DGM wurde das Tiefenliniennetz ausgehend von allen Zellen mit einem Einzugsgebiet >5 ha erstellt.

Die Festlegung der Kulminationspunkte wurde weitgehend analog zum Vorgehen bei den Tiefenlinien vorgenommen. Der wichtigste Unterschied bestand darin, dass die Erstellung des Einzugsgebietsgrids nach SEIBERT & MCGLYNN (2007) für die Festlegung der Startpunkte und die anschließende Festlegung der Kulminationspunkte mit dem auf dem „Deterministic 8-Verfahrens“ (O’CALLAGHAN & MARK, 1984) basierenden Modul **Channel Network** anhand eines zuvor entsprechend Gleichung 3.7 invertierten DGM vorgenommen wurden.

$$Höhe_{invertiert} = -1 \times Höhe_{DGM} \quad (3.7)$$

Für die Kulminationspunkte auf Ebene der einfachen Reliefformtypen wurde wieder ein Startwert von 0,5 ha und auf der Ebene der komplexen Reliefformtypen von 5 ha angenommen. Aufgrund des aus der unterschiedlichen Genese resultierenden, im Vergleich zu den Tiefenlinien eher punkthaften Charakters der Kulminationspunkte, wurde auch auf der Ebene der komplexen Reliefformtypen auf die Beseitigung abflussloser Senken verzichtet.

3.1.8. Hanglängen und relative Hangposition

Die Hanglänge zwischen oberem und unterem Scheitelpunkt (s_{ges}) sowie die einzelnen Entfernungen der Rasterzelle zum oberen (s_{KP}), sowie zum unteren (s_{TL}) Scheitelpunkt wurden von ZIRLEWAGEN (2003) zur Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften auf Waldstandorten der Mittelgebirge eingesetzt. Ausgehend von diesen Distanzen wurde von ZIRLEWAGEN (2003) der relative Hangindex ($H_{i,rel}$) mit dem Ziel der integrativen Beschreibung von Verwitterungs- und Verlagerungsprozessen sowie geländeklimatischer Faktoren eingeführt. Alle vier Kennwerte konnten von ZIRLEWAGEN (2003) erfolgreich zur Regionalisierung von pH-Werten, Basensättigung, Calcium-, Magnesium- und Kohlenstoffvorräten eingesetzt werden und erscheinen daher für die Verwendung zur Regionalisierung dieser Bodeneigenschaften für Waldstandorte des Nordostdeutschen Tieflands besonders interessant.

Während ZIRLEWAGEN (2003) die oberen und unteren Scheitelpunkte für die Berechnung der Hanglängen und des Hangindexes mit einem von der Exposition an der jeweiligen Rasterzelle ausgehenden Suchalgorithmus bestimmte, wurden in dieser Arbeit die erstellten Tiefenlinien- und Kulminationspunktnetzwerke verwendet. Dadurch konnten der Index und die jeweiligen Hanglängen wieder für die verschiedenen Skalenebenen berechnet werden.

Die Abstände zu Tiefenlinien und Kulminationspunkten wurden als euklidische Distanzen mit dem Modul **Grid Proximity Buffer** berechnet. Der Hangindex definiert sich dann entsprechend Gleichung 3.8, wobei s_{KP} der Entfernung zum Kulminationspunkt und s_{TL}

der Entfernung zur Tiefenlinie entsprechen. Für den Sonderfall, dass Tiefenlinie und Kulminationspunkt zusammenfallen ($s_{KP} = 0$) wurde ein $H_{i_{rel}}$ von 0,5 angenommen.

$$\begin{aligned} s_{KP} + s_{TL} > 0 &\Rightarrow H_{i_{rel}} = \frac{s_{KP}}{s_{KP} + s_{TL}} \\ s_{KP} + s_{TL} = 0 &\Rightarrow H_{i_{rel}} = 0,5 \end{aligned} \quad (3.8)$$

3.1.9. Terrain Ruggedness Index

Der Terrain Ruggedness Index (*TRI*) wurde von RILEY et al. (1999) ursprünglich als Maß für die Heterogenität des Reliefs zur Charakterisierung von Habitaten terrestrischer Lebensformen entwickelt. HOWELL et al. (2008) verwendeten den Index für die digitale Bodenkartierung in den USA und WILLER et al. (2011) setzten den Index erfolgreich zur Abgrenzung von Bodengroßlandschaften in Deutschland ein. Der *TRI* eignet sich weniger zur Abbildung bodenbildender Prozesse. Er kann jedoch als universeller Kennwert zur Kennzeichnung unterschiedlicher, in der Regel geologisch bedingter, Oberflächenformen interpretiert werden. In dieser Arbeit erscheint der *TRI* somit vor allem für die Disaggregation forstlicher Standortsformen sowie für die Vorhersage von Substrateigenschaften in Regionen, in denen gegenwärtig noch keine Standortkarte vorliegt, interessant. Der von RILEY et al. vorgeschlagene Index berechnet sich aus den Differenzen der Höhe der Rasterzelle zu den Höhen aller acht benachbarten Rasterzellen entsprechend Gleichung 3.9.

$$TRI = \sqrt{\sum (z_i - z_0)^2} \quad (3.9)$$

Zur Berücksichtigung der Reliefheterogenität in einem kleiner oder weiter gefassten Umfeld lassen sich bei der Berechnung des Index auch weiter entfernt liegende Zellen berücksichtigen. Um eine gute Vergleichbarkeit der *TRI*-Werte für diese unterschiedlichen Radien zu ermöglichen, wird der Indexwert jeweils noch durch die Anzahl der berücksichtigten Zellen geteilt (Gleichung 3.10). z_0 entspricht dabei der Höhe der betrachteten Rasterzelle, z_i den Höhen aller angrenzenden Zellen und n der Anzahl der Zellen innerhalb des Suchradius.

$$TRI = \sqrt{\frac{\sum (z_i - z_0)^2}{n}} \quad (3.10)$$

Dieser Index wurde einmal mit einem Suchradius 50 m ($n=12$) zur Kennzeichnung der kleinskaligen Rauigkeit und zusätzlich in Anlehnung an WILLER et al. (2011) mit einem Suchradius von 300 m ($n=440$) zur Kennzeichnung der Rauigkeit im weiteren Umfeld der Rasterzelle berechnet.

3.1.10. Topographic Position Index

Der Topographic Position Index (*TPI*) wurde von WEISS (2000) eingeführt und zur Modellierung der Verbreitung von Pflanzenarten, zur Klassifikation von Reliefformen sowie zur Charakterisierung des Erosions- und Hochwasserrisikos von Einzugsgebieten eingesetzt. Bei der Modellierung der Areale von Pflanzenarten in den Spring Mountains (Nevada, USA) fanden GUIAN et al. (1999) den *TPI* als die nach der Geländehöhe zweithäufigste signifikante Einflussvariable und interpretierten die *TPI*-Werte bodenkundlich als einen Indikator für die Solummächtigkeit. DEUMLICH et al. (2010) verwendeten den *TPI* zur

Klassifikation von Reliefformen und zur Regionalisierung von Referenz Soil Groups der WRB. Der TPI ergibt sich nach Gleichung 3.11 aus der Differenz der Höhe der betrachteten Rasterzelle (z_0) zum Mittelwert der Höhen in den umgebenden Rasterzellen (z_i). Die Anzahl der einbezogenen umgebenden Rasterzellen ist vom jeweils festgelegten Umkreis abhängig.

$$TPI = z_0 - \frac{\sum_{i=1}^n z_i}{n} \quad (3.11)$$

Um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen TPI -Werten für unterschiedliche Skalen und betrachtete Untersuchungsgebiete zu gewährleisten, wurden die TPI -Werte entsprechend dem Vorschlag von WEISS (2000) standardisiert (Gleichung 3.12). Dabei entspricht TPI_i dem ursprünglichen TPI der betrachteten Rasterzelle (entsprechend Gl. 3.11), $\overline{TPI}$ dem Mittelwert aller TPI -Werte im gesamten DGM und s_{TPI} der Standardabweichung aller TPI -Werte im gesamten DGM.

$$TPI = \frac{TPI_i - \overline{TPI}}{s_{TPI}} \quad (3.12)$$

Während GUIBAN et al. (1999) für die Hochgebirgslandschaft der Spring Mountains den TPI für Radien von 150 m, 300 m, 1000 m und 2000 m berechneten, verwendeten DEUMLICH et al. (2010) TPI -Werte für Radien von 25 m, 125 m und 500 m für einen Landschaftsausschnitt im Nordostdeutschen Tiefland. Aufgrund der besseren Übereinstimmung des Skalenbezugs hinsichtlich Landschaftsform und angestrebtem Zielmaßstab wurde der TPI in Anlehnung an DEUMLICH et al. (2010) für die drei Radien 25 m ($n = 4$), 125 m ($n = 80$) und 500 m ($n = 1256$) berechnet.

3.1.11. LS-Faktor

Der LS -Faktor wurde von WISCHMEIER & SMITH (1978) als Bestandteil der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (Universal Soil Loss Equation, USLE) eingeführt. Innerhalb der Bodenabtragungsgleichung dient der LS -Faktor zur Beschreibung des reliefbedingten Anteils des Erosionsrisikos, wobei der Faktor L das mit zunehmender Hanglänge und der Faktor S das mit zunehmender Hangneigung steigende Erosionsrisiko beschreibt. Für die Regionalisierung kann der LS -Faktor als Indikator zur Unterscheidung zwischen auf- und abtragsbedingten Bodenformen verwendet werden. BEHRENS et al. (2005) verwendeten den LS -Faktor zusammen mit weiteren Reliefkennwerten zur Prognose von Bodenformengesellschaften des Pfälzer Waldes.

Der LS -Faktor wurde in dieser Arbeit auf Grundlage der von RENARD et al. (1996) überarbeiteten Form der Bodenabtragungsgleichung (RUSLE) berechnet. Der Hanglängenexponent m der RUSLE-Gleichung berechnet sich dann als Funktion der Hangneigung β (Kap. 3.1.3) entsprechend der Gleichung 3.13.

$$m = \frac{\xi}{1 + \xi} \quad (3.13)$$

$$\text{mit: } \xi = \frac{\sin \beta / 0,0896}{3,0 (\sin \beta)^{0,8} + 0,56}$$

Der Hanglängenfaktor L wurde dann entsprechend dem Vorschlag von DESMET & GOVERS (1996) aus der Einzugsgebietsgröße, der Exposition σ und dem Hanglängenexponenten ermittelt (Gleichung 3.14). In Fällen, in denen sich aufgrund der ausgeprägten Ebenheit des Reliefs keine Exposition berechnen lies, wurde für den Term $(|\sin \sigma| + |\cos \sigma|)$ der Mittelwert $\frac{1+\sqrt{2}}{2}$ verwendet.

$$L = \frac{A_{\text{Ezg}}^{m+1} - (A_{\text{Ezg}} - d^2)^{m+1}}{d^{m+2} (|\sin \sigma| + |\cos \sigma|) 22, 23^m} \quad (3.14)$$

Für die Berechnung des Hangneigungsfaktors S wurden in Abhängigkeit vom Niveau der Hangneigung die Gleichungen für vegetationsarme, tauende Bodenverhältnisse aus RENARD et al. (1996) verwendet (Gleichung 3.15).

$$\begin{aligned} \beta < 5.14^\circ &\Rightarrow S = 10,8 \sin \beta + 0,03 \\ \beta \geq 5.14^\circ &\Rightarrow S = \left(\frac{\sin \beta}{0.0896} \right)^{0,6} \end{aligned} \quad (3.15)$$

3.1.12. Topographic Wetness Index

Der von BEVEN & KIRKBY (1979)[48] eingeführte und in der Literatur als topographic wetness index (TWI) und teilweise auch als compound topographic index (CTI) bezeichnete Kennwert ist ein einfacher Indikator zur Beschreibung der reliefbedingten Bodenfeuchte (vgl. MOORE et al., 1991, 13). MOORE et al. (1993) konnten anhand des wetness index die räumliche Ausprägung von pH-Wert, Humus-, Sand-, Schluff- und Phosphorgehalten landwirtschaftlicher Flächen in Colorado (USA) mit hohen Bestimmtheitsmaßen erklären. Der wetness index berechnet sich entsprechend Gleichung 3.16 aus spezifischer Einzugsgebietsgröße A_{sEzg} und der Hangneigung. Die spezifische Einzugsgebietsgröße wurde nach DESMET & GOVERS (1996) aus der Exposition σ , der Einzugsgebietsgröße A_{Ezg} und der Zellengröße d berechnet und entspricht dem Quotienten aus Einzugsgebietsgröße und der Länge einer durch den Zellenmittelpunkt verlaufenden Höhenlinie. Im Fall ausgeprägter Ebenheit (nicht definierter Exposition) wurde für den Term $(|\sin \sigma| + |\cos \sigma|)$ wieder der Mittelwert $\frac{1+\sqrt{2}}{2}$ verwendet, für Hangneigungen nahe null ($< 0.01^\circ$) wurde der Wert 0.01° eingesetzt.

$$TWI = \ln \left(\frac{A_{\text{sEzg}}}{\tan \beta} \right) \quad (3.16)$$

$$A_{\text{sEzg}} = \frac{A_{\text{Ezg}}}{(|\sin \sigma| + |\cos \sigma|) d} \quad (3.17)$$

3.1.13. Stream Power Index

Der stream power index ist ein einfaches Maß zur Einschätzung der Erosion durch fließendes Wasser und ist proportional zur theoretischen Strömungsleistung des abwärts fließenden Wassers (bezogen auf einen Höhenlinienabschnitt). Der Index wurde vielfach in Studien zu Sedimenttransport, Erosion und Geomorphology verwendet (MOORE et al., 1991). MOORE et al. (1993) verwendeten den Index zur Regionalisierung von Humus-

und Phosphorgehalten landwirtschaftlicher Böden. Der Index berechnet sich dann entsprechend Gleichung

$$SPI = A_{sEzg} \tan \beta \quad (3.18)$$

3.1.14. Höhe über Tiefenlinie

Der Kennwert Höhe über Tiefenlinie kann als Indikator zur Differenzierung zwischen überwiegend fluviatil und solifluidal geprägten Prozessbereichen (BÖHNER & KÖTHE, 2003) und als Parameter zur Kennzeichnung des reliefbedingten Lokalklimas hinsichtlich des Kaltluftflusses interpretiert werden (BÖHNER & ANTONIĆ, 2009). Des Weiteren wird dieser Kennwert als Eingangsgröße prozessorientierter Reliefkennwerte wie dem Massenbilanzindex (Kap. 3.1.15) verwendet.

Der vertikale Abstand der Geländeoberfläche über den Tiefenlinien konnte mit dem Modul **Vertical Distance to Channel Network** berechnet werden, welches den Abstand zwischen der Geländeoberfläche und dem Tiefenliniennetz auf der Basis indizierter Tiefenlinienssegmente und mittlerer Vertikaldistanzen zu benachbarten Rasterzellen ableitet (BÖHNER & KÖTHE, 2003). Die Höhe über den Tiefenlinien Δz_C wird dabei in Folge mehrerer Iterationen aus der Höhe der betrachteten Rasterzelle z_0 und der mittleren Höhe der acht angrenzenden Rasterzellen $\bar{z}_8$ entsprechend Gleichung 3.19 abgeschätzt (BÖHNER & ANTONIĆ, 2009).

$$\Delta z_{C(i+1)} = z_0 - \bar{z}_8 + \overline{\Delta z_{8C(i)}} \quad (3.19)$$

$\overline{\Delta z_{8C(i)}}$ entspricht dabei dem Mittelwert der Abschätzungen für Δz_C der angrenzenden acht Rasterzellen aus der jeweils voraus gegangenen Iteration. Für Δz_C wird an Punkten der Tiefenlinie dabei nach jeder Iteration wieder der Wert 0m eingesetzt. Als Schwellenwert zum Beenden der Iterationen wurde eine maximale Abweichung zwischen zwei Iterationen für $\Delta z_{C(i+1)}$ von 1cm gewählt. Zugleich wurden keine negativen Werte für Δz_C zugelassen. Der Abstand zur Tiefenlinie wurde einmal als $\Delta z_C(gs)$ für das großskalige Tiefenliniennetz und als $\Delta z_C(ks)$ für das kleinskalige Tiefenliniennetz berechnet (vgl. Kap. 3.1.7).

3.1.15. Massenbilanzindex

Der Index der relativen Massenbilanz wurde bereits von FRIEDRICH (1996) auf Grundlage von Wölbung und Hangneigung als Hilfsmittel für die Interpretation der räumlichen Verteilung periglaziärer Lagen formuliert. MÖLLER et al. (2008) erweiterten den Index als mass-balance index durch zusätzliche Berücksichtigung des vertikalen Abstands zum Tiefenliniennetz und verwendeten den Index zur Klassifikation bodenentwicklungs- und transportprozessbezogener Landschaftseinheiten. MÖLLER (2004) nutzte den Index maßgeblich zur Disaggregation von Bodenformen innerhalb Kartiereinheiten der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (Maßstab 1 : 100 000).

Der mass-balance index (*MBI*) berechnet sich entsprechend Gleichung 3.20 aus der Wölbung K , der lokalen Hangneigung der Rasterzelle β und dem Abstand zum Tiefenliniennetz. Δz_C , T_K , T_β und $T_{\Delta z_C}$ werden dabei als Transferkonstanten zur relativen Stauung bzw. Streckung hoher und niedriger Wertebereiche für die drei einzelnen Variablen des Indexes verwendet. Die Transferkonstanten wurden in Anlehnung an MÖLLER et al.

(2008) festgelegt, welche mit den Transferkonstanten $T_K = 0,033$, $T_\beta = 15^\circ$ und $T_{\Delta z_C} = 15$ m die besten Ergebnisse bei der Klassifizierung bodenbezogener Landschaftselemente erreichten. Auch entsprechend den Erfahrungen von FRIEDRICH (1996) hat sich $T_\beta = 15^\circ$ bewährt. Der MBI wurde für die Abstände zu beiden verwendeten Tiefenliniennetzen als $MBI(ks)$ und $MBI(gs)$ berechnet.

$$\begin{aligned} K < 0 &\Rightarrow MBI = \frac{K}{|K| + T_K} \left(1 - \frac{\beta}{\beta + T_\beta} \right) \left(1 - \frac{\Delta z_C}{\Delta z_C + T_{\Delta z_C}} \right) \\ K \geq 0 &\Rightarrow MBI = \frac{K}{|K| + T_K} \left(1 + \frac{\beta}{\beta + T_\beta} \right) \left(1 + \frac{\Delta z_C}{\Delta z_C + T_{\Delta z_C}} \right) \end{aligned} \quad (3.20)$$

3.1.16. Direkte Sonneneinstrahlung

Zur Abschätzung der reliefbedingt variierenden direkten Sonnenstrahlung wurde ein stark vereinfachter von OKE (1987; 339-346) skizzierter Ansatz verwendet. Diesem Vorgehen wurde gegenüber anderen Ansätzen, wie dem von BÖHNER & ANTONIĆ (2009), welche insbesondere die Extinktion der Sonneneinstrahlung durch die Erdatmosphäre mit komplexeren Modellen beschreiben, der Vorzug gegeben. Zum einen sind für die Parametrisierung solcher komplexeren Modelle zusätzliche Pyranometerdaten erforderlich und zum anderen kann für die Verhältnisse im brandenburgischen Tiefland mit einem relativ einheitlichen Höhenniveau im Bereich des Meeresspiegels, eine gute Abbildung der Einstrahlungsverhältnisse auch mit dem gewählten Ansatz nach OKE (1987) erwartet werden. Nicht zuletzt sollten die berechneten Einstrahlungswerte nicht als Eingangsgrößen für physikalisch basierte Modelle herangezogen werden, sondern nur als Indexwerte zur Charakterisierung des reliefbedingt variierenden Strahlungsgenusses der einzelnen Standorte für die Verwendung in Regressionmodellen dienen. Als Indexwert wurde die theoretische jährlich einfallende Energie aus direkter Sonneneinstrahlung für jede Rasterzelle bei permanent unbewölktem Himmel berechnet.

Nach OKE (1987) lassen sich die Berechnungen für die Bestimmung der Sonneneinstrahlung auf einen Punkt der Erdoberfläche in die drei Schritte: Bestimmung der Sonnenposition, Bestimmung der Extinktion durch die Atmosphäre und Berücksichtigung des Oberflächenrelief gliedern. Diese Berechnungen wurden für Zeitschritte von 13 Tagen innerhalb des Jahres und für Intervalle von jeweils 0,5 Stunden innerhalb der ausgewählten Tage berechnet. Zur Reduktion der Rechenzeit wurden nur die Termine zwischen Sommer- und Wintersonnenwende simuliert. Die Werte für die hinsichtlich des Sonnenstandes analogen Termine (z.B. $28.03 \cong 15.09$) wurden durch Verdoppelung der Einstrahlungswerte der Termine innerhalb des Zeitraums zwischen Sommer- und Wintersonnenwende ermittelt. Die simulierten 13-täglichen Termine wurden so festgelegt, dass sie den Zeitraum zwischen den Sonnenwenden am 21.06 und 21.12 möglichst gleichmäßig abdecken. Simuliert wurden somit insgesamt 14 Termine (29.06, 12.07, ..., 15.12), für welche sich bei halbstündigen Intervallen innerhalb eines Tages und Beschränkung auf Zeitpunkte während der Tageszeit (Sonnenmittelpunkt oberhalb des Horizonts) insgesamt 334 Simulationen ergeben. Zur weiteren Vereinfachung der Berechnungen wurde in Anlehnung an Berechnungen von MALTRY (vgl. HAASE, 2008) für die gesamte Fläche ein einheitlicher Breitengrad λ von $52^\circ 27' 35''$ angenommen.

Die Sonnendeklination³ für einen Zeitschritt δ_i lässt sich entsprechend Gleichung 3.21 als einfache Funktion des Tages im Jahr t_J (1...365) abschätzen.

$$\delta_i = -23,4 \cos \left[\frac{360(t_J + 10)}{365} \right] \quad (3.21)$$

Der Zenitwinkel⁴ der Sonne Z_i für einen Zeitschritt ergibt sich dann in Abhängigkeit vom Breitengrad λ und der in Dezimalstunden angegebenen lokalen Tageszeit t_i (0...24) entsprechend Gleichung 3.22. Das jeweilige Sonnenazimut⁵ Ω_i lässt sich anschließend nach Gleichung 3.23 berechnen.

$$Z_i = \arccos [\sin \lambda \sin \delta_i + \cos \lambda \cos \delta_i \cos (15(12 - t_i))] \quad (3.22)$$

$$\begin{aligned} t_i < 12 \Rightarrow \quad \Omega_i &= \arccos \left[\frac{\sin \delta_i \cos \lambda - \cos \delta_i \sin \lambda \cos (15(12 - t_i))}{\sin Z_i} \right] \\ t_i > 12 \Rightarrow \quad \Omega_i &= 360^\circ - \arccos \left[\frac{\sin \delta_i \cos \lambda - \cos \delta_i \sin \lambda \cos (15(12 - t_i))}{\sin Z_i} \right] \end{aligned} \quad (3.23)$$

Die nach der Abschwächung durch die Atmosphäre auf eine senkrecht zum Sonnenstrahl ausgerichtete Fläche an einem unbewölktem Tag einfallende Strahlungsleistung S_i für einen Zeitschritt lässt sich dann entsprechend Gleichung 3.24 aus der Solarkonstante I_0 (1,37 KW/m²) und dem Transmissionskoeffizienten der Atmosphäre Ψ_a ⁶ abschätzen. Die sich in Abhängigkeit vom jeweiligen Sonnenstand ergebenden 334 Strahlungsleistungen S_i , welche für die Berechnung des Indexes simuliert wurden, zeigt Abbildung 3.2. Hohe Strahlungsleistungen ergeben sich demnach erwartungsgemäß aufgrund der geringen wirksamen Mächtigkeit der Atmosphäre für zenitnahe Sonnenstände mit zunehmender Nähe zur Tagesmitte und zur Sommersonnenwende. Geringe Strahlungsleistungen treten dagegen morgens, abends und im Bereich zur Wintersonnenwende bei horizontnahen Sonnenpositionen auf.

$$S_i = I_0 \Psi_a^{\frac{1}{\cos Z}} \quad (3.24)$$

Die tatsächliche Ausrichtung einer Rasterzelle zum einfallenden Sonnenstrahl kann anhand der Reliefkennwerte Neigung β und Exposition σ entsprechend Gleichung 3.25 berechnet werden. Der Winkel $\hat{\Theta}_i$ entspricht dabei dem Winkel zwischen dem einfallenden Sonnenstrahl und der Flächennormalen der Rasterzelle für einen Zeitschritt.

$$\hat{\Theta}_i = \arccos [\cos \beta \cos Z_i + \sin \beta \sin Z_i \cos (\Omega_i - \sigma)] \quad (3.25)$$

Um zusätzlich zu ermitteln, ob ein von einem bestimmten Sonnenstand ausgehender Strahl eine einzelne Rasterzelle erreicht, oder ob die entsprechende Zelle vom umgebenden Gelände beschattet wird, wurden mit dem Modul **Analytical Hillshading** die Strahlengänge für

³Winkel zwischen Sonnenstrahlen und der Äquatorebene.

⁴Winkel zwischen tatsächlichem Sonnenstand und der Zenitposition.

⁵Winkel zwischen der auf den Horizont projizierten Sonnenposition und Gitternord.

⁶Die Werte für Ψ_a können zwischen 0,9 und 0,6 variieren. Als typischer Wert wurde nach OKE (1987) Ψ_a mit 0,84 angenommen.

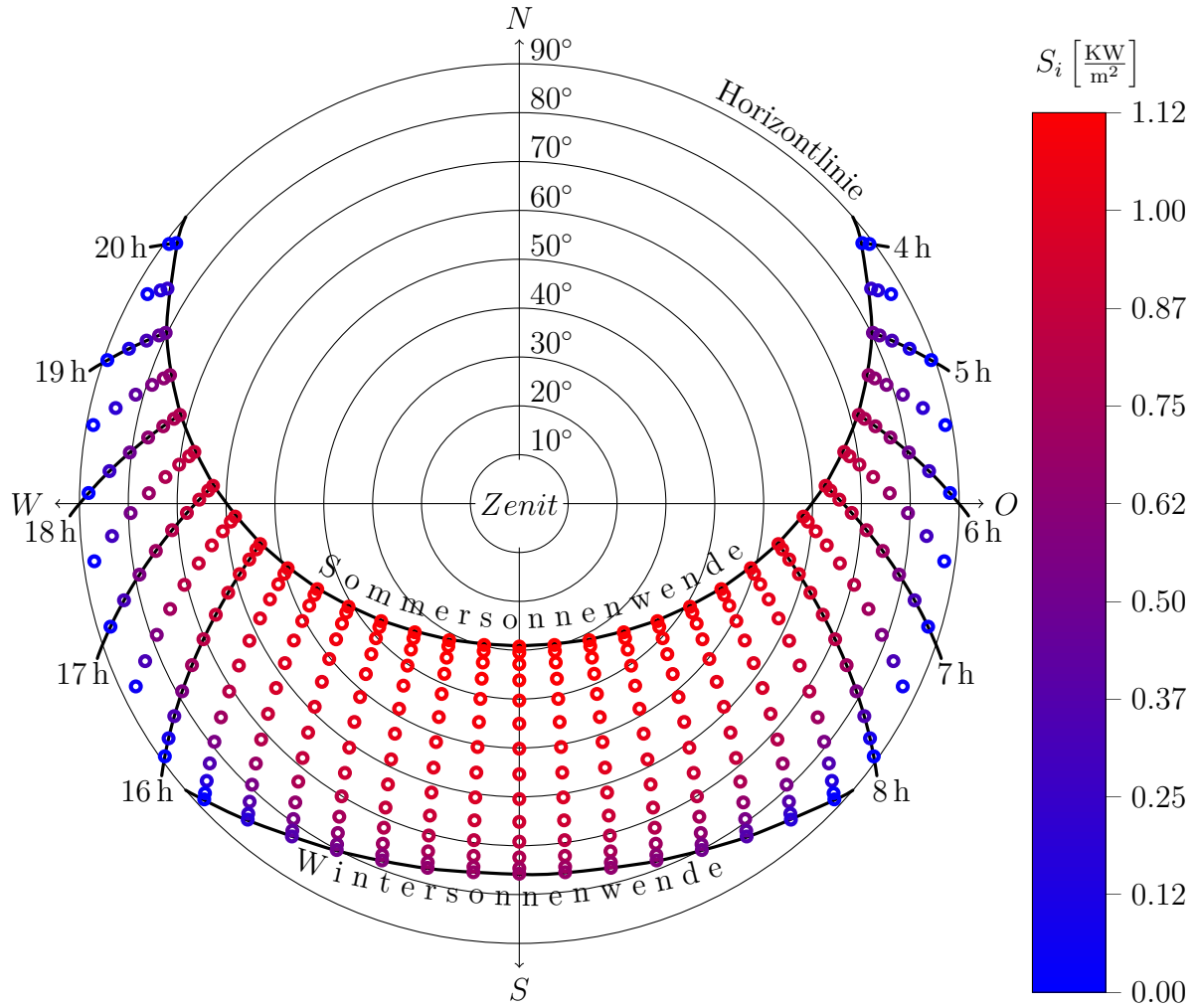


Abb. 3.2.: Simulierte 334 Sonnenstände und Strahlungsleistungen bei der Berechnung des Indexwertes für die direkte Sonneneinstrahlung in Brandenburg

die 334 verschiedenen Sonnenstände zwischen den Terminen der beiden Sonnenwenden simuliert (vgl. Abb. 3.2). Der reliefbedingte Strahlendurchgang ς nimmt dann für den Fall der Beschattung durch das umliegende Relief den Wert 0 und ohne Beschattung durch das umliegende Relief den Wert 1 an.

Die reale Einstrahlung zu einem einzelnen Zeitpunkt auf eine Rasterzelle ergibt sich dann aus der Ausrichtung zum einfallenden Sonnenstrahl sowie aus der jeweiligen Beschattung durch das umgebende Gelände entsprechend Gleichung 3.26. Die gesamte im Laufe eines Jahres einfallende Energie aus direkter Sonneneinstrahlung $\widehat{S}$ ergibt sich dann als Summe aller mit dem gewählten Zeitschritt multiplizierten Strahlungsleistungen $\widehat{S}_i$ entsprechend Gleichung 3.27.

$$\begin{aligned} \varsigma = 1 & \Rightarrow \widehat{S}_i = S_i \cos \widehat{\Theta} \\ \varsigma = 0 & \Rightarrow \widehat{S}_i = 0 \end{aligned} \quad (3.26)$$

$$\hat{S} = \sum_{i=1}^{334} (0,5 \times 26 \times \hat{S}_i) \quad (3.27)$$

3.1.17. Diffuse Sonneneinstrahlung

Zur Einschätzung der unterschiedlichen Intensität diffuser Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit vom Relief wurde der Anteil der von einer Rasterzelle aus sichtbaren Himmelsfläche (Sky view factor) berechnet. Dafür konnte das SAGA-Modul **Sky View Factor** verwendet werden, welches den Sky view factor Ψ_S entsprechend dem Ansatz von BÖHNER & ANTONIĆ (2009) berechnet. Der Anteil der sichtbaren Himmelsfläche wird bei diesem Ansatz aus der Abdeckung der Himmelsfläche durch umliegende Erhebungen im Relief sowie anhand der neigungsbedingten Selbstbeschattung der Rasterzelle bestimmt.

Für die Einschätzung der Abschattung durch das umliegende Relief wird in mehreren Suchrichtungen ϕ_i innerhalb eines maximalen Suchradius $s_{\max}$ der Horizontwinkel φ_i ermittelt. Dieser ist als maximale Neigung einer durch die betrachtete Rasterzelle und einem höher gelegenen Punkt verlaufenden Geraden definiert. φ_i berechnet sich dann entsprechend Gleichung 3.28 aus den Höhendifferenzen Δz_{ij} und den Entfernungen zur Rasterzelle s_{ij} . Die Höhendifferenzen Δz_{ij} ergeben sich jeweils aus der Höhe der betrachteten Rasterzelle z_0 und den Höhen der in Suchrichtung gelegenen Rasterzellen z_{ij} .

$$\begin{aligned} \Delta z \geq 0 & \Rightarrow \varphi_i = \max_{j=25\text{ m}}^{s_{\max}} \left[\arctan \left(\frac{\Delta z_{ij}}{s_{ij}} \right) \right] \\ \Delta z < 0 & \Rightarrow \varphi_i = 0 \\ \text{mit: } \Delta z_{ij} &= z_{ij} - z_0 \end{aligned} \quad (3.28)$$

Durch zusätzliche Berücksichtigung von Exposition σ und Hangneigung β der Rasterzelle zur Charakterisierung der neigungsbedingten Abschattung ergibt sich der Sky view factor Ψ_S dann entsprechend Gleichung 3.29.

$$\Psi_S = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\cos \beta \cos^2 \varphi_i + \sin \beta \cos (\phi_i - \sigma) (90 - \varphi_i - \sin \varphi_i \cos \varphi_i) \right] \quad (3.29)$$

Bei der Berechnung von Ψ_S steigt mit zunehmender Anzahl an Suchrichtungen ϕ_i und der Größe des maximalen Suchradius $s_{\max}$ die Genauigkeit für Ψ_S . Zugleich nimmt jedoch auch die notwendige Zeit für die Berechnung zu (BÖHNER & ANTONIĆ, 2009). BÖHNER & ANTONIĆ (2009) empfehlen mit zunehmender Rauheit des Reliefs eine höhere Anzahl an Suchrichtungen und einen kleineren Suchradius. In Anlehnung an die Empfehlungen von DOZIER & FREW (1990) und das Vorgehen von HÄNTZSCHEL et al. (2005) bei der Regionalisierung von Einstrahlungskennwerten für Mittelgebirgsstandorte, wurde der Horizontwinkel φ_i für 24 Richtungen in Schritten von jeweils 15° berechnet. Zur Abschätzung eines geeigneten Suchradius für die Verhältnisse im Nordostdeutschen Tiefland wurde der Sky view factor Ψ_S für idealisierte, allseitig umschlossene, ungeneigte, kreisrunde Senken unterschiedlicher Tiefe ($\Delta z = 25\text{ m} \dots 3200\text{ m}$) in Abhängigkeit von der Entfernung s_j des Mittelpunktes zum Senkenrand berechnet (Abbildung 3.3). Für maximale Höhendifferenzen im Bereich von 25 m bis 200 m, wie sie im Nordostdeutschen Tiefland anzutreffen sind, ergeben sich demnach ab einer Entfernung von 1 km nur noch sehr geringe Veränderungen für Ψ_S , sodass der maximale Suchradius $s_{\max}$ bei der Berechnung von φ_i auf 1 km begrenzt wurde.

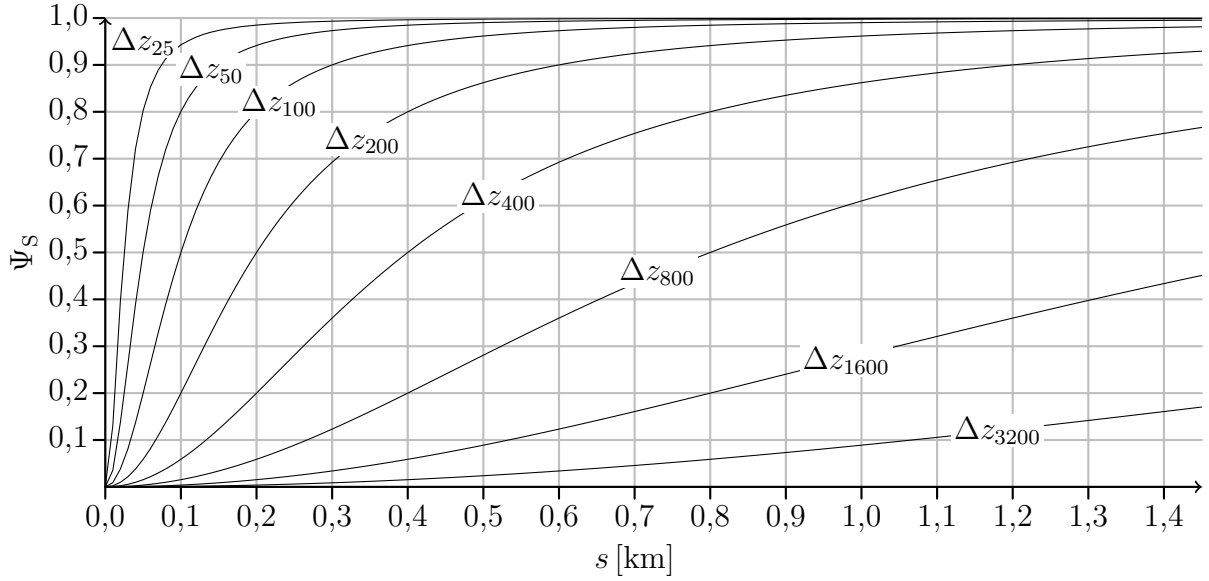


Abb. 3.3.: Entwicklung des Sky View Factors Ψ_S in Abhängigkeit vom Radius s_j und Höhenunterschied Δz für idealisierte ungeneigte kreisförmige Senken

Ergänzend zum Sky view factor Ψ_S wurde der von DOZIER & FREW (1990) eingeführte terrain configuration factor berechnet. Dieser kann als Indikator zur Abschätzung für die vom umliegenden Gelände auf die jeweilige Rasterzelle einfallende (reflektierte) Strahlung interpretiert werden. Der terrain configuration factor Ψ_T berechnet sich entsprechend Gleichung 3.30 aus Ψ_S und der Neigung der Rasterzelle β .

$$\Psi_T = \frac{1 + \cos \beta}{2} - \Psi_S \quad (3.30)$$

3.1.18. Negative openness

Der Reliefkennwert negative openness Ψ_L wurde von YOKOYAMA et al. (2002) als ein universeller Kennwert zur Beschreibung und Visualisierung der Erdoberfläche und industrieller Oberflächen sowie als neuer Kennwert für meteorologische Anwendungen vorgestellt. MITSUDA et al. (2007) verwendeten den Index zur Beschreibung der Windexposition für die Erstellung von Modellen zur Vorhersage der absoluten Oberhöhenbonität von Sichel-tannenplantagen in Japan.

Ψ_L berechnet sich aus den Nadirwinkeln ψ_i für die acht Haupthimmelsrichtungen ($i_1 \hat{=} 0^\circ$, $i_2 \hat{=} 45^\circ$, ..., $i_8 \hat{=} 315^\circ$) innerhalb eines maximalen Suchradius $s_{\max}$. Die Nadirwinkel ψ_i entsprechen dabei dem kleinsten Winkel zwischen einer gedachten von der Rasterzelle ausgehenden Geraden durch die Zenitposition des invertierten DGM und allen in Suchrichtung innerhalb des vorgegebenen Suchradius durch Rasterzelle und Geländeoberfläche verlaufenden Geraden. Die Nadirwinkel können somit entsprechend Gleichung 3.31 aus der Höhe der betrachteten Rasterzelle z_0 sowie den Höhen z_{ij} und den Entfernungen s_{ij} der in Suchrichtung gelegenen Rasterzellen berechnet werden. Ψ_L ergibt sich entsprechend Gleichung 3.32 als Mittelwert aus den jeweils acht ermittelten Nadirwinkeln. Steigende Werte von Ψ_L bezeichnen dabei zunehmend (wind-) geschützte Lagen, während niedrige Ψ_L -Werte hohe (Wind-) Exponiertheit anzeigen.

In Anlehnung an MITSUDA et al. (2007), welche den Index für die vier unterschiedlichen Suchradien von 100, 250, 500 und 1000 m berechneten und die höchsten Erklärungswerte für Suchradien von 100 m beobachteten, wurde Ψ_L für drei maximale Suchradien $s_{\max}$ von 100, 250 und 500 m berechnet. Die jeweiligen Berechnungen konnten mit einer leicht modifizierten Version des SAGA-Moduls **Morphometric Protection Index** ausgeführt werden.

$$\psi_i = \min_{j=25m}^{s_{\max}} \left[90 - \arctan \left(\frac{-1z_{ij} + 1z_0}{s_{ij}} \right) \right] \quad (3.31)$$

$$\Psi_L = \frac{\psi_0 + \psi_{45} + \dots + \psi_{315}}{8} \quad (3.32)$$

3.1.19. Windexposition

Zur Einschätzung der reliefbedingt unterschiedlichen Exponiertheit gegenüber Wind wurde ergänzend zum Kennwert negative openness Ψ_L , welcher als allgemeine richtungsunabhängige Beschreibung der Exponiertheit im Gelände aufgefasst werden kann, ein Vorschlag von BÖHNER & ANTONIĆ (2009) aufgegriffen. Ausgehend vom Konzept des auf Horizontwinkeln basierenden Sky view Factors (Kap. 3.1.17) wurden zusätzlich die konkreten Häufigkeiten der auftretenden Windrichtungen integriert. Dadurch sollte insbesondere eine stärkere Gewichtung offener Geländesituationen in westlicher Richtung erreicht werden. Die Windexposition Ψ_{wte} ergibt sich dann aus den Horizontwinkeln φ_i und den relativen Häufigkeiten der entsprechenden Windrichtungen h_{W_i} nach Gleichung 3.33. Der

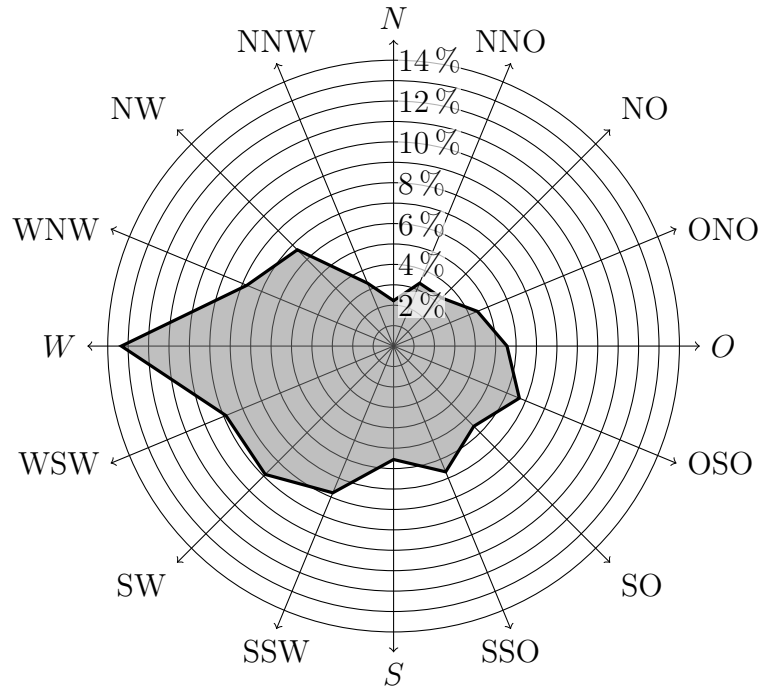


Abb. 3.4.: Relative Häufigkeit der Windrichtung für Berlin Tempelhof⁷ bei der Berechnung des Indexes der Windexposition Ψ_{wte}

3. Methoden

Index Ψ_{wte} konnte mit Hilfe einer leicht veränderten Version des SAGA-Moduls **Sky View Factor** berechnet werden.

$$\Psi_{\text{wte}} = \sum_{i=1}^{16} (h_{Wi} - \sin \varphi_i h_{Wi}) \quad (3.33)$$

Angaben zur relativen Häufigkeit der Windrichtung lagen für die Richtungssektoren der 16 Himmelsrichtungen N, NNO, ..., NNW vor. Dementsprechend wurden auch die Horizontwinkel φ_i für die 16 Suchrichtungen $0^\circ, 22,5^\circ, \dots, 336,5^\circ$ berechnet. Für die Erstellung wurden die frei zugänglichen Daten zur Häufigkeit der Windrichtungen⁷ für den Zeitraum November 2000 bis Juli 2012 der Station Berlin-Tempelhof, welche sich zentral in der Region Brandenburg befindet, verwendet. Die bei der Berechnung des Indexes zugrunde gelegten Häufigkeiten für die einzelnen Windrichtungen sind in Abbildung 3.4 wiedergegeben.

Analog zu den Überlegungen bei der Festlegung eines geeigneten Suchradius bei der Berechnung des Sky view Factors wurden die Horizontwinkel φ_i für einen Suchradius von 1000 m berechnet. Dieser Suchradius stimmt auch gut mit den Erfahrungen von MITSUDA et al. (2007) überein, welche bei der Verwendung des konzeptionell vergleichbaren horizontal topographic exposure index für diesen Suchradius die höchsten Erklärungswerte erzielten.

3.2. Klimakennwerte

Tab. 3.1.: Klimatische Kennwerte

Klimakennwerte	
KWB_{Som}	klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr [mm/(0,5a)] auf Grundlage der FAO-Grasreferenzverdunstung (ALLEN et al., 1998)
KWB_{Win}	klimatische Wasserbilanz im Winterhalbjahr [mm/(0,5a)] auf Grundlage der FAO-Grasreferenzverdunstung (ALLEN et al., 1998)
T_a	Jahresmitteltemperatur [°C]
$n_{d > 0^\circ\text{C}}$	mittlere Anzahl frostfreier Tage in Anlehnung an RAMANN (1911)[23] als Indikator für chemische Verwitterung
Δ_T	mittlere Jahresschwankung der Lufttemperatur [K]
Nd_a	mittlere jährliche Niederschlagshöhe [mm/a]
Nd_{Win}	mittlere Niederschlagshöhe im Winterhalbjahr [mm/(0,5a)]
Nd_{Som}	mittlere Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr [mm/(0,5a)]

Aus den Arbeiten von RIEK et al. (2013) konnten die Klimadaten direkt in Form der benötigten langjährigen klimatischen Kennwerte entnommen werden. Diese langjährigen Kennwerte basieren auf Modellierungen von KREIENKAMP & SPEKAT (2009) mit dem regionalen Klimamodell WETTREG auf Grundlage des globalen Klimamodells ECHAM5/MPI-OM T63L31 für das SRES-Szenario A1B (vgl. SPEKAT et al., 2007, 10). Im einzelnen wurden die in Tabelle 3.1 aufgeführten etablierten Kennwerte verwendet.

⁷http://www.windfinder.com/windstats/windstatistic_tempelhof.htm vom 05.09.2012.

Die Auswahl der einzelnen Kennwerte wurde dabei an den im Untersuchungsgebiet vermuteten vorrangig wirksamen Prozessen orientiert. So können die Kennwerte KWB_{Win} und Nd_{Win} als Indikatoren für die klimatisch bedingte Variabilität vertikaler Stoffverlagerungsprozesse interpretiert werden, während die Kennwerte KWB_{Som} , Nd_{Som} und T_a mehr mit der Intensität biotischer Prozesse assoziiert sind. Ergänzend wurden noch der die klimatische Kontinentalität beschreibende Kennwert Δ_T sowie die Anzahl der frostfreien Tage $n_{d>0^\circ C}$ verwendet. Die Anzahl der frostfreien Tage $n_{d>0^\circ C}$ kann dabei als ergänzender Indikator für das klimatische Verwitterungspotential aufgefasst werden. Der Index geht auf Überlegungen von RAMANN (1911)[23] zurück, wonach neben der absoluten Höhe der Temperatur auch die Zeitdauer, in der die Temperatur über $0^\circ C$ liegt, Einfluss auf den Umfang der chemischen Verwitterung nimmt.

3.3. Vegetationsindices

Neben dem bekannten Einfluss der Vegetation auf viele Bodeneigenschaften und ihrer damit verbundenen Bedeutung als bodenbildender Faktor (JENNY, 1941; MCBRATNEY et al., 2003) sind Vegetationskennwerte für die Regionalisierung von besonderem Interesse, weil gerade diese im Rahmen szenarischer Betrachtungen besonders stark durch Management- / Waldbaumaßnahmen beeinflusst werden können.

Dementsprechend wurden vorrangig Kennwerte der Baumartenzusammensetzung einbezogen. Diese wurden in Form prozentualer Baumartenanteile aus dem Datenspeicher Wald (DSW) gewonnen, welche auf Grundlage der für jeden Bestand vorliegenden Grundflächen der einzelnen Baumarten als metrisch skalierte Variablen berechnet werden konnten. Insgesamt wurden 4 Kennwerte für den Laubholz-, Kiefern-, Eichen- und Buchenanteil berechnet. Zugleich konnte anhand der Grundflächenanteile und der ebenfalls im DSW hinterlegten Baumalter ein mittleres Alter für jeden Bestand berechnet werden (Tab. 3.2).

Tab. 3.2.: Indexwerte zur Kennzeichnung des Vegetationseinflusses

Vegetationsindices	
BA_{Laub}	Laubholzanteil an der Bestandesgrundfläche [%]
BA_{Ki}	Kiefernanteil an der Bestandesgrundfläche [%]
BA_{Bu}	Buchenanteil an der Bestandesgrundfläche [%]
BA_{Ei}	Eichenanteil an der Bestandesgrundfläche [%]
t_{Baum}	grundflächengewichtetes mittleres Bestandesalter [a]

Für die Waldflächen, für welche keine Sachdaten im Datenspeicher Wald vorlagen (z.B. nicht eingerichtete Flächen), wurden die entsprechenden Anteile anhand der Klassen des Corine-Landcover 2006⁸ (CLC 2006, KEIL et al., 2010) geschätzt. Dafür wurden zuerst alle nicht mit Wald assoziierten Legendeneinheiten aus den Geometrien des CLC 2006 entfernt und die verbleibenden Klassen mittel Puffern (SAGA Grid Proximity Buffer) auf die gesamte Landesfläche extrapoliert. Anhand dieser Daten konnte dann auch im Bereich von Waldrändern für jeden, entsprechend dem DSW der Waldfläche zugeordneten Punkt, eine geeignete CORINE-Legendeneinheit bestimmt werden.

⁸http://www.corine.dfd.dlr.de/intro_de.html.

3.4. Indexwerte zur Kennzeichnung der räumlichen Lage

Die räumliche Lage hat gewöhnlich keinen direkt auf die Ausprägung von Bodeneigenschaften wirksamen Einfluss. Jedoch empfehlen beispielsweise MCBRATNEY et al. (2003), die räumliche Lage ergänzend bei der Vorhersage von Bodeneigenschaften zur Verbesserung der Ergebnisse einzubeziehen. Neben geostatistischen Methoden, welche in den jeweiligen Kapiteln kurz dargestellt werden, wurden zu diesem Zweck auch Indexwerte berechnet, welche analog zu den Relief-, Klima- und Vegetationskennwerten als Prädiktoren in Vorhersagemodellen verwendet werden können. Mit dem Ziel den Einfluss von historischen Landnutzungswechseln (z.B. Intensität von Waldweide und Streunutzung, historische Ackernutzung) und unterschiedlichster denkbarer Randeffekte (z.B. Stoffeinträge, Bestandesklima) indirekt anhand der unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten bzw. Intensitäten in Abhängigkeit von der räumlichen Lage zu erfassen, wurden die in Tabelle 3.3 aufgeführten Indexwerte berechnet. Während typische Randeffekte durch die gewählten Indexwerte wahrscheinlich vergleichsweise scharf abgebildet werden können, ist für die indirekte Abbildung von Landnutzungswechseln, nicht zuletzt aufgrund der Ungleichheit von historischer und gegenwärtiger Waldfläche, mit deutlich höheren Unschärfen zu rechnen.

Tab. 3.3.: Indexwerte der räumlichen (horizontalen) Lage

Lageindices	
WA_{200}	Waldanteil im Umkreis von 200 m [%]
WA_{500}	Waldanteil im Umkreis von 500 m [%]
WA_{1000}	Waldanteil im Umkreis von 1000 m [%]
s_{Rand}	Entfernung zum nächstgelegenen Waldrand [m]

Die Waldanteile innerhalb der Radien 200, 500 und 1000 m konnten auf Grundlage einfacher Filter und den Geometrien des DSW berechnet werden (SAGA-Module **Simple Filter** und **Grid Calculator**). Der jeweils kleinste Abstand zum nächsten Waldrand wurde ebenfalls auf Grundlage der DSW-Geometrien mit Hilfe eines Puffers (**Grid Proximity Buffer**) ermittelt.

Zur Vermeidung von Verzerrungen an den Landesgrenzen (außerhalb der Landesgrenzen lagen keine Geometrien zur Waldfläche vor) wurde im Abstand von > 1000 m um die Landesgrenzen eine zufällige Waldverteilung entsprechend dem durchschnittlichen brandenburgischen Waldanteil von 37 % erzeugt. Dafür konnte das SAGA-Modul **Random Field** verwendet werden.

3.5. Geologisches Alter

Für die Abschätzung des geologischen Alters und der potentiellen Entwicklungsdauer der einzelnen Böden konnte die geologische Übersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300 000 (LGRB, 1997) verwendet werden. Zur Vermeidung von Redundanzen mit der Bodenübersichtskarte wurden als Prädiktor nicht unmittelbar die Legendeneinheiten verwendet. Um ausschließlich das geologische Alter im Prädiktor zum Ausdruck zu brin-

gen, wurden stattdessen die 40 Legendeneinheiten der geologischen Übersichtskarte zuvor zu sechs ausschließlich am Alter orientierten Klassen zusammengefasst (Tab. 3.4).

Zur Kennzeichnung des Alters wurde in Abhängigkeit der Verfügbarkeit für die jeweiligen Regionalisierungsansätze auch die KMgCaP-Serie (vgl. Kap. 3.6) der forstlichen Standortskarte eingesetzt, welche mit einer deutlich höheren räumlichen Auflösung (Maßstab 1 : 10 000) vorlag.

Tab. 3.4.: Zusammenfassung der Legendeneinheiten der geologischen Übersichtskarte (LGRB, 1997) für die Kennzeichnung des geologischen Alters

t_{geo}	Zeitalter	Alter* [10^3a]	Legendeneinheiten
1	Holozän	$0 \dots < 10,2$	„y; h,,f; ,H; ,H+Mw; „d; „p-f
2	Weichsel-Kaltzeit, Eem-Warmzeit	$10,2 \dots < 128$	w,,f; w,,ut; w,,b; w,,gf; w,,sdr; w,,os; w,,g; w,,e; w,,et; s-w,,et; w1,,gf; RX; ee,,l
3	Saale-Kaltzeit, Holstein-Warmzeit	$128 \dots < 370$	s,,b; s,,gf; s,,sdr; s,,g; s,,e; s,,et; e-s,,et; D,,gf; D,,b; su,,f; hol,,l-f
4	Elster-Kaltzeit	$370 \dots < 475$	e,,b; e,,g; e,,gf
5	Tertiär	$2600 \dots < 36000$	SN,,f; tmi; tol
6	Kreide, Trias, Perm, Neoproterozoikum	> 65000	kr; tr; z; ,*Q; ,^g,hy; ,^g

*Altersangaben entsprechend LGRB (1997) und DEUTSCHE STRATIGRAPHISCHE KOMMISSION (2002) bezogen auf BP (1950)

3.6. Bodeneigenschaften

Prädiktoren zur Darstellung des scorpan-Faktors Bodeneigenschaften konnten zum einen aus der Bodenübersichtskarte Brandenburgs im Maßstab 1 : 300 000 (*BÜK* 300) sowie zum anderen aus der forstlichen Standortskarte abgeleitet werden. Während aus der flächendeckend vorliegenden Bodenübersichtskarte unmittelbar die 99 Blattlegendeneinheiten (KÜHN, 2003; LGRB, 2001) als Prädiktor übernommen wurden, waren für die Ableitung der räumlich höher aufgelösten Prädiktoren aus der forstlichen Standortskarte zahlreiche Vorarbeiten notwendig (vgl. Kap. 5). Insgesamt konnten die in Tabelle 3.5 aufgelisteten Prädiktoren aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte abgeleitet werden.

Ergänzend zu den einzelnen Kornfraktionenanteilen wurde entsprechend MEERSMANS et al. (2008)[10] der geometrische Mittelwert der Korngrößen als integrierender Kennwert zur Kennzeichnung der Textur ermittelt. Dieser errechnet sich anhand der sechs Kornfraktionenanteile f_i [Kg/Kg] Grobsand, Mittelsand, Feinsand, Feinstsand, Schluff und Ton

Tab. 3.5.: Aus der forstlichen Standortskarte ableitbare, mit Bodeneigenschaften assoziierte Prädiktoren

Prädiktor	Beschreibung
<i>GB...</i>	Grobbodenanteil in verschiedenen Tiefenstufen / Bodenblöcken
<i>S%..., U%..., T%...</i>	Sand-, Schluff-, und Tongehalte in verschiedenen Tiefenstufen / Bodenblöcken
<i>Dg...</i>	geometrischer Mittelwert der Korngrößen
z_{CaCO_3}	Carbonattiefe / Entkalkungstiefe [cm]
<i>KMgCaP</i>	KMgCaP-Serie: lithochemische Reihe zur Kennzeichnung des geologischen Alters

sowie deren jeweiliger minimaler (N_i) und maximaler (M_i) Korndurchmesser entsprechend Gleichung 3.34.

$$Dg = \exp \left[\sum_{i=1}^n f_i \ln(M_i - N_i) \right] \quad (3.34)$$

Die KMgCaP-Serie entspricht einer lithochemischen Reihe, welche Sedimente unterschiedlichen geologischen Alters und unterschiedlicher Herkunft in Abhängigkeit von ihren Gesamtgehalten der Elemente Kalium, Magnesium, Calcium und Phosphor gliedert. Während die Serien eng an das geologische Alter und entsprechenden Herkunftsgebiete gebunden sind, ist der Zusammenhang zu den unterschiedlichen Ablagerungsformen nur gering (KOPP & STANDORTERKUNDER-KOLLEKTIV, 1969, 37). Insgesamt werden zehn unterschiedliche Serien unterschieden (SCHULZE, 1996a, 62). Da sich diese hinsichtlich der Elementgehalte teilweise jedoch nur geringfügig unterscheiden, werden in der praktischen Kartierung jedoch lediglich sieben Klassen differenziert (vgl. SCHULZE, 1998).

In Brandenburg ergibt sich eine Abstufung beginnend mit den besonders gut mit Nährstoffen ausgestatteten und während des pommerschen Stadiums der Weichsel-Kaltzeit abgelagerten Sedimenten der Serie I, über die nährstoffärmeren Saale-kaltzeitlichen Ablagerungen der Serie III bis hin zu den nach abnehmenden Elementgehalten gegliederten, besonders armen tertiären Serien VIII⁺, VIII⁰ und VIII⁻. Die besonders großzügig mit Nährelementen ausgestatteten Sedimente der Elbe werden in der Serie VII zusammengefasst. Mischsedimente der Serien I und III werden als KMgCaP-Serie II kartiert und umfassen vorrangig Ablagerungen des brandenburger Stadiums der Weichsel-Kaltzeit (SCHULZE, 1996a, 62). Eine ausführliche Darstellung der methodischen Ansätze und Datengrundlagen zur Ausscheidung der KMgCaP-Serien findet sich bei KOPP & STANDORTERKUNDER-KOLLEKTIV (1969)[28-37].

Für die geringen Flächenanteile, für welche die Feinbodenformen der forstlichen Standortskarte nicht anhand der KMgCaP-Serie definiert sind (z.B. Moore und Bodenformen mit Klock), wurde die KMgCaP-Serie der umliegenden Bodenformen übernommen. Für das Schließen dieser i.d.R. kleinen Lücken wurde das entsprechend dem Nearest Neighbour-Verfahren arbeitende SAGA-Modul **Grid Proximity Buffer** verwendet.

4. Regionalisierung des Grundwasserflurabstandes

Der Grundwasserflurabstand ist ein wichtiger forstökologischer Kennwert, welcher insbesondere für Fragestellungen der praktischen Waldbewirtschaftung wie der Baumartenwahl von hoher Relevanz ist. Somit wurde dieser auch seit Beginn der flächendeckenden Kartierung der forstlichen Standorte des Nordostdeutschen Tieflandes im Rahmen der forstlichen Standortskartierung in allen Kartiervorfahren und Entwicklungsstufen der einzelnen Verfahren mit erkundet und bei der Bewertung der Standorte berücksichtigt. Die als Ergebnisse mehrerer Jahrzehnte Kartierarbeit mittlerweile für große Teile der forstlichen Standorte des Nordostdeutschen Tieflandes vorliegenden Karten stellen somit einen bedeutenden "Datenschatz" zu den Grundwasserverhältnissen der forstlichen Standorte dar und sind eine etablierte Datengrundlage für die Einschätzung des für die Pflanzen erreichbaren Grundwassers in der praktischen Waldbewirtschaftung.

Diese historisch gewachsenen Informationen sollten mit einem einfach anwendbaren Ansatz vereinheitlicht und als Eingangsgröße für die Wasserhaushaltsmodellierung verfügbar gemacht werden. Ziel war es, aus für diskrete Flächen unterschiedlichster Größe als Grundwassertiefenstufen vorliegende Informationen kontinuierliche Grundwasserflurabstände abzuleiten. Dazu wurde ergänzend zur forstlichen Standortskarte ein digitales Geländehöhenmodell (DGM) verwendet. Geländemodelle wurden bereits vielfach zur Modellierung von Grundwasserflurabständen pleistozäner Gebiete eingesetzt (z. B. STEIDEL et al., 1999; GEHRT & BOCK, 2009; HANNAPPEL & RIEK, 2011b). In dieser Arbeit wurde das DGM genutzt, um die Informationen aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte zu disaggregieren (vgl. MÖLLER, 2004). Bei dieser Disaggregation werden aus den für diskrete Flächen vorliegenden Grundwasserflurabstandsstufen horizontal gleichmäßig aufgelöste kontinuierliche Grundwasserflurabstände rekonstruiert. Die Berechnung der Grundwasserflurabstände erfolgte aus rechentechnischen Gründen für das 100 m × 100 m Raster. Zugleich wurde unterstellt, dass die Grundwasserdruckflächen eine wesentlich geringere Variabilität als die Geländeoberflächen aufweisen. Der entwickelte Ansatz sollte vor allem eine gute quantitative Reproduktion der in der Standortskarte enthaltenen Grundwasserflurabstandsinformationen ermöglichen. Die Problematik der eng mit den Flurabständen verknüpften Strömungsverhältnisse im Grundwasser (insbesondere im Zusammenhang mit Arealgrenzen) war indes nicht Gegenstand der Auswertungen.

4.1. Grundwasserflurabstandsinformationen in der forstlichen Standortskarte

Die Ansprache der Grundwasserform erfolgte im Rahmen der forstlichen Standortskartierung in der Regel anhand einmaliger Messungen des Flurabstandes in den bei der Kartierung angelegten, bis zu 3 m tiefen Bohrungen. Auf Grundlage der am Bohrpunkt angesprochenen Grundwasserflurabstände, zusätzlicher Informationen aus der Vegetationsausprägung im Gelände und Zeitreihen von umliegenden Grundwassermessstellen wurden vom jeweiligen Kartierer an langjährigen Mittelwerten orientierte Grundwasserflurabstandsstufen ausgeschieden (SCHULZE, 1996a, 130-140). Die Dichte des Bohrpunktnetzes für die

Erarbeitung der Karten mit dem Zielmaßstab 1 : 10 000 lag in Abhängigkeit von der Variabilität der Standortverhältnisse zwischen 13 und 100 Bohrpunkten je 100 ha (SCHULZE, 1996b, 20, 195).

Die Regionalisierung der für die Bohrungen ermittelten Grundwasserflurabstandsstufen erfolgte im Gelände auf Expertenwissen basierend durch die Kartierer mit Hilfe topografischen Karten (Höhenlinien) und im Gelände ansprechbarer Relief- und Vegetationsmerkmale. Im Ergebnis wurden diskrete Flächen von wenigen (≥ 2) bis mehreren hundert Hektar Größe gebildet, welchen dann Grundwasserflurabstandsstufen zugeordnet wurden. (SCHULZE, 1996b, 183-194)

Entsprechend der Definition der Standortserkundungsanleitung SEA 95 erfolgt die Differenzierung zwischen Grund- und Stauwasser in Anlehnung an die Tiefe der Sohllage. Der Grenzwert für die Tiefe der Sohllage liegt dabei um 0,8 m (SCHULZE, 1996a, 109). Bei der praktischen Kartierarbeit im Gelände wird diese Unterscheidung anhand der Bodenform (Hauptbodenformen und Unterlagerungen) umgesetzt.

Aufgrund der historischen Entstehung der Standortskarte unterscheiden sich die Angaben zum Grundwasserflurabstand in Abhängigkeit vom Zeitpunkt ihrer Erhebung. Für die angestrebte praktische Ableitung der Grundwasserflurabstände mit einem einfach handhabbaren und auf die gesamte standortkundlich bearbeitete Waldfläche Brandenburgs anwendbaren Verfahren ließen sich drei verschiedene Typen unterscheiden:

Zweistellige Grundwasserflurabstandsstufen: Entsprechend der SEA 95 für den langjährigen Frühjahrs- und Herbststand angesprochene Grundwasserflurabstandsstufen (Tabelle 4.1). Die erste Ziffer beschreibt dabei den Grundwasserflurabstand im Frühjahr, die zweite den tieferen Stand im Herbst (SCHULZE, 1996a, 110-116).

Einstellige Grundwasserflurabstandsstufen: Mit den Grundwasserflurabstandsstufen der SEA 95 für den Frühjahrsstand vergleichbare Grundwasserflurabstandsstufen älterer Kartierung seit Einführung des Feinbodenformensystems durch D. Kopp

Altkartierungen, Komplex- und Sonderstandorte: Oft nur mit entsprechendem Expertenwissen für die einzelne Standortsform interpretierbare Grundwasserflurabstandsstufen aus frühen Kartierungen vor Einführung des Feinbodenformensystems (SCAMONI, 1951; KOPP, 1961), für standörtlich sehr heterogene Gebiete und Areale sowie für durch den Menschen geschaffene Sonderstandorte (SCHULZE, 1996b, 187-190)

In allen drei Fällen wurde der Grundwasserflurabstand in definierten Stufen im Gelände angesprochen. Die entsprechenden Stufen sind in der Regel für diskrete Flächen mit sehr unterschiedlichen Flächengrößen von < 1 ha bis zu mehreren 100 ha kartiert. Zusätzlich liegen Informationen zu kleinflächig abweichenden Grundwasserflurabstandsstufen als Punktinformationen vor, welchen für den Einzelfall jedoch keine Flächengröße bzw. Repräsentanz zugeordnet werden kann. Auf die Berücksichtigung dieser zusätzlichen Punktinformationen wurde somit zunächst verzichtet und die Grundwasserflurabstände ausschließlich aus den flächig kartierten Standortsformen abgeleitet.

Für die kartierten diskreten Flächen liegen in den zugehörigen Legendeneinheiten oft mehrere (bis maximal drei) für die Fläche gültige Grundwasserflurabstände aus sogenannten "kleinflächigen Wechsellagen" vor (SCHULZE, 1996b, 190-191). Für die bis zu drei unterschiedlichen Grundwasserflurabstände innerhalb eines Polygons sind in den Karten

die zugehörigen Flächenanteile für jeden Grundwasserflurabstand als Anteilszehntel entsprechend der im Gelände eingeschätzten Häufigkeiten angegeben (vgl. Kap. 4.2.1 und Abbildungen 4.1a und 4.1d).

Die Grundwasserflurabstände wurden im Rahmen der neueren Kartierungen (Feinbodenformensystem) nach den in Tabelle 4.1 aufgeführten Grundwassertiefenstufen unterschieden (einzelne Ziffern nach SEA 74 bzw. erste Ziffer bei zweistelligen Angaben entsprechend der SEA 95).

Tab. 4.1.: Grundwassertiefenstufen der SEA 95 und SEA 74

Stufe	Grundwasserflurabstand
1	oberhalb Flur
2	um 0,10 m (0 ... 0,2)
3	um 0,35 m (> 0,2 ... 0,5)
4	um 0,75 m (> 0,5 ... 1,0)
5	um 1,40 m (> 1,0 ... 1,8)
6	um 2,40 m (> 1,8 ... 3,0)
7	fehlendes oder unterhalb 3,0 m einsetzendes Grundwasser

Im Fall von Sonder- und Komplexstandorten sowie für Areale, die bisher nur mit älteren Verfahren standortskundlich bearbeitet wurden, konnte, wenn für die Standorte Informationen auf der Bewertungsebene (Stamm-Standortsformengruppe) vorlagen, die Grundwasserflurabstandsstufe aus diesen abgeschätzt werden. Dabei wurden die in Tabelle 4.2 aufgeführten, aus der SEA 95 abgeleiteten Zuordnungen getroffen.

Die ursprünglichen Bohrpunktdaten, welche zur Bildung der diskreten Flächen verwendet wurden, liegen nicht mehr vollständig vor (Entstehung des Kartenwerks in über 50 Jahren Kartierarbeit!). Eine erneute Interpolation von Grundwasserflurabständen aus den ursprünglichen Punktdaten war somit nicht möglich. Die präzisen Vorgaben zur Arealbildung und Ausscheidung von Grundwasserflurabstandsstufen in der Standortserkundungsanleitung (SEA 95) ergeben jedoch ein hohes Potential zur Disaggregation innerhalb der ausgeschiedenen Legendeneinheiten und Areale.

4.2. Methodisches Vorgehen bei der Ableitung der Grundwasserflurabstände

Das Vorgehen bei der Berechnung der Grundwasserflurabstände gliedert sich in zwei aufeinander folgende Schritte. Im ersten Schritt wurde für jede der $100\text{ m} \times 100\text{ m}$ Rasterzellen eine eindeutig zugeordnete Grundwasserflurabstandsstufe bestimmt (Kap. 4.2.1). Abschließend wurden dann kontinuierliche Grundwasserflurabstände aus neu gebildeten Arealen mit eindeutig zugeordneten Grundwasserflurabstandsstufen und dem digitalen Geländemodell berechnet (Kap. 4.2.2 und 4.2.3).

Tab. 4.2.: Zuordnung der Stamm-Feuchtestufen zu Grundwassertiefenstufen für Altkartierungen sowie Komplex- und Sonderstandorte

Stamm-Feuchtestufe			Stufe	Stamm-Feuchtestufe			Stufe
N0	(mineralisch sumpfig)		2	T1	(terrestrisch frisch)		5
N1	(mineralisch nass)		3	T1w	(terrestrisch wechselfrisch)		7
N1w	(mineralisch wechsellnass)		7	T2	(terrestrisch mittelfrisch)		7
N2	(mineralisch feucht)		4	T2g	(terrestrisch schwach grundfrisch)		6
N2w	(mineralisch wechselfeucht)		7	T3	(terrestrisch trocken)		7
N3	(mineralisch sehr frisch)		5	Ü0	(überflutungsnass)		2
O1	(offensumpfig)		1	Ü1	(mineralisch nass)		2
O2	(organisch sumpfig)		2	Ü2	(überflutungsfrisch)		3
O3	(organisch nass)		3	W2	(wechselfeucht)		7
O4	(organisch feucht)		4				

4.2.1. Bearbeitung von Arealen mit multiplen Legendeneinheiten - “kleinflächige Wechsel”

Als Grundlage für die Ableitung eindeutiger Grundwasserflurabstandsstufen wurde für jede Legendeneinheit zunächst ermittelt, ob es sich bei den angegebenen Grund- / Stauwasserstufen jeweils um eine echte Grundwassertiefenstufe oder um eine Stauwasserstufe handelte. Diese Unterscheidung wurde anhand der kartierten Feinbodenform und Unterlagerung auf Grundlage des Feinbodenformen-Katalogs (SCHULZE, 1998) in Abhängigkeit von der Hauptbodenform vorgenommen.

Um konkrete Grundwasserflurabstandsstufen für die einzelnen Punkte des angestrebten 100 m × 100 m Rasters übernehmen zu können, mussten zunächst die als “kleinflächige Wechsel” kartierten Areale mit unterschiedlichen Grundwasserflurabstandsstufen aufgelöst werden. Ein typisches Beispiel für einen “kleinflächigen Wechsel” ist der Karteneintrag in Abbildung 4.1a. In diesem Beispiel sind dem betreffenden Areal 40 % Meinsdorfer Sand-Gleybraunerde mit der Grundwassertiefenstufe 46 (4 MdSB46) 30 % Bärenthorener Sand-Braunerde mit der Grundwassertiefenstufe 6 (3 Bäs6) sowie 30 % Steinbecker Tieflhm-Graustaugley (sandunterlagert) mit der Grundwassertiefenstufe 57 (3 SbtLU57) zugeordnet. Dies bedeutet, dass in diesem Polygon zum betrachteten Frühjahrsstand auf 40 % der Fläche Grundwasserflurabstände im Bereich 0,5 m... 1,0 m (Stufe 4) sowie auf jeweils 30 % der Fläche in den Bereichen 1,0 m... 1,8 m (Stufe 5) und 1,8 m... 3,0 m (Stufe 6) auftreten (vgl. Tabelle 4.1).

Die Auflösung in Teilareale mit eindeutig zugeordneten Grundwasserflurabstandsstufen wurde durch die Berechnung der “relativen Geländehöhe” (Perzentilwerte der Geländehöhen) und der anschließenden Zuordnung der Grundwasserflurabstandsstufen in Abhängigkeit von der in der Karte angegebenen Häufigkeit der Stufe innerhalb des Areals

(Anteilszehntel) erreicht. In den Abbildungen 4.1a bis 4.1d lässt sich der gewählte Ansatz, ausgehend vom ursprünglichen Karteneintrag (Abb. 4.1a) bis zu den neu abgegrenzten Grundwasserflurabstandsstufen (Abb. 4.1d), visuell am Beispiel des Polygons mit drei unterschiedlichen Grundwasserflurabstandsstufen nachvollziehen. Als Grundlage für die Zuordnung der Grundwasserflurabstandsstufen entsprechend der relativen Geländehöhe innerhalb eines Polygons wurde zunächst ein Grid mit den entsprechenden in 10 %-Stufen geteilten Perzentilklassen benötigt. Dafür wurden mit dem SAGA-Modul "grid-statistics for polygons" zunächst die entsprechenden Perzentile berechnet, welche dann als Attributtabelle zu den Polygonen vorlagen. Aus diesen wurden mit dem SAGA Modul "Shapes to Grid" neun separate Grids für die 10. bis 90. Perzentile erstellt. Aus diesen neun Grids und dem Grid der Geländehöhe (Abb. 4.1b) wurde dann mit den booleschen Funktionen des SAGA "Grid Calculator" das Grid mit den Perzentilklassen abgeleitet (Abb. 4.1c). Dabei beinhaltet die Klasse 10 alle Geländehöhen $\leq 10.$ Perzentil und die Klasse 100 alle Geländehöhen $> 90.$ Perzentil bis zum maximalen Höhenwert innerhalb des Polygons.

Die Zuordnung der Grundwasserflurabstandsstufen erfolgte dann durch mehrfache Verschachtelung der booleschen Funktionen¹ des SAGA "Grid Calculator" mit dem Grid der Perzentilklassen (Abb. 4.1c), drei Grids für die möglichen Grundwasserflurabstände, drei Grids für die zugehörigen Anteilszehntel sowie jeweils einem Grid mit der Anzahl innerhalb eines Areal auftretender unterschiedlicher Perzentilwerte und Grundwasserflurabstandsstufen. In dem in den Abbildungen 4.1c und 4.1d dargestellten Beispiel werden somit den vier niedrigsten Perzentilklassen die Stufe 4 (Flächenanteil für MdSb46 ist 40 %), den drei Perzentilklassen 50, 60 und 70 die Stufe 5 (Flächenanteil SbtLU57 ist 30 %) und den drei höchsten Perzentilklassen die Stufe 6 (Flächenanteil Bäs6 ist 30 %) zugeordnet.

In Ausnahmefällen, in denen sich auf Grund der geringen Größe (z. B. eine Rasterzelle) oder aufgrund ausgesprochener Ebenheit der Geländeoberfläche weniger unterschiedliche Geländehöhen als angegebene Grundwasserflurabstandsstufen ergaben und somit eine Zuordnung der Grundwasserflurabstandsstufen entsprechend der Perzentilwerte nicht möglich war, wurde der nach dem Anteilszehntel gewichtete Mittelwert für die Rasterzelle übernommen.

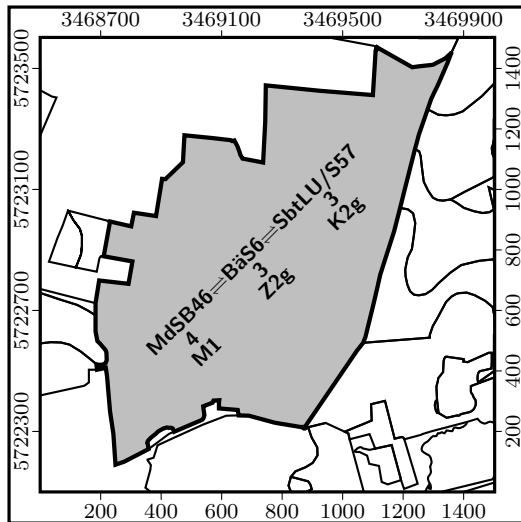
Diese sowie alle nachfolgend beschriebenen in SAGA durchgeführten Arbeiten wurden generell mittels "Batch-Dateien" und dem SAGA Command Line Interpreter (SAGA CMD) durchgeführt. Dadurch konnte zum einen der Zeitbedarf für die sich oft mehrfach wiederholenden Berechnungen und Umformungen reduziert werden, zum anderen war somit die Verwendung längerer boolescher Ausdrücke im SAGA Grid Calculator möglich, welche zahlreich eingesetzt wurden.

4.2.2. Ableitung kontinuierlicher Grundwasserflurabstände aus Grundwasserflurabstandsstufe und DGM

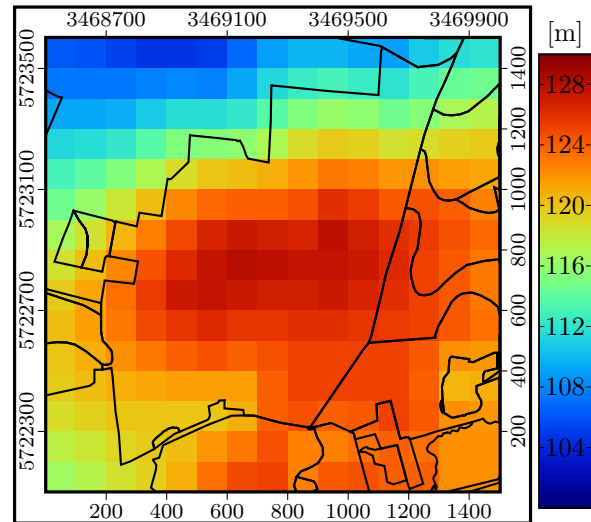
In diesem Schritt wurde versucht, die für unterschiedlich weite Spannen definierten Grundwasserflurabstandsstufen in konkrete kontinuierliche Grundwasserflurabstände für die einzelnen Punkte des 100 m $\times$ 100 m Rasters zu überführen. Durch dieses Vorgehen sollte insbesondere eine gegenüber der Verwendung von Mittelwerten plausiblere Darstellung der sich aus den Grundwasserflurabständen ergebenden Grundwasseroberfläche erreicht werden. Das Grundkonzept für diese Berechnungen bilden neben der grundlegenden An-

¹"wenn... dann... sonst...", "wenn... größer...", "wenn... kleiner...", "wenn... gleich..."

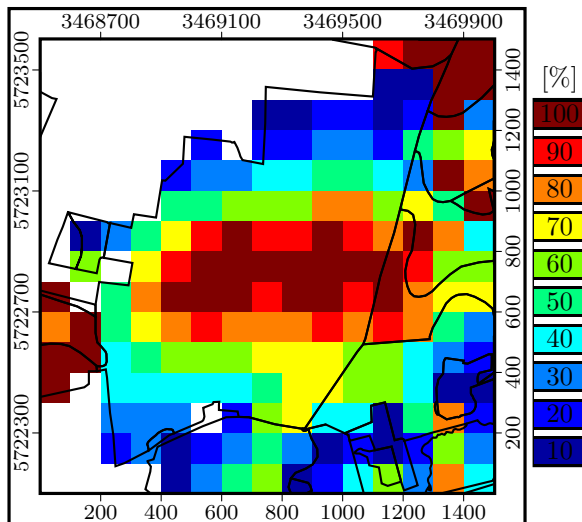
4. Regionalisierung des Grundwasserflurabstandes



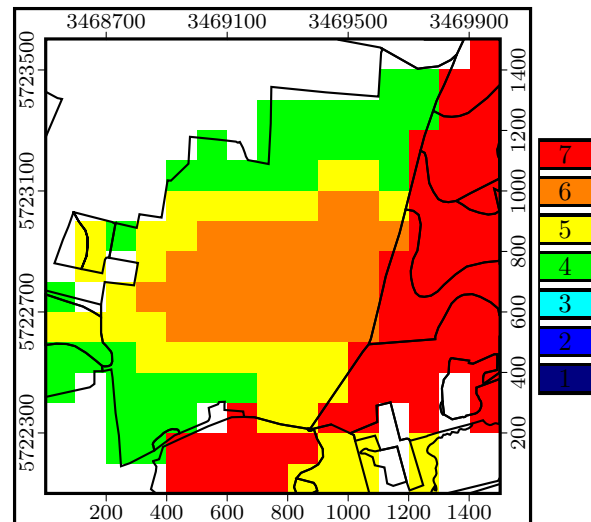
(a) kartierte Stamm-Standortsform



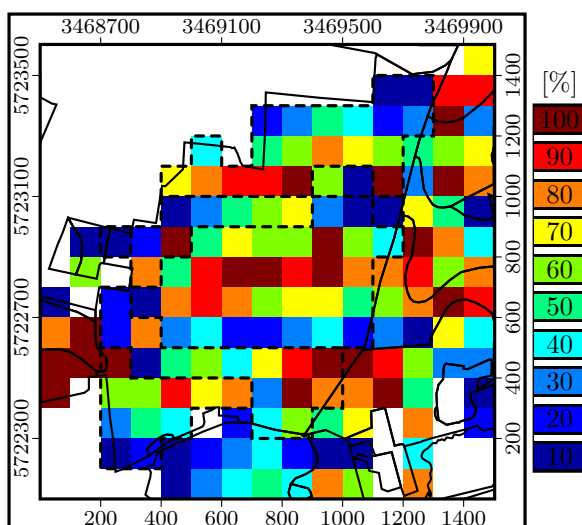
(b) Geländehöhen aus dem DGM 25-3



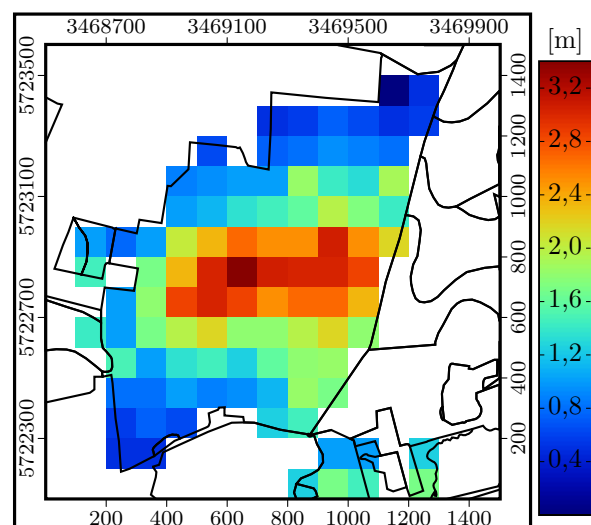
(c) Perzentile der Standortsform



(d) neu abgegrenzte Grundwasserflurabstandsstufen



(e) Perzentile der neuen Abstandsstufen



(f) neu abgeschätzte Grundwasserflurabstände

Abb. 4.1.: Zwischenschritte zur Ableitung der Grundwasserflurabstände für ein Areal mit drei unterschiedlichen kartierten Grundwasserflurabstandsstufen

nahme, dass das Höhenprofil der Grundwasseroberfläche weniger bewegt ist als das der Geländeoberfläche, folgende aus den Vorgaben der Kartieranleitung abgeleitete Annahmen:

- Bei der Kartierung wurden diskrete Flächen anhand der Wertespanssen der Grundwasserflurabstandsstufen gebildet.
- Innerhalb eines Areals sind kleinflächige Abweichungen von der Grundwasserflurabstandsstufe (bis zu 10 % der Fläche) möglich.

Darauf aufbauend wurden die Grundwasserflurabstände für die einzelnen Zellen des $100\text{ m} \times 100\text{ m}$ Rasters mit einem ähnlichen Ansatz wie für die Auflösung der "kleinflächigen Wechsel" abgeleitet. Zunächst wurde wieder ein Grid mit den Perzentilklassen der Geländehöhe für die Polygone der Standortsformen (mit nun eindeutig zugeordneten Grundwasserflurabstandsstufen) ermittelt (Abb. 4.1e). Zur Berechnung des Perzentilklassengrids wurden die ermittelten eindeutigen Grundwasserflurabstandsstufen mit "Vectorising Grid Classes" in diskrete Flächen (shapes) einheitlicher Grundwasserflurabstandsstufen überführt und anschließend das Perzentilklassengrid wie bei der Auflösung der Wechselkartierungen berechnet. Auf Grundlage dieses Perzentilklassengrids wurden dann die Grundwasserflurabstände abgeleitet. Dabei wurden zwei verschiedene Fälle unterschieden:

1. Die Differenz der Geländehöhen von 10. und 90. Perzentil ist größer als die Spanne der Grundwasserflurabstandsstufe.
2. Die Differenz der Geländehöhen von 10. und 90. Perzentil ist kleiner oder gleich der Spanne der Grundwasserflurabstandsstufe entsprechend der Kartieranleitung (SEA).

Bei der Ableitung für Fälle der Variante 1. wurde zunächst der Mittelwert der Grundwasserflurabstandsstufe als Grundwasserflurabstand für das 50. Perzentil der Geländehöhe übernommen. Anschließend wurde der Grundwasserflurabstand um die Hälfte der Spanne der Grundwasserflurabstandsstufe bis zum 10. Perzentil abgesenkt beziehungsweise zum 90. Perzentil angehoben. Entsprechend der Möglichkeit kleinflächiger Abweichungen wurde davon ausgegangen, dass für über 10. und 90. Perzentil hinausgehende Geländehöhen keine zwingende Bindung zu den sich aus der Grundwasserflurabstandsstufe ergebenden Spannen mehr besteht (Aussetzen der Grundwasseroberflächen-Geländeoberflächen-Bindung). Für die über das 90. Perzentil hinausgehenden Geländehöhen wurde der Grundwasserflurabstand entsprechend der Differenz zwischen Geländehöhe (am Einzelpunkt) und dem Höhenwert des 90. Perzentils ohne weitere Schranken frei erhöht. Für unter dem 10. Perzentil liegende Geländehöhen wurde wie zuvor der Grundwasserflurabstand entsprechend den Differenzen der Geländehöhen zum 10. Perzentil abgesenkt. Sich dabei ergebende Grundwasserflurabstände kleiner 0 m wurden nicht zugelassen und gleich 0 gesetzt (keine Gewässerbildung).

Für Fälle entsprechend Variante 2. wurde die für ein Polygon ausgewiesene Grundwasserflurabstandsschwankung von der Spanne der Kartieranleitung auf die Schwankungsamplitude der Geländehöhe reduziert. Somit wurde dem 50-Perzentil der Geländehöhe der Mittelwert der Grundwasserflurabstandsstufe entsprechend der Kartieranleitung zugeordnet und der Grundwasserflurabstand dann linear um die Hälfte der Schwankungsamplitude der Geländehöhe bis zum 10. Perzentil abgesenkt beziehungsweise zum 90. Perzentil

angehoben. Für die extremen Geländehöhen ($< 10.$ und $> 90.$ Perzentil) wurde wie in Variante 1 verfahren. Dabei ergaben sich, der Natur dieser Flächen entsprechend, in der Regel Grundwasserflurabstände innerhalb der von der Kartieranleitung vorgegebenen Spannen.

Technisch wurden diese Berechnungen ähnlich wie bei der Ableitung der Grundwasserflurabstandsstufen (Kap. 4.2.1) mit den booleschen und arithmetischen Funktionen des SAGA Grid Calculator aus Grids für Geländehöhe, Höhe des 90. Perzentils, Höhe des 10. Perzentils, Perzentilklassen sowie Mittelwert und Spanne der Grundwasserflurabstandsstufe durchgeführt.

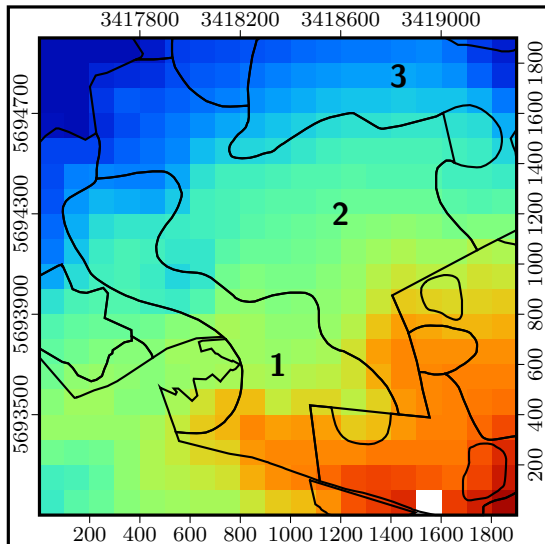
4.2.3. Handhabung aneinander grenzender Polygone gleicher Grundwasserflurabstandsstufe

Eine Besonderheit stellen aneinandergrenzende Standortsformen gleicher Grundwasserflurabstandsstufe dar. Für diesen Fall ergeben sich bei der angewandten Methodik folgende zwei Varianten, welche im Einzelfall zu unterschiedlichen Grundwasserflurabständen (vgl. Abb. 4.2) führen:

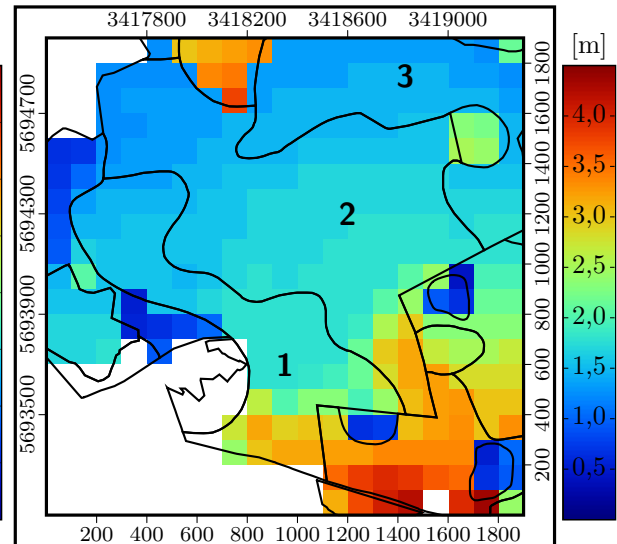
1. Jedes Polygon wird weiterhin separat bearbeitet, d.h. die Polygone der ursprünglichen Standortsformen werden vollständig erhalten (vgl. Abb. 4.2c).
2. Angrenzende Polygone gleicher Grundwasserflurabstandsstufe werden als ein gemeinsames Polygon betrachtet, d.h. die Polygone der ursprünglichen Standortsformen werden gegebenenfalls zu größeren Polygonen neu zusammengesetzt (vgl. Abb. 4.2b).

Bedeutsam werden die Unterschiede zwischen beiden Varianten insbesondere dann, wenn wie in Abbildung 4.2 die betreffenden Polygone entlang eines sich kontinuierlich verändernden Höhen-Gradienten angeordnet sind. Die drei großen von Süd-West nach Nord-Ost aufeinander folgenden Polygone 1 (MuSB5), 2 (BäS5) und 3 (MuSB5) in Abbildung 4.2 sind alle einheitlich mit der Grundwassertiefenstufe 5 kartiert, unterscheiden sich jedoch in der Bodenform, weshalb separate Flächen kartiert wurden. Wird der Grundwasserflurabstand für die Verbundflächen berechnet (Abb. 4.2b), häufen sich die extremen Grundwasserflurabstände (Perzentilklassen 10 und 100) in den Polygonen an Beginn und Ende des Höhen-Gradienten (vgl. Polygon 1). Im Extremfall würden sich somit für einzelne ursprüngliche Standortsformen ausschließlich Grundwasserflurabstände außerhalb der kartierten Grundwasserflurabstandsstufe ergeben. Im Fall der strikten Trennung der ursprünglich kartierten Standortsformen (Abb. 4.2c) kommt es an den Grenzen zwischen den Standortsformen gleicher Grundwasserflurabstandsstufe zu unplausiblen Randeffekten in Form großer Grundwasserflurabstandsdifferenzen, da an den Grenzen (bei einem kontinuierlichen Höhengradienten) hohe und niedrige Perzentilklassen aufeinander treffen. Im Beispiel in Abbildung 4.2c ist dies besonders deutlich im Übergang von Polygon 2 zu 3. Um in diesen Fällen die kartierte Grundwasserflurabstandsstufe zu erhalten (Variante 1) und zugleich einen möglichst kontinuierlichen Verlauf des Grundwasserflurabstandes innerhalb von Arealen gleichen Grundwasserflurabstands zu erreichen, wurden die beiden Verfahren miteinander kombiniert (Abb. 4.2d). Dafür wurde ein kontinuierlicher Grundwasserflurabstand für die Verbundflächen berechnet, wobei die Spanne der Grundwasserflurabstandsstufe innerhalb der neuen Polygone nicht verlassen wurde (keine Berücksichtigung von Extremwerten und lineare Zuordnung der sich aus Grundwasserflurabstandsstufe ergebenden Spanne über alle Perzentilklassen). Anschließend wurden

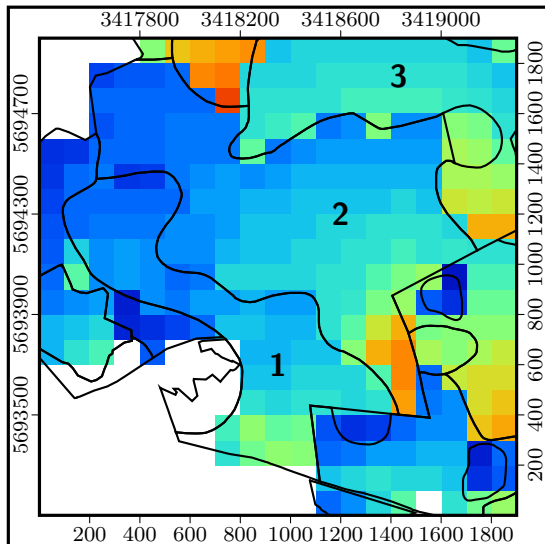
extreme Grundwasserflurabstände, wie sie an lokalen, kleinflächigen Überdünungen oder Senken auftreten, aus den Berechnungen entsprechend Variante 1 an den Punkten innerhalb der Perzentilklassen 10 und 100 übernommen. Im Ergebnis zeigt sich in Abbildung 4.2d ein Kartenbild, in dem keine über 10 % Flächenanteil hinausgehenden Häufungen von Extremwerten in den einzelnen Polygonen auftreten. Die zu den Grenzen hin alternierenden Grundwasserflurabstände im Übergang von Polygon 1 zu 2 wurden beseitigt und im Übergang von Polygon 2 zu 3 deutlich abgemildert.



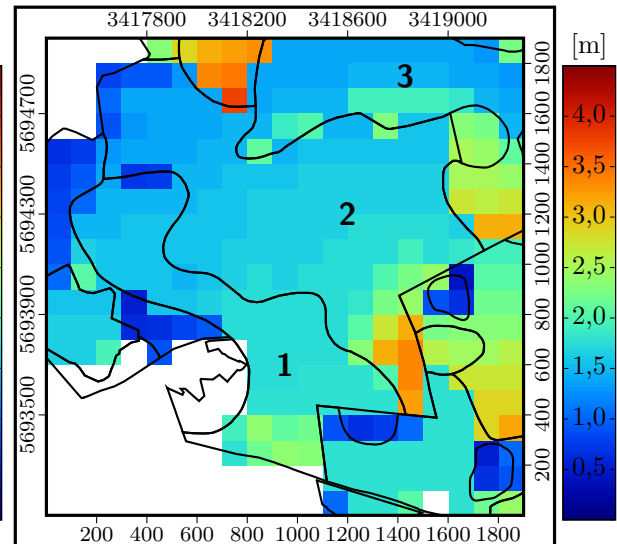
(a) Geländehöhen aus dem DGM 25-3



(b) Grundwasserflurabstand aus Verbundflächen



(c) Grundwasserflurabstand aus Einzelflächen



(d) kombinierter Grundwasserflurabstand

Abb. 4.2.: Problematik angrenzender Standortsformen gleicher Grundwasserflurabstandsstufe am Beispiel von drei entlang eines von Nord-Ost nach Süd-West zunehmenden Höhengradienten angeordneter Standortsformen der Grundwasserflurabstandsstufe 5

Die Vektorisierung der sehr zahlreichen Flächen (über 100 000 Polygone) für die Erstellung des Perzentilklassengrids entsprechend Variante 1 benötigte 2 Tage Rechenzeit

(PC, 1,3 GHz). Das Perzentilklassengrid entsprechend Variante 2 (Verbundflächen) war durch die deutlich geringere Anzahl der Flächen (insbesondere durch Zusammenschluss der dominierenden Grundwasserflurabstandsstufe 7) wesentlich weniger zeitaufwändig.

4.3. Verifizierung der Grundwasserflurabstände mit Flurabständen aus Messpegeln

Für die Verifizierung der mittels Disaggregation aus der forstlichen Standortskarte gewonnenen Grundwasserflurabstände (*FA-Standortskarte*) konnten die auf punktbezogenen Messwerten basierenden Grundwasserflurabstandsinformationen (*FA-Pegel*) von HANNAPPEL & RIEK (2011b) verwendet werden. HANNAPPEL & RIEK (2011b) erarbeiteten aus umfangreichen punktbezogenen Grundwasserflurabstandsinformationen bei gleichzeitiger Verwendung eines digitalen Geländemodells Grundwasserflurabstandskarten für hydrologisch typische Zeiträume mittels geostatistischer Interpolation. Für den in dieser Arbeit durchgeführten Vergleich wurden die Grundwasserinformationen für den Zeitraum April 1970 zur Verifizierung ausgewählt. Als Datengrundlage für die Interpolation mit dem auf Grundlage von Variogrammanalysen durchgeführten Punktkriging-Verfahren wurden von HANNAPPEL & RIEK (2011b) 3228 Grundwassermessstellen (Pegel), 11170 aus der Topografischen Karte (TK 10) abgegriffene Stützstellen von Oberflächengewässern und 1567 weitere punkthafte Messstellen verwendet. Dies entspricht in etwa zwei Stützstellen je 100 ha bezogen auf die brandenburgische Waldfläche mit ungespannten Grundwasserhältnissen².

Die Verifizierung beschränkt sich dabei auf Bereiche mit ungespanntem Grundwasser, für die Informationen zum oberflächennahen Grundwasser aus beiden Quellen vorliegen. Gebiete mit ungespanntem Grundwasser, in denen der Grundwasserleiter nicht von schlecht durchlässigen Schichten wie z. B. Geschiebemergel überlagert wird, finden sich in Brandenburg vorwiegend im Bereich der Sander und Urstromtäler (vgl. HANNAPPEL & RIEK (2011b)).

Einen ersten Eindruck über das Niveau der zwischen beiden Ansätzen bestehenden Unterschiede gibt Abbildung 4.3. Insgesamt zeigt sich zwischen beiden Ansätzen eine gute Übereinstimmung zwischen den ausgeschiedenen Grundwasserflurabständen. Auf knapp zwei Dritteln der betrachteten Waldfläche betragen die Unterschiede weniger als 1 m. Zugleich wird anhand der linksgipfligen Verteilung deutlich, dass sich für die aus Punktdaten resultierenden Flurabstände (*FA-Pegel*) vereinzelt deutlich höhere Flurabstände ergeben als für die disaggregierten Flurabstände aus der Standortskarte (*FA-Standortskarte*). Diese Linksgipfligkeit resultiert aus der bei der forstlichen Standortkartierung auf 3,0 m beschränkten Aufschlusstiefe.

Die Karte der Differenzen *FA-Pegel* - *FA-Standortskarte* (Abb. 4.4) gibt einen Überblick über die regional unterschiedliche Übereinstimmung zwischen beiden Ansätzen. Hohe positive Abweichungen bestehen demnach vorwiegend in der Nachbarschaft zu Bereichen mit gespannten Grundwasserverhältnissen. In den großen Bereichen der Urstromtäler treten indes vorwiegend nur geringe und tendenziell häufiger negative Abweichungen

²Entsprechend HANNAPPEL & LIMBERG (2007)[65] liegt gespanntes Grundwasser vor wenn: „...der Grundwasserleiter von schlecht durchlässigen, bindigen Schichten (Grundwasserhemmern, wie z.B. Geschiebemergel) so überlagert wird, dass das Grundwasser nicht so hoch ansteigen kann, wie es seinem hydrostatischen Druck entspricht.“

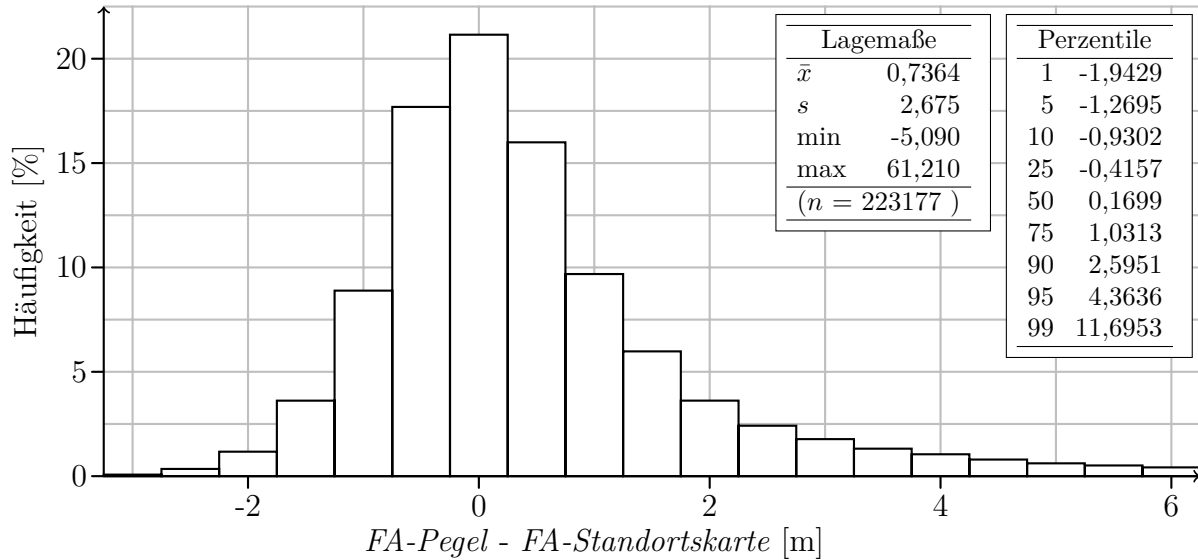


Abb. 4.3.: Abweichungen zwischen aus der Standortskarte und aus Grundwassermessstellen abgeleiteten Flurabständen

auf. Großräumige regionale Unterschiede, wie sie aufgrund der unterschiedlichen Bearbeitungszeiträume bei der Erstellung der forstliche Standortskarte im Vergleich zu den Flurabständen aus Grundwassermessstellen mit einheitlichem Stichzeitraumbezug (April 1970) denkbar wären, lassen sich nicht erkennen.

Die Abhängigkeiten zwischen den ermittelten Differenzen und der Entfernung zu gespannten Bereichen verdeutlicht Abbildung 4.5, in der die mittleren Abweichungen der Grundwasserflurabstände in Abhängigkeit von der Entfernung zu den gespannten Bereichen aufgetragen sind. Während der Median der Differenzen in unmittelbarer Nähe zu den gespannten Bereichen über 1,0 m beträgt, stimmen die Grundwasserflurabstände im Bereich zwischen 1500 m und 4000 m im Mittel sehr gut überein. Ab einem Abstand von 1500 m zu den gespannten Bereichen beträgt der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman 0,61 und ist hoch signifikant ($p < 0,0005$). Für Abstandsklassen > 4000 m zeigen sich tendenziell leicht negative Differenzen. Die positiven Differenzen in der Nähe zu gespannten Bereichen deuten darauf hin, dass in diesen Bereichen von den beiden Verfahren zunehmend unterschiedliche Grundwasserkörper angesprochen werden. Während die *FA-Standortskarte* aus oberflächennah erfasstem Schichtenwasser resultieren, beziehen sich die *FA-Pegel* auf den tiefer liegenden Grundwasserleiter unterhalb von Grundwasserhemmern wie z. B. Geschiebemergeln (vgl. HANNAPPEL & RIEK, 2011b).

Abbildung 4.6 veranschaulicht anhand eines Kartenausschnitts beispielhaft Unterschiede zwischen *FA-Pegel* und *FA-Standortskarte* auf dem Maßstabsniveau der forstlichen Standortskarte (1:10 000). Zusätzlich zu den Grundwasserflurabständen sind in beiden Karten die ursprünglichen Polygone der Standortsformen aus der Standortskarte dargestellt. Vereinfachend sind nur die dominierenden Feinbodenformen mit zugehörigen Grund- /Stauwasserstufen in die Polygone eingetragen. Insgesamt zeigt sich eine weitgehende Übereinstimmung zwischen beiden Ansätzen mit hohen Flurabständen im Süden und geringen Flurabständen im Norden des Kartenausschnitts. Während sich für *FA-Pegel* ein kontinuierlicher Anstieg der Flurabstände von Nordost nach Südwest zeigt, treten bei *FA-Standortskarte* mehr kleinräumige Schwankungen in Erscheinung, welche

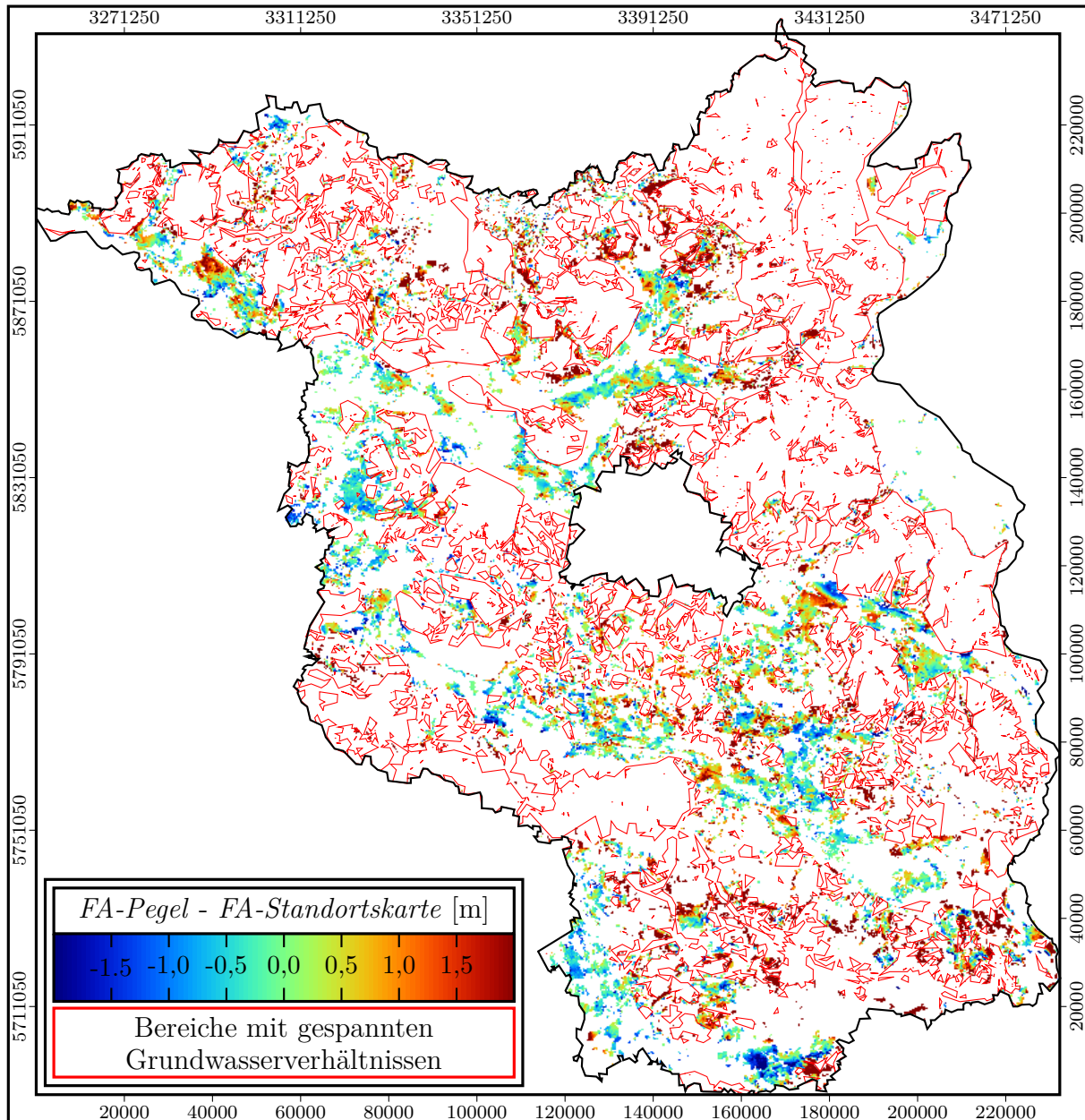


Abb. 4.4.: Räumliche Verteilung der Differenzen zwischen *FA-Pegel* und *FA-Standortskarte*

bei der großräumigen Interpolation aus Punktdaten wahrscheinlich nicht immer mit erfasst wurden. Im gewählten Beispiel wird dies besonders im mittleren Osten des Ausschnitts deutlich. Hier fallen die *FA-Standortskarte* auf dem bestehenden Nord-Süd-Gradienten im Bereich der hydromorph beeinflussten Bodenformen „SöSB56“ (Söllichauer Sand-Gleyrostpodsol langfristig grundwasserbeeinflusst), „LhSU56“ (Lindhorster Sand-Graugley langfristig grundwasserbeeinflusst) und „Mz34“ (Moor ziemlich arm, langfristig grundwasserbeherrscht) im Gegensatz zu *FA-Pegel* kleinräumig ab.

Besonders auffällig sind zudem die Unterschiede für Polygone der Grundwassertiefenstufe 7 (Flurabstand > 3,0 m) im südwestlichen Teil des Ausschnitts mit „BäS“ (Bärentho-

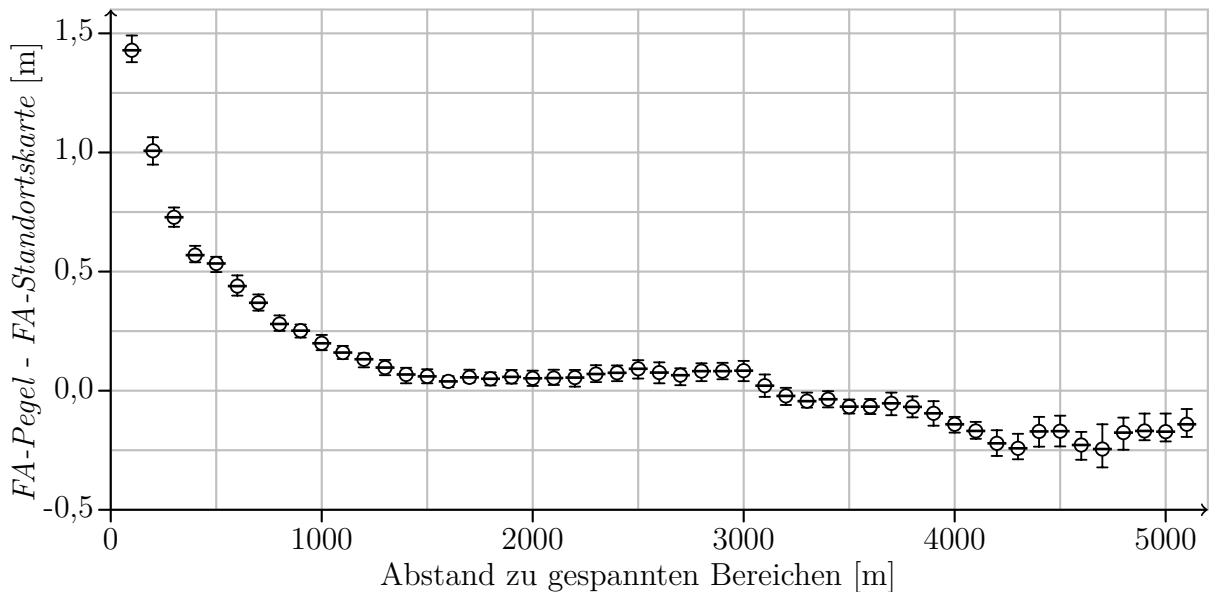


Abb. 4.5.: Differenz der Flurabstände in Abhängigkeit vom Abstand zu Gebieten mit gespanntem Grundwasser (Mediane mit 95 %-Konfidenzintervall)

rener Sand-Braunerde) und CpS (Caputher Bändersand-Braunerde). Die Flurabstände dieser grundwasserfernen Bereiche können auf Grundlage der Standortskarte (Abb. 4.6b) nicht ohne Weiteres räumlich differenziert werden, da der tatsächliche mittlere Grundwasserflurabstand im Gegensatz zu den anderen Grundwassertiefenstufen im Fall der Grundwassertiefenstufe 7 unbekannt ist.

Ein weiterer deutlicher Unterschied zeigt sich am Beispiel des Polygons „AxtLB47“ (Alexanderdorfer Tieflehm-Staugleyfahlerde kurzzeitig stauwassernah). Im Gegensatz zu *FA-Pegel* (Abb. 4.6a) werden in *FA-Standortskarte* (Abb. 4.6b) auch kleinräumige Besonderheiten der Bodenform, wie schlecht durchlässige bindige Schichten und Unterlagerungen mit sandigem Material, bei der Ausscheidung von Flurabständen zum pflanzenverfügbaren Grundwasser berücksichtigt. Für die Standortsform „AxtLB47“ wird in der forstlichen Standortskarte aufgrund der schlecht durchlässigen bindigen Schichten (Tieflehm) ohne eine entsprechende sandige Unterlagerung (Grundwasserleiter) ebenfalls von einer Grundwassertiefenstufe 7 ausgegangen.

4.4. Zwischenfazit Grundwasserflurabstand

Die entwickelte Methode zur Ableitung der Grundwasserflurabstände erscheint geeignet, die Grundwasserflurabstandsstufen der forstlichen Standortskarte durch die Kombination mit digitalen Geländemodellen in kontinuierliche Grundwasserflurabstände frei wählbarer Rasterweite zu übertragen. Dabei muss beachtet werden, dass die erreichbaren Genauigkeiten vom verwendeten digitalen Geländemodell und der tatsächlichen Genauigkeit der Standortskarte limitiert sind.

Hinsichtlich der räumlichen Auflösung liegen kaum mit der forstlichen Standortskarte vergleichbare Grundwasserflurabstandsdaten für größere Gebiete der brandenburgischen Waldfläche vor. So wurde die zugrunde liegende Standortskarte für den Zielmaßstab 1 : 10 000 mit durchschnittlich ca. einem Bohrpunkt auf 4 ha Fläche, in großräumig

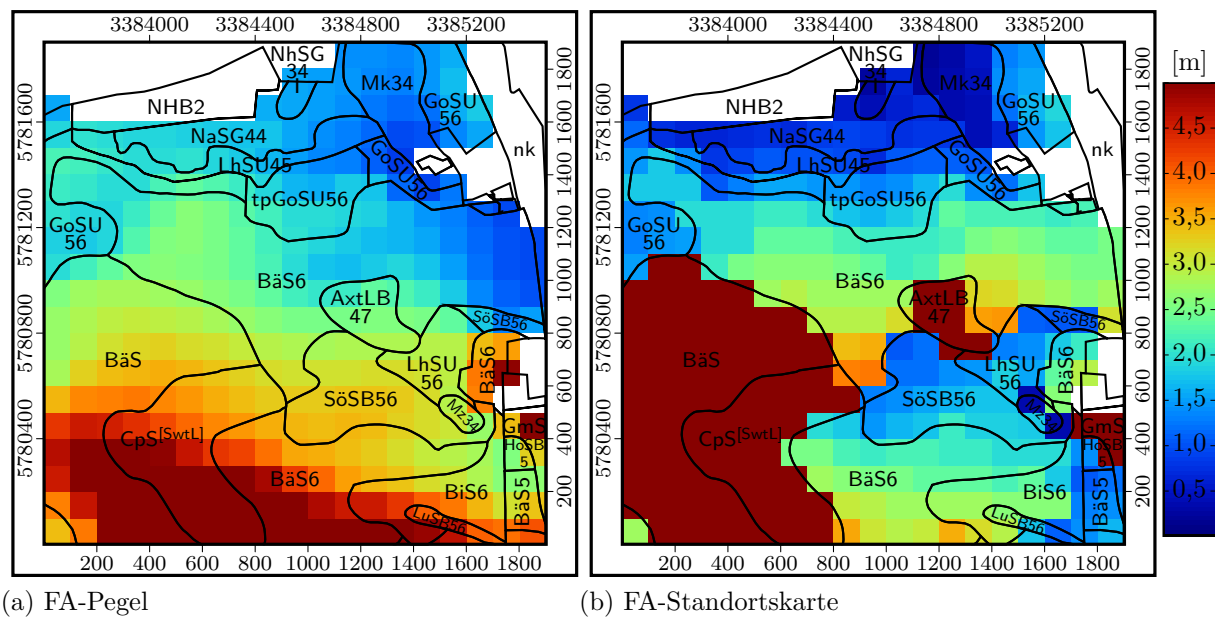


Abb. 4.6.: Gegenüberstellung von *FA-Pegel* und *FA-Standortskarte* für einen Detailausschnitt im Bereich des Baruther Urstromtals zwischen Sperenberg und Trebbin mit typischen verfahrensbedingten Unterschieden zwischen beiden Ansätzen

grundwasserbeeinflussten Gebieten (hydromorphe Mosaik) sogar mit einem Bohrpunkt je Hektar erarbeitet (SCHULZE, 1996b, 195). Die Genauigkeit des eingesetzten DGM liegt teilweise nur im Bereich von ± 2 m. Mit hohen Fehlern von bis zu ± 2 m ist dabei vor allem bei bewegtem Relief im Bereich der meist grundwasserfernen Endmoränen zu rechnen. Ergebnisüberprägende Verzerrungen durch den im Vergleich zum Niveau der abgeleiteten Grundwasserflurabstände hoch erscheinenden absoluten Fehler der Geländehöhen sind im Rahmen der hier vorgestellten Berechnung von „relativen Geländehöhen“ (Perzentile) jedoch unwahrscheinlich. Wenn präzisere DGM verfügbar sind, sollten diese bevorzugt werden.

Problematisch erscheint auch der Zeitbezug der abgeleiteten Grundwasserflurabstände, da die zugrunde liegenden Grundwasserflurabstandsstufen aus mehreren Jahrzehnten Kartierarbeit stammen. So weisen Auswertungen von ca. 4900 Grundwassermessstellen darauf hin, dass die mittleren Grundwasserflurabstände in Brandenburg innerhalb der letzten Jahrzehnte einer deutlichen Dynamik unterlagen HANNAPPEL & RIEK (2011b,a). HANNAPPEL & RIEK (2011b)[8] beobachteten für den Zeitraum von 1960 bis 2008 eine durchschnittliche Absenkung von 0,4 m, wobei lokal auch deutlich höhere Absenkungen bis hin zum Meterbereich auftraten (HANNAPPEL & RIEK, 2011a).

Für Gebiete mit ungespannten Grundwasserverhältnissen (Sandergebiete, Urstromtäler) sind insgesamt plausiblere Ergebnisse zu erwarten als für Gebiete mit gespannten Grundwasserverhältnissen (Grund- und Endmoränen). Gegenüber der einfachen Übernahme von Mittelwerten für ganze Areale und Klassen sind jedoch auch für diese Gebiete insgesamt plausiblere Ergebnisse zu erwarten, da das vorgestellte Verfahren die kleinräumige Landschaftsmorphologie berücksichtigt.

Für die Erzeugung kontinuierlicher Flächeninformationen werden konventionell verschiedene Interpolationsverfahren, insbesondere Kriging-Verfahren eingesetzt (vgl. NIEL-

SEN & WENDROTH, 2003; WEBSTER & OLIVER, 2007) wie sie von HANNAPPEL & RIEK (2011b) in Brandenburg zur Interpolation von Grundwasseroberflächen aus Punktdaten eingesetzt wurden. Für den Einsatz von Regressionsmodellen (GEHRT & BOCK, 2009) werden ebenfalls kontinuierliche metrische Punktdaten zu den Grundwasserflurabständen benötigt, welche nicht unmittelbar in der forstlichen Standortskarte vorliegen.

Im Vergleich zur Interpolation der Grundwasseroberflächen anhand aus den Polygonen abzuleitender Stützstellen, neigt die vorgestellte Methode häufiger zu Randeffekten an den Übergängen zwischen den Arealen der Standortformen (vgl. Kap. 4.2.3). Da die Abbildung der Strömungsverhältnisse im Grundwasser kein primäres Ziel war, wurden diese Nachteile zugunsten der Möglichkeit, die Grundwasserflurabstände in hoher Übereinstimmung mit der Legendeneinheit für jedes einzelne Polygon abzubilden, toleriert. Dieses Vorgehen wurde zudem bevorzugt, da in Hinblick auf räumliche Auflösung und qualitative Eignung zur Einschätzung pflanzenereicher Grundwassers unter Wald für viele Gebiete Brandenburgs zu den Daten der forstlichen Standortskartierung gegenwärtig keine vergleichbaren Alternativen bestehen. Zur Vorhersage von Fließrichtungen und zur Verwendung in komplexen, die Grundwasserströmung berücksichtigenden Modellen (z.B. STEIDEL et al., 1999), sollten mit der vorgestellten Methode erzeugte Grundwasserflurabstände / -oberflächen nicht ohne weitere Prüfung und Anpassung eingesetzt werden.

Insbesondere für Gebiete der Grund- und Endmoräne erscheint es interessant, die Methodik durch Integration von Punktinformationen der Standortskarte zum Grundwasserflurabstand zu erweitern. So sind die in der Standortskarte durch Punktinformationen gekennzeichneten kleinräumigen Bereiche unterschiedlicher Grundwasserflurabstände für die Grund- und Endmoränen besonders typisch.

Aufgrund der insgesamt hohen Übereinstimmung zwischen den aus unabhängigen Datenquellen stammenden Flurabständen *FA-Standortskarte* *FA-Pegel* erscheinen beide Ansätze für die flächenhafte Ermittlung des Grundwasserflurabstandes geeignet. Vorteile zeigen sich für *FA-Pegel* aufgrund der höheren Kontinuität (keine Unterbrechungen bei hohen Flurabständen, keine „Sprünge“ an Polygongrenzen) vor allem für auf Grundwasseroberflächen basierende Anwendungen (z. B. Grundwasserströmungsrichtungen). Nicht zuletzt ermöglichen diese Daten eine stichtagsbezogene Auswertung. *FA-Standortskarte* erlauben indes eine bessere Berücksichtigung kleinräumiger standörtlicher Besonderheiten. Unabdingbar sind *FA-Standortskarte* für die gespannten Bereiche, in denen keine oberflächennahen *FA-Pegel* vorliegen sowie für die jeweiligen Übergangsbereiche, in denen den oberflächennäheren Flurabständen aus der Standortskarte eine größere Bedeutung für das Pflanzenwachstum beikommt.

5. Regionalisierung von Substrateigenschaften

Substrateigenschaften wie Grobbodenanteil, CaCO_3 -Gehalt und Textur des Feinbodens stehen im Nordostdeutschen Tiefland im engen Zusammenhang mit dem geologischen Ausgangsmaterial. Die besondere Dominanz des Ausgangsmaterials gegenüber anderen bodenbildenden Faktoren resultiert aus dem vergleichsweise geringen Alter der abgelagerten Lockersedimente. (z.B. KÜHN, 2006; LIPPSTREU et al., 1995; LIPPSTREU, 2010)

Deterministische Modelle zur Simulation der unterschiedlichen Verwitterungs- und Verlagerungsprozesse (z.B. COHEN et al., 2010) sind gegenwärtig noch nicht für praktische Anwendungen verfügbar. Für die in der Folge verschiedener Kalt- und Warmzeiten abgelagerten sowie im Holozän veränderten und umgelagerten Substrate Brandenburgs (LIPPSTREU et al., 1995) erscheinen solche Anwendungen zudem besonders schwierig.

Messungen zu Textur, Grobboden- und CaCO_3 -Gehalt liegen für die brandenburgische Waldfläche an den Inventurpunkten der Bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE) gegenwärtig mit einer räumlichen Auflösung von $8 \text{ km} \times 8 \text{ km}$ vor. Einfache geostatistische Interpolationsverfahren scheiden angesichts der kleinräumigen Bodenvariabilität im Nordostdeutschen Tiefland (z. B. SCHMIDT, 1997, 14) für eine zweckmäßige Regionalisierung somit aus.

Als Alternative zu einfachen Interpolationsverfahren nutzten verschiedene Autoren das Konzept des „scorpan-modelling“ zur Regionalisierung physikalischer Eigenschaften auf Grundlage von klassischen Inventurdaten. So regionalisierten GREVE et al. (2012a) Kornfraktionenanteile für die eiszeitlich geprägten Böden Dänemarks auf Grundlage geologischer Karten, Klimadaten und aus DGM abgeleiteten Reliefattributen mittels Regressionsbäumen und sehr umfangreichen Stichprobendaten. Mit einem vergleichbaren Ansatz regionalisierten ZIRLEWAGEN & WILPERT (2011) erfolgreich bodenphysikalische Eigenschaften für die Waldfläche Baden-Württembergs auf Grundlage der baden-württembergischen BZE-Stichprobe. In Brandenburg wird jedoch eine Vielzahl im Naturraum kleinflächiger auftretender Bodenformen wie Lehm-, Ton-, und Moorböden gegenwärtig kaum vom Stichprobennetz der BZE erfasst. Somit erscheint auch die Regionalisierung allein auf Grundlage der BZE-Stichprobe für die Anwendung in Brandenburg noch nicht praktikabel.

In vielen Fällen sind zudem oft nur schwache statistische Zusammenhänge zwischen dem abgelagerten Bodenausgangsmaterial und den als potentielle Prädiktoren vorliegenden Reliefeigenschaften des jeweiligen Standorts zu erwarten. So können insbesondere im Tiefland vergleichbare Reliefformen doch oft einen völlig unterschiedlichen geologischen Ursprung besitzen (z. B. Endmoränenwälle und Flugsanddünen). Beispielsweise beschreiben GREVE et al. (2012a) für die ebenfalls eiszeitlich abgelagerten Böden Dänemarks einen großen Einfluss des geologischen Ausgangsmaterials auf die Korngrößenzusammensetzung und lediglich geringe Erklärungswerte für Reliefparameter. Für die Vorhersage von Substrateigenschaften vielfach sehr erfolgreich eingesetzte Daten aus Messungen mittels Gammaspektroskopie, welche als Schätzer für die mineralogische Zusammensetzung interpretiert werden können, (z.B. MENDONÇA-SANTOS et al., 2007; NELSON & ODEH, 2009;

BUCHANAN et al., 2012; LEMERCIER et al., 2012) liegen für die Waldfläche Brandenburgs gegenwärtig nicht vor.

Des Weiteren ist die zeitliche Dynamik der Korngrößenverteilung und etwas eingeschränkt auch die zeitliche Variabilität des CaCO_3 -Gehalts durch Verwitterungs- und Verlagerungsprozesse nur sehr gering (z.B. HARTGE & HORN, 1999, 20). Die Regionalisierung mit aktuellen Inventurdaten erscheint für diese Kennwerte, im Rahmen der vorgesehenen Anwendungen im Bereich der forstlichen Planung, somit kaum erforderlich.

Ausgehend von diesen Überlegungen zur Datenlage sowie räumlichen und zeitlichen Variabilität der Substrateigenschaften, wurde für die Regionalisierung ein auf der forstlichen Standortskarte basierender Ansatz entwickelt. So erlaubt diese Karte für weite Gebiete Brandenburgs bereits räumlich hoch aufgelöste Ableitungen zu diesen Kennwerten.

5.1. Disaggregation der forstlichen Standortskarte

Neben der Kartierung von Arealen mit eindeutigen Standortsformen bietet das Verfahren der forstlichen Standortskartierung auch die Möglichkeit, Flächen mit kleinflächigen Wechseln zu kartieren. In diesen Arealen können bis zu drei unterschiedliche Standortsformen ausgewiesen werden (SCHULZE, 1996b, 190–191). Neben den im Areal auftretenden Standortsformen wurden vom Kartierer auch die jeweiligen Flächenanteile der beteiligten Standorte in Form eines Anteilszehntels eingeschätzt. In Form solcher Wechselkartierungen können kleinflächige Wechsel zwischen den Standortskomponenten Bodenform und Grundwasserform sowie zwischen den Komponenten Humusform, Mesoklimaabweichung ausgeschieden werden, wobei auf die Ableitung der hier ermittelten bodenphysikalischen Kennwerte ausschließlich kleinflächige Wechsel zwischen Boden- und Grundwasserform Einfluss nehmen. Übertragen auf die Systematik der Bodenkundlichen Kartieranleitung sind solche Kartiereinheiten mit Bodenformengesellschaften vergleichbar (vgl. ARBEITSGRUPPE BODEN, 2005, 326–335). Areale der forstlichen Standortskarte mit nur einer ausgeschiedenen Standortsform entsprechen indes etwa den Flächenbodenformen der ARBEITSGRUPPE BODEN (2005, 321–335).

Von der bereits nach dem neueren Feinbodenformensystem kartierten, gegenwärtig ca. 743 800 ha umfassenden Waldfläche, liegen ca. 25 % (187 500 ha) in Form von kleinflächigen Wechseln vor. Um auch den Rasterzellen im Bereich solcher kleinflächigen Wechsel jeweils eine eindeutige Bodenform zuordnen zu können, wurden sämtliche substratrelevanten Wechselkartierungen entsprechend der in Abbildung 5.1 im Überblick dargestellten Vorgehensweise in mehreren Schritten disaggregiert.

Die Auswertungen zur Disaggregation der forstlichen Standortskarte wurden im Hinblick auf den Rechenaufwand der statistischen Verfahren für eine Rasterweite von 100 m vorgenommen. Diese Rasterweite ist zugleich noch mit der nach HENGL (2006) für minimale Arealgrößen der forstlichen Standortskarte (2 ha) abgeleiteten Zellengröße von 71 m vereinbar. Die jeweiligen Reliefkennwerte wurden dafür im Nearest-Neighbor-Verfahren aus dem 25 m-Raster abgegriffen. Das daraus resultierende 100 m $\times$ 100 m-Raster kann somit als systematische Zufallsstichprobe des 25 m $\times$ 25 m-Rasters aufgefasst werden, wodurch prinzipiell eine Übertragung der entwickelten Modelle auf das engere Raster möglich ist.

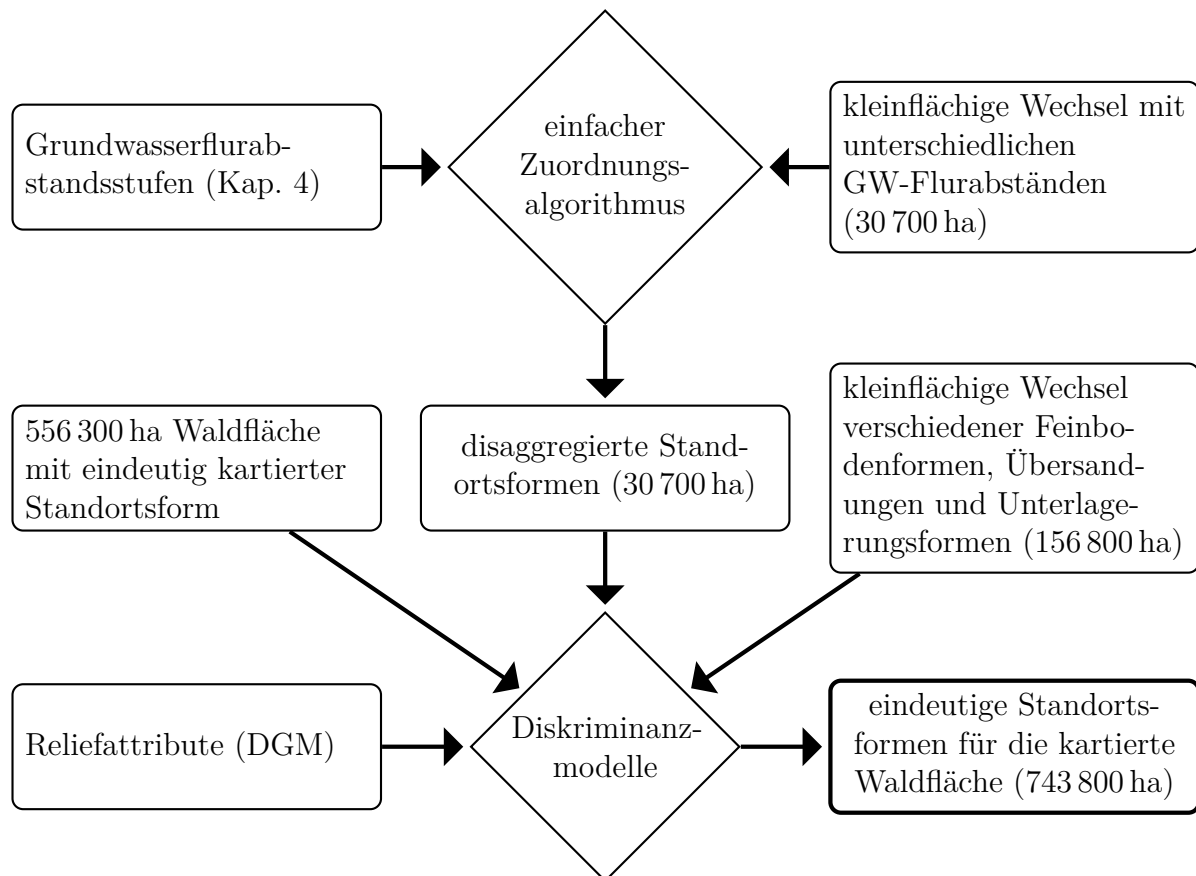


Abb. 5.1.: Methodischer Ansatz für die Verwendung von Standortinformationen aus Wechselkartierungen

5.1.1. Disaggregation auf Grundlage der Grundwasserflurabstandsstufen

Aufgrund der häufig koinzidenten Ausprägung kleinflächiger Wechsel unterschiedlicher Grundwasserformen mit kleinflächigen Wechseln zwischen an die jeweilige Grundwasserform gebundenen Bodenformen, konnten in einem ersten Schritt ca. 30 700 ha der Waldfläche auf Grundlage der für jede Rasterzelle vorliegenden Grundwasserflurabstandsstufe der forstlichen Standortkarte (Fa_Z) (Kap. 4) disaggregiert werden. Die Disaggregation konnte somit analog zu MÖLLER (2004)¹ unmittelbar anhand der für das einzelne Areal vorliegenden Informationen aus Legende und digitalem Höhenmodell erfolgen. Die unmittelbare Disaggregation anhand der Flurabstandsstufen gewährleistet in diesen Fällen, dass durch die Disaggregation keine künstlichen, im Gelände nicht kartierten Kombinationen von Grundwasser- und Bodenformen erzeugt werden. Für die Disaggregation konnten die bis zu drei möglichen Bodenformen (Bf_g) dann einfach entsprechend Gleichung 5.1 zugeordnet werden. Fa_g entspricht den bis zu drei in einem Polygon auftreten-

¹MÖLLER (2004) verwendete die in den Dokumentationsblättern der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung beschriebenen Zuordnungen von Reliefpositionen und Bodenformen zur Disaggregation der Bodenformen anhand aus einem DGM abgeleiteter Reliefklassen.

den Grundwasserflurabstandsstufen, Bf_Z der für die jeweilige Rasterzelle zugeordneten Bodenform.

$$Fa_Z = Fa_g \Rightarrow Bf_Z = Bf_g \quad (5.1)$$

mit: $g = 1, 2, 3$

In Fällen mit kleinflächigen Wechseln zwischen drei unterschiedlichen Stamm-Standortsformen, für welche jedoch nur zwei unterschiedliche Grundwasserflurabstandsstufen kartiert wurden, war zunächst keine vollständige Disaggregation möglich. Die Grundwasserflurabstandsstufen konnten jedoch dazu genutzt werden, die an die Grundwasserform gebundene Bodenform der nur einmalig im kleinflächigen Wechsel kartierten Grundwasserflurabstandsstufe eindeutig den Rasterzellen zuzuordnen. Dementsprechend wurde die Fläche der als kleinflächige Wechsel kartierten Standorte verringert und die Anzahl der kleinflächig wechselnden Standorte im verbleibenden Polygon auf zwei reduziert. Die Anhand der Grundwasserflurabstandsstufen disaggregierten Standortsformen konnten im zweiten Schritt zusammen mit der eindeutigen kartierten Waldfläche für die Entwicklung von Diskriminanzmodellen zur Trennung von kleinflächigen Wechseln unterschiedlicher Bodenformen (Feinbodenformen, Übersandungen und Unterlagerungen)² verwendet werden.

5.1.2. Disaggregation mit Diskriminanzmodellen

Für die verbleibende, in Form von kleinflächigen Wechseln kartierte, Waldfläche von 156 800 ha ist die unmittelbare Disaggregation auf Grundlage der Wissensbasis aus Legende und Reliefeigenschaften des jeweiligen Areals nicht möglich. Im Gegensatz zu den Dokumentationsblättern der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortskartierung erlauben die Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte für die einzelnen Areale zunächst keine Aussagen zu Zusammenhängen zwischen Relief- und Bodenformen. (vgl. MÖLLER, 2004, 71–72)

Ausgehend von der Annahme, dass sich die Bodenformen innerhalb der Areale kleinflächiger Wechsel in der Regel auch hinsichtlich ihrer Reliefeigenschaften unterscheiden, wurde versucht, Zusammenhänge zwischen Reliefformen und Bodenformen abzuleiten. Mit einer vergleichbaren Problemstellung beschäftigten sich auch HÄRING et al. (2012) im Zusammenhang mit der Disaggregation der bayrischen Übersichtsbodenkarte, deren komplexe Legendeneinheiten sich ebenfalls aus bis zu drei unterschiedlichen Bodenformen zusammensetzen. Während HÄRING et al. (2012) für die Analyse von Zusammenhängen zu Reliefeigenschaften auf umfangreiche Stichprobendaten zurückgriffen, konnten für die brandenburgische Standortskarte die Areale mit eindeutig kartierten Standortsformen als Trainingsdatensatz herangezogen werden. Die anhand dieser Areale aufgefundenen Zusammenhänge wurden dann zur Disaggregation innerhalb der komplexen Areale verwendet.

Methodisch wurde dazu das statistische Verfahren der linearen Diskriminanzanalyse ausgewählt, welches erstmalig von FISHER (1936) zur Trennung drei unterschiedlicher Arten der Gattung *Iris* anhand von Längen- und Breitenmessungen der Kelch- und Kronblätter beschrieben wurde. Als Merkmalsvariablen für die Diskriminanzanalyse wurden

²Erläuterungen zu den einzelnen Formen finden sich in Kapitel 5.4.

analog zu HÄRING et al. (2012) ausschließlich die aus dem DGM abgeleiteten Reliefkennwerte (Kap. 3.1) verwendet. Weitere flächendeckend vorliegenden Informationen wie die geologische und bodenkundliche Übersichtskarte wurden nicht verwendet, da diese kleinmaßstäbigen Karten nicht geeignet erschienen, Standortsformen auf der kleinen Skalenebene forstlicher Standortseinheiten zu differenzieren. Ebenso wurde auf die im $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ Raster vorliegenden Klimakennwerte verzichtet, da kleinräumige innerhalb der kleinflächigen Wechsel auf die Bodenentwicklung wirksame Mikroklimaunterschiede besser indirekt durch die berechneten Reliefindizes berücksichtigt werden konnten.

Dem klassischen Verfahren der linearen Diskriminanzanalyse wurde gegenüber anderen potentiell anwendbaren moderneren Verfahren wie der Erstellung von Klassifikationsbäumen oder der Trainierung von künstlichen neuronalen Netzen der Vorzug gegeben. Ausschlaggebende Kriterien für die Verwendung der Diskriminanzanalyse waren:

- Die für die Disaggregation der kleinflächigen Wechsel benötigten Klassifizierungswahrscheinlichkeiten können unmittelbar berechnet werden und müssen nicht als Pseudowahrscheinlichkeiten geschätzt werden.
- Für die Modellvalidierung und zur Vermeidung von Überanpassungen sind keine daten-/rechenaufwändigen Stichprobenteilungen erforderlich.
- Es sollten ausschließlich intervall- und verhältnisskalierte Merkmalsvariablen verwendet werden.
- Die Modelle können inhaltlich einfacher hinsichtlich des Einflusses der einzelnen Merkmalsvariablen interpretiert werden.
- Es ergeben sich vergleichsweise geringe Rechenzeiten bei der Anwendung auf die umfangreiche Datenmenge.

Zudem bestehen bereits Erfahrungen für die Modellierung forstlicher Standortseinheiten und Substratklassen mittels Diskriminanzanalyse für Teile des Niedersächsischen Berglands (SCHULZ, 2003). Der gegenüber anderen multivariaten Verfahren aufgrund der geringeren Flexibilität potentiell niedrigeren Trennschärfe der Diskriminanzmodelle wurde demgegenüber weniger Bedeutung beigemessen. So ermittelten BEHRENS & SCHOLTEN (2007)[360-362] in einer Vergleichsstudie zur Vorhersage von Bodenformen mit intervall- und verhältnisskalierten Reliefkennwerten bei Verwendung einfacher linearer Modelle vergleichbare Klassifikationsgüten, wie sie sich bei der Vorhersage mit Klassifikationsbäumen und künstlichen neuronalen Netzen ergaben.

Im Gegensatz zu Vorhersagen von Bodenformen in konventionellen Anwendungen der digitalen Bodenkartierung sollten die erstellen Modelle nicht auf großflächige Gebiete mit einem unbekannten Bodenformeninventar übertragen werden. Indes wurden die Modelle genutzt, um in ihrer relativen Häufigkeit bekannte Bodenformen innerhalb eines klar abgegrenzten Areals räumlich eindeutig zuzuordnen.

Die praktische Durchführung der Diskriminanzanalyse wurde mit Hilfe der Prozedur DISCRIMINANT Programmpakets SPSS Statistics 17.0 (SPSS, 2007, 595-613) vorgenommen. Für jede Variante kleinflächig wechselnder Standortsformen wurde ein separates Diskriminanzmodell erstellt. Dadurch wurde erreicht, dass in der Mehrzahl der Fälle der einfachere Zwei-Gruppen-Fall betrachtet werden konnte und stets eine Reduktion der zu

unterscheidenden Klassen auf drei Gruppen erreicht werden konnte. In der Folge lässt sich die Anzahl der erforderlichen Diskriminanzfunktionen auf maximal zwei reduzieren. In der Mehrzahl der Fälle war somit nur noch eine Diskriminanzfunktion zur Unterscheidung zwischen den Gruppen erforderlich, wodurch insbesondere die inhaltliche Interpretation der Diskriminanzfunktionen vereinfacht wurde (BACKHAUS et al., 2011a, 207,212). Zudem konnte somit gegenüber der Aufstellung eines gesamten Diskriminanzmodells für die Vielzahl in kleinflächigen Wechseln auftretenden Standortsformen erreicht werden, dass die Anzahl der Variablen in den Modellen in der Regel größer als die Anzahl der zu unterscheidenden Gruppen war (vgl. BACKHAUS et al., 2011a, 206). Technisch wurde die aus diesem Vorgehen resultierende hohe Anzahl einzelner Diskriminanzanalysen (insgesamt wurden 1408 Diskriminanzanalysen durchgeführt) mit Hilfe der in der SPSS Kommandosprache verfügbaren Makrofunktionen umgesetzt (vgl. SPSS, 2007, 560-578).

Für die Selektion der in die Diskriminanzmodelle aufzunehmenden Variablen wurde der Auswahlalgorithmus der schrittweisen Auswahl eingesetzt. Als Auswahlkriterium wurde das inverse Gütemaß Wilks Λ verwendet. Bei der schrittweisen Variablenselektion werden zunächst nacheinander die Variablen mit der höchsten Signifikanz hinsichtlich der Optimierung von Wilks Λ aufgenommen, bis keine Variablen mehr die mit $\alpha = 0,1$ festgelegte Aufnahmebedingung erfüllen. Anschließend wird die Variable, welche das mit $\alpha = 0,2$ festgelegte Signifikanzniveau für den Ausschluss von Variablen aus dem Modell am weitesten unterschreitet, aus dem Modell entfernt und überprüft, ob danach weitere Variablen das Einschlussniveau erreichen und diese ggf. in das Modell aufgenommen. Dieser Schritt wird so lange wiederholt, bis im Rahmen der festgelegten Kriterien keine Variablen mehr aufgenommen oder ausgeschlossen werden können. (FAHRMEIR et al., 1996, 386)

Infolge der häufig auftretenden kleinflächigen Wechsel zwischen Standortsformen mit ausgesprochen heterogenen Reliefeigenschaften und Standortsformen mit einem typischerweise sehr homogenen Relief wurden generell unterschiedliche Varianzen innerhalb der Gruppen (den Standortsformen) angenommen. Dementsprechend wurden in SPSS nach BACKHAUS et al. (2011a) (187–248) ausgehend von Diskriminanzfunktionen Y (Gleichung 5.2) mit X_j als Merkmalsvariablen j ($j = 1, 2, \dots, J$) sowie b_j als Diskriminanzkoeffizienten für die einzelnen Merkmalsvariable j und b_0 als Konstantes Glied modifizierte Distanzen berechnet.

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_jX_j \quad (5.2)$$

Für jedes Element i ($i = 1, 2, \dots, I_g$) wurden die modifizierten Distanzen Q_{ig}^2 zu jeder Gruppe g ($g = 1, 2, \dots, G$) auf Grundlage der bis zu zwei angepassten Diskriminanzfunktionen entsprechend Gleichung 5.3 berechnet. C_g entspricht der Kovarianzmatrix der Diskriminanzvariablen in den Gruppen und $(Y_i - \bar{Y}_g)$ dem Vektor der Differenzen zwischen den Diskriminanzwerten des jeweiligen Elementes (Rasterzelle) und den Mittelwerten der jeweiligen Diskriminanzfunktionen einer Gruppe.

$$Q_{ig}^2 = (Y_i - \bar{Y}_g)^T C_g^{-1} (Y_i - \bar{Y}_g) + \ln(\det C_g) \quad (5.3)$$

Die Wahrscheinlichkeitsdichte $f(Y_i|g)$ eines Elementes für eine Gruppe wird dann entsprechend Gleichung 5.4 berechnet.

$$f(Y_i|g) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-Q_{ig}^2/2} \quad (5.4)$$

Die Klassifizierungswahrscheinlichkeiten (A-posteriori-Wahrscheinlichkeiten) $P(g|Y_i)$ eines Elements zu einer der Gruppen werden abschließend auf Grundlage des Bayes-Theorems entsprechend Gleichung 5.5 mit den a-priori-Wahrscheinlichkeiten $P_i(g)$ berechnet:

$$P(g|Y_i) = \frac{f(Y_{ig}|g)P_i(g)}{\sum_{g=1}^G f(Y_{ig}|g)P_i(g)} \quad (5.5)$$

Es wurde angenommen, dass die Häufigkeiten einer Standortsform innerhalb der brandenburgischen Waldfläche keinen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten innerhalb eines Areals nehmen. Zudem liegen für jedes Areal separate a-priori-Wahrscheinlichkeiten in Form der Anteilszehntel vor, welche bei der späteren inkrementellen Zuordnung der Standortsformen zu den Rasterzellen einfließen. Somit wurden bei der Durchführung der Diskriminanzanalyse die Größe der jeweiligen Gruppen nicht berücksichtigt und für alle Gruppen stets die gleichen a-priori-Wahrscheinlichkeiten (Zwei-Gruppen-Fall 0,50, bei drei Gruppen 0,33) verwendet.

Die Klassifizierung von Elementen (Zuordnung von Standortsformen zu den Rasterzellen) erfolgt konventionell auf Grundlage der Bayes-Formel (Gl. 5.5), wobei die Anteilszehntel der Standortskarte als a-priori-Wahrscheinlichkeiten aufgefasst werden können. Bei Verwendung der Bayes-Formel kann jedoch nicht sicher gestellt werden, dass innerhalb eines Areals die Häufigkeiten der so klassifizierten Standortsformen noch den Anteilszehnteln der Standortskarte entsprechen. Die Verwendung der Bayes-Formel war zudem problematisch, da für einzelne Zellen im Rahmen der Diskriminanzanalyse auch A-posteriori-Wahrscheinlichkeiten von 0 berechnet wurden. Bei der Disaggregation der bayrischen Übersichtsbodenkarte definierten HÄRING et al. (2012) A-posteriori-Wahrscheinlichkeiten $> 0,7$ als Schwellenwert für die Zuordnung einer Bodenform zu einer Rasterzelle. Für die Anwendung auf die brandenburgische Standortskarte birgt dieses Vorgehen den zusätzlichen Nachteil in sich, dass häufig keine Zuordnung erfolgt und die entsprechenden Bereiche als „indifferent“ klassifiziert werden müssten. Dies erscheint besonders problematisch, da das Ziel der Disaggregation nicht zuletzt die Vermeidung unpraktikabler Mittelwerte für verschiedene Bodenformen war.

Alternativ zu diesen bestehenden Ansätzen wurde ein einfacher inkrementeller Zuordnungsalgorithmus verwendet. Die inkrementelle Zuordnung der Standortsformen g zu den Rasterzellen innerhalb eines Polygons auf Grundlage der mittels Diskriminanzanalyse berechneten Wahrscheinlichkeiten P_g ist in Abbildung 5.2 anhand eines Areals mit fünf Rasterzellen und den drei Standortsformen Sauener Bändersand-Braunerde (SnS), Rehainer Staubsand-Braunerde (RhS), Bärenthorener Sand-Braunerde (BäS) im Verhältnis von 4:4:2 entsprechend der Anteilszehntel der Standortskarte veranschaulicht.

Für die Zuordnung wurde zunächst für jede Rasterzelle i die maximale Wahrscheinlichkeit P_M aus den Wahrscheinlichkeiten P_g für die bis zu drei unterschiedlichen Standortsformen g ($g = \text{SnS}, \text{RhS}, \text{BäS}$) ermittelt. Zugleich wurde für jede Standortsform ein Zähler n_g für bereits getroffene Zuordnungen zur jeweiligen Standortsform initialisiert.

Im ersten Schritt wurde, beginnend in der Rasterzelle mit dem insgesamt höchsten Wert für P_M , die Standortsform g mit der maximalen Wahrscheinlichkeit der Rasterzelle zugeordnet (g_{Zi}) und der entsprechende Zähler n_g um eins erhöht. In der Folge wurde dieser Schritt für die Rasterzellen mit dem zweit-, dritthöchsten, usw. Wert für P_M fortgesetzt, solange der Wert des jeweiligen Zählers kleiner als die dem Anteilszehntel entsprechende

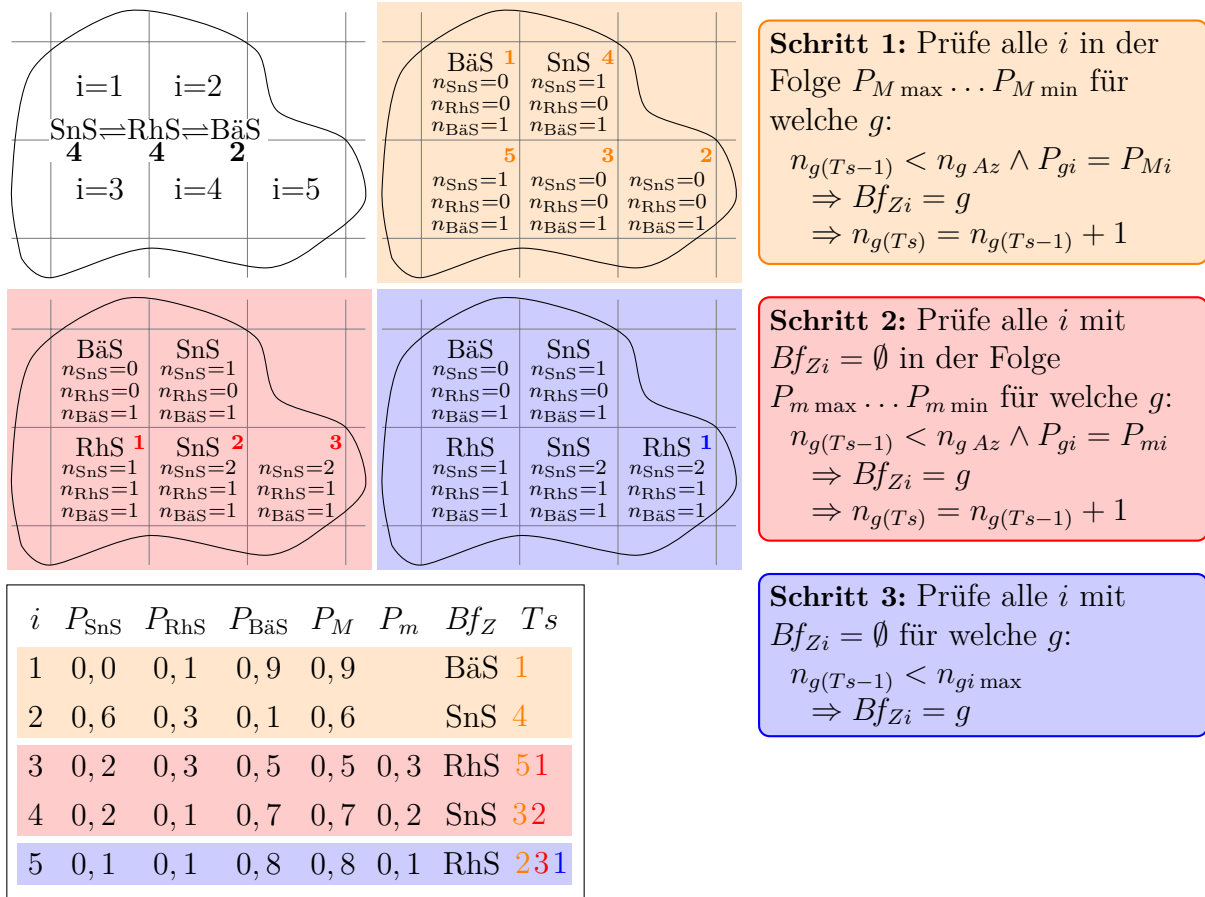


Abb. 5.2.: Inkrementeller Zuordnungsalgorithmus für die Zuordnung der Standortsformen zu den Rasterzellen auf Grundlage der mittels Diskriminanzanalyse berechneten Wahrscheinlichkeiten

Anzahl an Rasterzellen $n_{g \text{ Az}}$ war. Die Reihenfolge der einzelnen Teilschritte bei der Ausführung eines Schrittes kann anhand der farbig gekennzeichneten Ziffern nachvollzogen werden.

Für die ggf. verbleibenden Rasterzellen, welchen keine Standortsform zugeordnet werden konnte, wurden im zweiten Schritt die Standortsformen mit den zweithöchsten Wahrscheinlichkeiten P_m den Rasterzellen zugeordnet. Dabei wurde analog zu Schritt eins bei den Zellen mit den höchsten Werten für P_m begonnen und geprüft, ob der Wert des Zählers n_g kleiner war als die Anzahl $n_{g \text{ Az}}$ entsprechend des Anteilszehntels. Die jeweiligen Zähler wurden entsprechend Schritt eins fortgeschrieben.

Abschließend wurde in einem dritten Schritt den noch verbleibenden Rasterzellen die letzte der drei Standortsformen zugeordnet, für welche der Wert des Zählers noch kleiner war, als der dem Anteilszehntel der Standortskarte entsprechende Wert. Im Fall von Arealen mit nur zwei unterschiedlichen Standortsformen konnte dieser Schritt natürlich entfallen.

Bei der praktischen Anwendung dieser inkrementellen Zuordnung konnte in der Mehrzahl der Fälle immer jene Standortsform den Rasterzellen zugeordnet werden, für welche sich in der Diskriminanzanalyse die höchsten Wahrscheinlichkeiten berechneten. Zugleich

wurde vermieden, dass die Häufigkeiten der einzelnen Standortsformen im Vergleich zu den vom Kartierer im Gelände angesprochenen Anteilszehnteln der forstlichen Standortskarte verändert wurden.

5.1.3. Bedeutung der Reliefkennwerte in den Diskriminanzmodellen

Um die Bedeutung der einzelnen Reliefkennwerte für alle erstellten Diskriminanzmodelle einheitlich vergleichen zu können, wurden für die Modelle des Drei-Gruppen-Falls zunächst die mittleren Diskriminanzkoeffizienten aus den beiden Diskriminanzkoeffizienten für einen Reliefkennwert j berechnet. Nach BACKHAUS et al. (2011a, 214) berechnen sich die mittleren Diskriminanzkoeffizienten $\bar{b}_j$ entsprechend Gleichung 5.6 als mit den Eigenwertanteilen EA_k der beiden Diskriminanzfunktionen k gewichtete Mittelwerte aus den Beträgen der standardisierten Diskriminanzkoeffizienten b^* .

$$b_j = \sum_{k=1}^K |b_{jk}^*| \cdot EA_k \quad (5.6)$$

Aufgrund der großen Anzahl der durchgeführten Diskriminanzanalysen (insgesamt 1408) waren die mittleren Diskriminanzkoeffizienten b_j nicht für alle einzelnen Modelle darstellbar. Somit wurden für die Darstellung anhand zusammenfassender Gruppen neben der Anzahl der Modelle n , in denen der jeweilige Reliefkennwert verwendet wurde, auch der Mittelwert $\bar{b}_j$ aus allen Modellen, in denen der Reliefkennwert aufgenommen wurde (Gleichung 5.7) sowie der Mittelwert $\hat{b}_j$, bezogen auf die Gesamtzahl n_{ges} aller Modelle einer Gruppe ermittelt (Gleichung 5.8).

$$\bar{b}_j = \frac{\sum b_j}{n} \quad (5.7)$$

$$\hat{b}_j = \frac{\sum b_j}{n_{\text{ges}}} \quad (5.8)$$

Einen entsprechenden Überblick über die Verwendung der Reliefkennwerte zur Trennung kleinflächig wechselnder Bodenformen hinsichtlich der Feinbodenformen, Übersandungen und Unterlagerungen gibt Tabelle 5.1.

Demnach können zur Trennung unterschiedlicher Unterlagerungen am häufigsten die Exposition (*NORD*), die Höhe über Tiefenlinie ($\Delta z_C(gs)$), der Topographic Wetness Index (*TWI*) und der Topographic Position Index in einem Suchradius von 500 m (TPI_{500}) beitragen. Insgesamt besitzt der Reliefkennwert negative openness mit 500 m Suchradius ($\Psi_{L\ 500}$) die größte diskriminatorische Bedeutung. Bei einer kleinen Anzahl der Modelle scheint die Hangneigung β herausragende Bedeutung für die Unterscheidung der Unterlagerungsformen zu besitzen.

Für die Trennung unterschiedlicher Übersandungen werden analog zu den ebenfalls eher geologisch zu interpretierenden Unterlagerungen mit Ausnahme von $\Delta z_C(gs)$ die gleichen Reliefkennwerte am häufigsten zur Trennung der unterschiedlichen Formen aufgenommen. Hinsichtlich $\bar{b}_j$ und $\hat{b}_j$ ergeben sich die höchsten Werte für den Hangneigungsfaktor S der allgemeinen Bodenabtragsgleichung, welcher im engen funktionalen Zusammenhang zur ebenfalls für die Trennung unterschiedlicher Unterlagerungen bedeutenden Hangneigung β steht. Auffällig ist, dass die insbesondere zur Unterscheidung übersandeter und nicht übersandeter Standorte aufgenommenen Kennwerte zur Windexposition (Ψ_{wte} , $\Psi_L \dots$) im

Tab. 5.1.: Häufigkeiten und Mittelwerte der Diskriminanzkoeffizienten für die Reliefkennwerte in den Diskriminanzmodellen

	Feinbodenformen			Übersandungen		Unterlagerungen		
	$\bar{b}_j$	n	$\hat{b}_j$	$\bar{b}_j$	n	$\bar{b}_j$	n	$\hat{b}_j$
β	1,273	439	0,405	1,961	1,000	1,799	3	0,317
<i>NORD</i>	0,272	831	0,164	–	0,000	0,282	11	0,182
<i>OST</i>	0,197	816	0,117	–	0,000	0,344	7	0,142
β_d	0,247	573	0,103	0,263	1,000	0,501	6	0,177
A_{Ezg}	0,181	528	0,069	–	0,000	–	0	0,000
β_{Ezg}	0,476	683	0,236	0,396	1,000	0,743	8	0,350
$\beta_{ges}(ks)$	0,314	303	0,069	0,134	1,000	0,632	1	0,037
$\beta_{ges}(gs)$	0,376	595	0,162	0,306	1,000	0,453	6	0,160
$\beta_{KP}(ks)$	0,274	239	0,047	–	0,000	–	0	0,000
$\beta_{KP}(gs)$	0,328	460	0,109	0,139	1,000	0,486	7	0,200
$\beta_{TL}(ks)$	0,273	306	0,060	–	0,000	–	0	0,000
$\beta_{TL}(gs)$	0,304	519	0,114	0,232	1,000	0,362	4	0,085
$s_{ges}(ks)$	0,229	459	0,076	–	0,000	0,295	2	0,035
$s_{ges}(gs)$	0,391	536	0,152	0,429	1,000	0,385	8	0,181
$s_{KP}(ks)$	0,221	310	0,050	0,081	1,000	0,255	4	0,060
$s_{KP}(gs)$	0,476	538	0,186	–	0,000	0,484	5	0,142
$s_{TL}(ks)$	0,245	364	0,065	–	0,000	0,305	2	0,036
$s_{TL}(gs)$	0,395	562	0,161	0,495	1,000	0,494	10	0,290
$\Delta z_C(ks)$	0,452	683	0,224	0,252	1,000	0,508	4	0,119
$\Delta z_C(gs)$	0,650	892	0,420	0,446	1,000	0,727	11	0,470
$H_{i_{rel}}(ks)$	0,165	315	0,038	0,080	1,000	0,130	5	0,038
$H_{i_{rel}}(gs)$	0,372	626	0,169	0,463	1,000	0,682	3	0,120
K	0,641	193	0,090	–	0,000	0,400	1	0,024
K_h	0,213	193	0,030	–	0,000	–	0	0,000
K_v	0,290	239	0,050	–	0,000	0,366	4	0,086
L	0,468	667	0,226	0,752	1,000	0,771	8	0,363
S	1,062	453	0,349	2,340	1,000	1,288	5	0,379
LS	0,513	622	0,231	0,465	1,000	0,655	8	0,308
$MBI(ks)$	1,759	318	0,405	–	0,000	0,356	2	0,042
$MBI(gs)$	1,629	323	0,381	0,134	1,000	–	0	0,000
$\Psi_{L\ 100}$	0,681	595	0,294	0,376	1,000	0,523	5	0,154
$\Psi_{L\ 250}$	1,092	527	0,417	–	0,000	0,873	5	0,257
$\Psi_{L\ 500}$	1,402	718	0,729	0,837	1,000	1,334	7	0,549
Ψ_S	0,633	526	0,241	0,278	1,000	–	0	0,000
Ψ_T	0,458	535	0,178	–	0,000	–	0	0,000
Ψ_{wte}	0,765	790	0,438	0,297	1,000	1,005	8	0,473
$\hat{S}$	0,220	684	0,109	0,253	1,000	–	0	0,000
TWI	0,439	916	0,292	0,572	1,000	0,488	11	0,316
SPI	0,216	407	0,064	0,169	1,000	0,178	3	0,031
TPI_{25}	0,641	128	0,059	–	0,000	0,285	3	0,050
TPI_{125}	0,558	640	0,259	0,790	1,000	0,665	7	0,274
TPI_{500}	0,537	749	0,292	0,295	1,000	0,579	12	0,409
TRI_{50}	0,607	454	0,200	–	0,000	1,122	7	0,462
TRI_{300}	0,511	805	0,298	–	0,000	0,680	10	0,400

Gegensatz zu den Gruppen der Unterlagerungen und Feinbodenformen nicht vorrangig aufgenommen wurden. Dies deutet darauf hin, dass die durch Übersandungen gekennzeichneten begrabenen (fossilen) Böden häufiger durch fluviatile Überlagerungen entstanden sind. Da die Art der geologischen Ablagerung des Ausgangssubstrats kein in der Standortskarte gekennzeichnetes Gliederungskriterium ist, können äolische Ablagerungen in Abhängigkeit von Alter und der Mächtigkeit der Schichten zudem auch auf Ebene der Feinbodenformen ggf. zusammen mit unterschiedlichen Unterlagerungen gekennzeichnet werden (vgl. SCHULZE, 1996a, 15–77).

In der sehr großen Gruppe der Feinbodenformen werden der TWI und mit einigem Abstand die Höhe über der Tiefenlinie $\Delta z_C(gs)$ am häufigsten in die Modelle aufgenommen. Die im Mittel für alle Modelle größte diskriminatorische Bedeutung besitzt $\Psi_{L\ 500}$. Der zweithöchste Wert ergibt sich für den ebenfalls die Exposition gegenüber Wind kennzeichnenden Reliefparameter Ψ_{wte} . In Modellen, in welche der Massenbilanzindex (MBI) aufgenommen wurde, zeigt dieser einen dominierenden Einfluss.

Eine bessere Interpretation der Diskriminanzkoeffizienten in Bezug auf die Abbildung bodenbildender Faktoren erlaubt die weitere Untergliederung der Modelle zur Trennung unterschiedlicher Feinbodenformen. Dazu wurden die 1378 Modelle zur Vorhersage der Feinbodenformen in vier Gruppen eingeteilt:

Hydromorphie: Die Bodenformen unterscheiden sich in der Hydromorphiegruppe.

Substratfolgetyp: Die Bodenformen gleichen sich in der Hydromorphiegruppe und hinsichtlich des Horizontfolgetyps, unterscheiden sich jedoch im Substratfolgetyp.

Horizontfolgetyp: Die Bodenformen gleichen sich in der Hydromorphiegruppe und hinsichtlich des Substratfolgetyps, unterscheiden sich jedoch im Horizontfolgetyp.

Substrat- und Horizontfolge: Die Bodenformen gleichen sich in der Hydromorphiegruppe, unterscheiden sich jedoch hinsichtlich Substrat- und Horizontfolgetyp.

Die verbleibenden 130 Modelle für kleinflächige Wechsel, welche sich bei gleicher Hauptbodenform lediglich in der Feinbodenform unterscheiden, wurden aufgrund der schwierigen Interpretierbarkeit nicht dargestellt. Für jede der ausgewählten vier Gruppen wurden wieder die Kennwerte $\bar{b}_j$, n und $\hat{b}_j$ berechnet (Tab. 5.2).

Für die Unterscheidung von Bodenformen mit unterschiedlicher Hydromorphiegruppe wird erwartungsgemäß der TWI am häufigsten in die Modelle aufgenommen. Am zweithäufigsten werden die beiden als Klimafeuchte interpretierbaren Expositionskennwerte $NORD$ und OST berücksichtigt. Den hinsichtlich der Beträge der Diskriminanzkoeffizienten höchsten Einfluss bezogen auf alle Modelle besitzen $\Psi_{L\ 500}$ und Ψ_{wte} . Für einen kleinen Teil der Modelle besitzt auch der Massenbilanzindex $MBI(ks)$ eine hohe Bedeutung. Die sonst auffallend geringe Bedeutung von Reliefkennwerten, welche Abstände zu Tiefenlinien berücksichtigen, erklärt sich durch die vorhergehende Disaggregation auf Grundlage der Grundwasserflurabstandsstufen (vgl. 5.1.1).

Bodenformen verschiedener Substratfolgetypen werden am häufigsten auf Grundlage des vertikalen Abstandes zur Tiefenlinie $\Delta z_C(gs)$ sowie mit etwa gleicher Häufigkeit anhand TWI , TRI , Ψ_{wte} , $\hat{S}$ und der Exposition getrennt. In einzelnen Modellen besitzen der MBI und die lokale Hangneigung wieder herausragende Bedeutung. Der insgesamt größte Einfluss ($\hat{b}_j$) ergibt sich wieder für Ψ_L und mit einem vergleichbar hohen Niveau auch für β und Δz_C .

Tab. 5.2.: Häufigkeiten und Mittelwerte der Diskriminanzkoeffizienten zur Trennung von Hydromorphiegruppen, Substrat- und Horizontfolgetypen

	Hydromorphie [N=372]			Substratfolgetyp [N=197]			Horizontfolgetyp [N=322]			Substrat- & Hori- zontfolge [N=357]		
	$\bar{b}_j$	n	$\hat{b}_j$	$\bar{b}_j$	n	$\hat{b}_j$	$\bar{b}_j$	n	$\hat{b}_j$	$\bar{b}_j$	n	$\hat{b}_j$
β	1,080	92	0,267	1,797	68	0,620	1,155	101	0,362	1,300	143	0,521
<i>NORD</i>	0,278	243	0,181	0,266	113	0,152	0,258	197	0,158	0,249	196	0,137
<i>OST</i>	0,185	231	0,115	0,244	114	0,141	0,190	187	0,110	0,178	205	0,102
β_d	0,197	165	0,087	0,303	66	0,102	0,254	138	0,109	0,246	146	0,101
A_{Ezg}	0,193	175	0,091	0,174	48	0,042	0,173	143	0,077	0,176	119	0,059
β_{Ezg}	0,391	165	0,173	0,560	101	0,287	0,501	155	0,241	0,468	208	0,273
$\beta_{ges}(ks)$	0,262	55	0,039	0,312	53	0,084	0,299	72	0,067	0,343	104	0,100
$\beta_{ges}(gs)$	0,370	147	0,146	0,395	85	0,171	0,364	152	0,172	0,359	165	0,166
$\beta_{KP}(ks)$	0,325	59	0,052	0,298	19	0,029	0,256	71	0,056	0,252	71	0,050
$\beta_{KP}(gs)$	0,365	107	0,105	0,302	66	0,101	0,316	100	0,098	0,283	144	0,114
$\beta_{TL}(ks)$	0,262	51	0,036	0,253	44	0,057	0,284	72	0,063	0,260	117	0,085
$\beta_{TL}(gs)$	0,251	108	0,073	0,325	77	0,127	0,325	122	0,123	0,324	168	0,153
$s_{ges}(ks)$	0,230	121	0,075	0,228	50	0,058	0,244	113	0,086	0,211	128	0,076
$s_{ges}(gs)$	0,411	140	0,155	0,435	85	0,188	0,391	121	0,147	0,313	138	0,121
$s_{KP}(ks)$	0,251	80	0,054	0,245	31	0,039	0,201	83	0,052	0,188	88	0,046
$s_{KP}(gs)$	0,514	165	0,228	0,522	75	0,199	0,463	124	0,178	0,413	125	0,145
$s_{TL}(ks)$	0,258	114	0,079	0,211	49	0,053	0,251	85	0,066	0,230	84	0,054
$s_{TL}(gs)$	0,398	151	0,161	0,375	67	0,128	0,425	145	0,191	0,365	148	0,151
$\Delta z_C(ks)$	0,422	174	0,197	0,501	103	0,262	0,478	175	0,260	0,419	179	0,210
$\Delta z_C(gs)$	0,452	220	0,267	0,903	137	0,628	0,693	219	0,471	0,640	240	0,430
$H_{i_{rel}}(ks)$	0,157	117	0,050	0,224	21	0,024	0,161	72	0,036	0,137	72	0,028
$H_{i_{rel}}(gs)$	0,368	190	0,188	0,392	79	0,157	0,385	142	0,170	0,347	159	0,154
K	0,929	41	0,102	0,622	36	0,114	0,374	45	0,052	0,645	59	0,107
K_h	0,221	26	0,015	0,200	25	0,025	0,222	60	0,041	0,191	65	0,035
K_v	0,276	41	0,030	0,284	46	0,066	0,352	55	0,060	0,256	74	0,053
L	0,464	198	0,247	0,512	79	0,205	0,445	139	0,192	0,468	186	0,244
S	0,985	105	0,278	1,476	68	0,510	0,887	107	0,295	1,081	143	0,433
LS	0,513	184	0,254	0,479	77	0,187	0,509	138	0,218	0,500	172	0,241
$MBI(ks)$	1,287	79	0,273	2,122	51	0,549	1,706	64	0,339	1,954	99	0,542
$MBI(gs)$	1,111	82	0,245	1,994	52	0,526	1,657	63	0,324	1,829	99	0,507
$\Psi_{L\ 100}$	0,519	141	0,197	0,807	94	0,385	0,698	142	0,308	0,714	178	0,356
$\Psi_{L\ 250}$	0,824	119	0,264	1,082	86	0,472	1,254	132	0,514	1,144	149	0,477
$\Psi_{L\ 500}$	1,278	192	0,660	1,385	98	0,689	1,492	167	0,774	1,384	197	0,764
Ψ_S	0,561	153	0,231	0,678	67	0,231	0,658	110	0,225	0,710	146	0,291
Ψ_T	0,522	128	0,180	0,380	78	0,150	0,464	132	0,190	0,448	163	0,205
Ψ_{wte}	0,761	233	0,477	0,854	112	0,486	0,766	191	0,455	0,675	183	0,346
$\hat{S}$	0,185	171	0,085	0,238	115	0,139	0,235	160	0,117	0,219	174	0,107
TWI	0,445	262	0,313	0,450	118	0,270	0,482	226	0,338	0,381	228	0,244
SPI	0,192	109	0,056	0,231	35	0,041	0,204	95	0,060	0,207	126	0,073
TPI_{25}	0,850	39	0,089	0,470	16	0,038	0,415	26	0,034	0,654	31	0,057
TPI_{125}	0,465	169	0,211	0,732	99	0,368	0,486	139	0,210	0,568	179	0,285
TPI_{500}	0,475	184	0,235	0,570	100	0,289	0,561	186	0,324	0,553	215	0,333
TRI_{50}	0,552	114	0,169	0,832	60	0,253	0,598	108	0,200	0,579	136	0,220
TRI_{300}	0,443	218	0,260	0,508	110	0,284	0,584	185	0,335	0,533	233	0,348

Die relative Bedeutung einzelner Prädiktoren zur Differenzierung zwischen Horizontfolgetypen gleicht weitgehend dem Einfluss der Variablen bei der Disaggregation unterschiedlicher Hydromorphiegruppen. Worin der erwartungsgemäß große Einfluss des Standortwasserhaushalts für die Ausbildung unterschiedlicher Bodentypen (bei gleichem Ausgangssubstrat) zum Ausdruck kommt.

Müssen Böden mit unterschiedlicher Substrat- und Horizontfolge getrennt werden, wird analog zur Gruppe der Substratfolgetypen wieder der vertikale Abstand zur Tiefenlinie am häufigsten ausgewählt. Der insgesamt höchste Einfluss ergibt sich für Ψ_L , während der *MBI* nur in einer kleineren Anzahl der Modelle einen überdurchschnittlich hohen Einfluss besitzt.

Beim Vergleich mit Ergebnissen aus anderen Arbeiten zur Disaggregation bzw. Vorhersage von Bodenklassen auf Grundlage von Reliefkennwerten zeigen sich oft übereinstimmende Beobachtungen, teilweise jedoch auch deutliche Abweichungen. So ermittelten HÄRING et al. (2012) bei der Disaggregation komplexer Legendeneinheiten der bayrischen Übersichtsbodenkarte für die Reliefindizes β , Δz_C und *TWI* sowie daraus abgeleiteter Indizes den größten Einfluss in den entwickelten Klassifikationsbäumen. Für den *MBI* beobachteten HÄRING et al. (2012) jedoch nur einen sehr geringen Einfluss in ihren Modellen. In Diskriminanzmodellen zur Vorhersage von Substratklassen der niedersächsischen Standortskartierung (SCHULZ, 2003, 162–165) hatten mit s_{TL} , Ψ_L , A_{Ezg} und β vergleichbare Reliefkennwerte die größte diskriminatorische Bedeutung. BODAGHABADI et al. (2011)[73] ermittelten mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse für lokale Ausprägung unterschiedlicher Bodenklassen im Hügel und Gebirgsvorland des Zentral-Iran aus insgesamt 15 Reliefkennwerten die höchste Bedeutung für *TWI*, $\hat{S}$, β und *LS*. BEHRENS et al. (2010)[183–184] ermittelten für die Vorhersage der Mehrzahl der Bodenklassen des Pfälzer Waldes anhand von Reliefkennwerten den größten Einfluss für die absolute Geländehöhe sowie die Kennwerte LE ($\approx \Delta z_C$), RHP ($\approx H_{i_{rel}}$) und PD ($\approx s_{TL}$). Die Reliefkennwerte z_0 , s_{TL} , *TWI*, β und K wurden von GIASSON et al. (2008)[229] als die signifikantesten Prädiktoren für die Vorhersage von Bodenklassen im Süden Brasiliens mittels logistischer Regression ermittelt. Bei der Vorhersage von 13 WRB-Bodenklassen auf eiszeitlichen Sedimenten im südlichen Norwegen mittels multinominaler logistischer Regression ermittelten DEBELLA-GILO & ETZELMÜLLER (2009)[17] die engsten Zusammenhänge zur absoluten Geländehöhe, der Länge des Fließpfades ($\approx s_{TL}$), β , $\hat{S}$, der Exposition und dem *TWI*. ILLES et al. (2011) beschreiben die absolute Geländehöhe z_0 sowie die Reliefkennwerte Exposition (*NORD*, *OST*) und *TPI* als häufigste Variablen in CART-Bäumen zur Vorhersage von Bodenklassen der WRB für ungarische Waldböden.

5.1.4. Vorhersageeigenschaften der Diskriminanzmodelle

Die Trennkraft von Diskriminanzfunktionen lässt sich prinzipiell anhand der Diskriminanzwerte der ermittelten Diskriminanzfunktionen sowie auf Grundlage der sich aus den Diskriminanzfunktionen ergebenden Klassifizierungen bewerten (BACKHAUS et al., 2011a, 207). Zur Einschätzung der erreichten Modellgüten wurden somit zusätzlich zum in der Diskriminanzanalyse etablierten inversen Gütemaß Wilks Lambda (Λ) auch die Häufigkeiten richtig bzw. falsch klassifizierter Punkte des Trainingsdatensatzes anhand einer Klassifikationsmatrix (error matrix) betrachtet. Dafür wurden nach CONGALTON & GREEN (2009, 57–60) die Kennwerte overall accuracy (*OA*), user's accuracy und (*UA*) producers's accuracy (*PA*) sowie die KHAT-Statistik (CONGALTON & GREEN, 2009, 105–113)

berechnet. Die Verwendung dieser auf der Klassifikationsmatrix basierenden Gütemaße bietet zudem den großen Vorteil, dass sich die Kennwerte unabhängig vom verwendeten Vorhersagemodell berechnen lassen. Somit werden auch Vergleiche zu Arbeiten möglich, welche nicht auf der Diskriminanzanalyse basieren.

		kartierte Bodenform			
		Bf_1	Bf_2	Bf_3	
prognostizierte Bodenform	Bf_1	n_{11}	n_{12}	n_{13}	n_{1+}
	Bf_2	n_{21}	n_{22}	n_{23}	n_{2+}
	Bf_3	n_{31}	n_{32}	n_{33}	n_{3+}
		n_{+1}	n_{+2}	n_{+3}	n
		Spaltensummen (n_{+j})			
					Zeilensummen (n_{i+})

Abb. 5.3.: Klassifikationsmatrix nach CONGALTON & GREEN (2009) (geändert)

Ausgehend von der unmittelbar aus der Klassifikationsmatrix (Abb. 5.3) ableitbaren Verteilung der Häufigkeiten auf die kartierten und prognostizierten Bodenformen Bf ergibt sich für jedes Diskriminanzmodell die overall accuracy (OA) als Quotient aller richtig klassifizierten Zellen n_{ii} (Zellen auf der Diagonale der Klassifikationsmatrix) und der Gesamtzahl der zur Erstellung des jeweiligen Modells herangezogenen Zellen als:

$$OA = \frac{\sum_{i=1}^k n_{ii}}{n} \quad (5.9)$$

Die user's accuracy (UA) als Verhältnis der Zellen, auf denen die kartierte Bodenform auch prognostiziert wurde, zu allen Zellen, auf denen die Bodenform vom Modell vorhergesagt wurde, entspricht für jede Bodenform innerhalb eines Diskriminanzmodells:

$$UA_j = \frac{n_{jj}}{n_{j+}} \quad (5.10)$$

Die producer's accuracy (PA) berechnet sich dann als Quotient aus den Zellen, auf denen die kartierte Bodenform auch prognostiziert wurde und allen Zellen, auf denen die Bodenform kartiert wurde, für jede einzelne Bodenform:

$$PA_i = \frac{n_{ii}}{n_{+i}} \quad (5.11)$$

Die oft deutlich unterschiedlichen Gruppengrößen in den Trainingsdatensätzen und den daraus resultierenden unterschiedlichen a-priori-Wahrscheinlichkeiten für einzelne Bodenformen können bei ausschließlicher Betrachtung von Trefferquoten zu Verzerrungen führen. Neben der von den Klassengrößen unabhängigen Bewertung der Klassifikationsgüte

5. Regionalisierung von Substrateigenschaften

kann mit der KHAT-Statistik geprüft werden, ob die erstellten Diskriminanzmodelle zu einer signifikant besseren Klassifikation führen, als bei rein zufälliger Zuordnung. Die $\hat{K}$ -Statistik für die gesamte Matrix errechnet sich entsprechend CONGALTON & GREEN (2009)[106]:

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}} \quad (5.12)$$

und die zugehörige Varianz entsprechend:

$$\text{var}(\hat{K}) = \frac{1}{n} \left\{ \frac{\Theta_1(1 - \Theta_1)}{(1 - \Theta_2)^2} + \frac{2(1 - \Theta_1)(2\Theta_1\Theta_2 - \Theta_3)}{(1 - \Theta_2)^3} + \frac{(1 - \Theta_1)^2(\Theta_4 - 4\Theta_2^2)}{(1 - \Theta_2)^4} \right\} \quad (5.13)$$

wobei:

$$\begin{aligned} \Theta_1 &= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^k n_{ii}, \quad \Theta_2 = \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}, \quad \Theta_3 = \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^k n_{ii}(n_{i+} + n_{+i}), \\ \Theta_4 &= \frac{1}{n^3} \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^k n_{ij}(n_{j+} + n_{+i})^2, \end{aligned} \quad (5.14)$$

Abschließend wurde die KHAT-Statistik auch für jede Klassen berechnet (conditional kappa), um auch für die Vorhersage einzelner Bodenformen entsprechende Aussagen über die Klassifikationsgüte treffen zu können. Nach CONGALTON & GREEN (2009) [113] berechnet sich Kappa ($\hat{K}$) für eine einzelne Bodenform i dann als:

$$\hat{K}_i = \frac{nn_{ii} - n_{i+}n_{+i}}{nn_{i+} - n_{i+}n_{+i}} \quad (5.15)$$

und die zugehörige Varianz entsprechend:

$$\text{var}(\hat{K}_i) = \frac{n(n_{i+} - n_{ii})}{[n_{i+}(n - n_{+i})]^3} [(n_{i+} - n_{ii})(n_{i+}n_{+i} - nn_{ii}) + nn_{ii}(n - n_{i+} - n_{+i} - n_{+i} + n_{ii})] \quad (5.16)$$

Die Prüfgröße Z und die sich daraus ergebende Irrtumswahrscheinlichkeit α lassen sich abschließend sowohl für modell- als auch für die klassenweise KHAT-Statistik entsprechend CONGALTON & GREEN (2009)[107]

$$Z = \frac{\hat{K}_1}{\sqrt{\text{var}(\hat{K}_1)}} \quad \alpha = 2(1 - F(Z)) \quad (5.17)$$

berechnen, wobei $F(Z)$ der Verteilungsfunktion der Standardnormalverteilung entspricht. Für die Berechnung der einzelnen auf der Klassifikationsmatrix basierenden Kennwerte wurde in SPSS ein kleines MATRIX-Programm erstellt, wodurch sich insbesondere die

Tab. 5.3.: Lagemaße für Wilks Λ und die zugehörige Irrtumswahrscheinlichkeit α bei der Unterscheidung kleinflächig wechselnder Bodenformen

	n	Wilks Λ				Signifikanz α			
		$\bar{\Lambda}$	s_{Λ}	$\Lambda_{\max}$	$\Lambda_{\min}$	$\bar{\alpha}$	s_{α}	$\alpha_{\max}$	$\alpha_{\min}$
Feinbodenformen	1380	0,877	0,146	1,000	0,042	0,000	0,004	0,086	0,000
Übersandungen	1	0,998		0,998	0,998	0,000		0,000	0,000
Unterlagerungen	17	0,949	0,165	1,000	0,330	0,000	0,001	0,003	0,000
Gesamt	1398	0,878	0,147	1,000	0,042	0,000	0,004	0,086	0,000
mit: $n \hat{=}$ Anzahl der Diskriminanzmodelle, $\bar{x} \hat{=}$ Mittelwert, $s_x \hat{=}$ Standardabweichung, $x_{\max} \hat{=}$ Maximum und $x_{\min} \hat{=}$ Minimum									

Berechnung der Varianzen durch die Verwendung von Matrixoperationen deutlich vereinfachte (vgl. SPSS, 2007, 1074-1116).

Aufgrund der großen Anzahl der durchgeführten Diskriminanzanalysen (insgesamt 1408) können die mit den einzelnen Modellen erreichten Klassifikationsgüten analog zum Einfluss der einzelnen Prädiktoren (Kap. 5.1.3) ebenfalls nur zusammenfassend für ausgewählte Gruppen dargestellt werden. So wurden für die einzelnen Gütemaße die Lagemaße: Mittelwert $\bar{x}$, Standardabweichung s_x sowie das Minimum (min) und Maximum (max) angegeben.

Einen Überblick über die mittels Wilks Λ eingeschätzte Güte der erstellten Diskriminanzfunktionen gibt Tabelle 5.3. Demnach sind die berechneten Diskriminanzfunktionen im Mittel hoch signifikant, unabhängig davon, ob Feinbodenformen, Übersandungen oder unterschiedliche Unterlagerungen von den Modellen getrennt werden mussten. Die hinsichtlich der Signifikanz ungünstigste Funktion ist mit $\alpha=0,086$ noch schwach signifikant. Die Diskriminanzfunktionen zur Trennung unterschiedlicher Feinbodenformen erreichen für Wilks Λ insgesamt die niedrigsten Werte. Demgegenüber ergeben sich für die Funktionen zur Unterscheidung zwischen unterschiedlichen Unterlagerungen und durch Übersandungen gekennzeichneten Bodeneigenschaften deutlich höhere Werte für Wilks Λ . Dies deutet darauf hin, dass sich aus bodenbildenden Prozessen resultierende Unterschiede, welche oft vom rezenten Relief beeinflusst werden, relativ gut anhand der berechneten Reliefkennwerte trennen lassen. Indes scheinen die oft eher indirekten Zusammenhänge zwischen gegenwärtiger Oberflächengestalt und den geologisch bedingten Unterlagerungsformen nur schwach ausgeprägt zu sein. So beobachtete auch SCHOLTEN (2003)[75] nur schwache Korrelationen mit durchgehend geringen Bestimmtheitsmaßen ($B < 0,4$) zwischen Reliefeigenschaften und vorwiegend geologisch bedingten Eigenschaften periglaziärer Lagen.

Überraschend hoch erscheint hingegen das erreichte Λ bei der Trennung zwischen übersandeten und nicht übersandeten Bodenformen. Ursprünglich wurde angenommen, dass sich diese insbesondere auf Grundlage der speziellen Indizes zur Kennzeichnung des Erosionsrisikos und Sedimenttransports (LS , SPI , MBI), der Windexposition (Psi_{wte} , Ψ_L) und zur Heterogenität der Geländeoberfläche (TRI) besser von einander unterscheiden lassen. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass Teile der im Zusammenhang mit Erosions-

prozessen entstandenen Bodenformen in der forstlichen Standortskarte bereits auf Ebene der Feinbodenform mit Horizontfolgetypen wie Kolluvialerden, und Rumpf...erden gekennzeichnet werden (SCHULZE, 1996a, 54f, 77). Dies betrifft somit vor allem erodierte und jüngere durch Wasser abgelagerte Formen. Die mit Übersandungen gekennzeichneten Sand-Ranker sind dagegen oftmals älter und häufiger aus äolischen Ablagerungen hervorgegangen. Die relativ schlechte Trennung dieser Bodenformen ergibt sich somit wahrscheinlich daher, dass die primär im Zusammenhang mit Oberflächenabfluss entwickelten Indizes *LS*, *SPI* und *MBI* nur wenig zur Erklärung beitragen können. Zugleich ist anzunehmen, dass Indizes zur Windexposition, aufgrund von Veränderung zwischen nacheiszeitlichem und gegenwärtigem Relief, die Bedingungen zum Zeitpunkt der Entstehung der jeweiligen Bodenformen oftmals nur sehr indirekt wiedergeben. Für die Geländeoberfläche übersandeter Bodenformen typische Reliefformen, welche in der forstlichen Standortskartierung mit Begriffen der inneren Rauheit wie wellig, kupstig und altdünig beschrieben werden (SCHULZE, 1996b, 149), sind mit Breiten ≤ 10 m oft zu kleinskalig ausgeprägt, um bei der vorliegenden Rasterweite im DGM hinreichend erfasst zu werden.

Die Prüfung auf Grundlage der Klassifikationsmatrix (Tab. 5.4) zeigt eine im Vergleich zu den oft sehr hohen Werten für Wilks Λ verhältnismäßig gute Klassifikation durch die Diskriminanzmodelle an. Beispielsweise werden im Mittel von den Modellen im Zwei-Gruppen-Fall OAs von 74 % und noch 54 % im Drei-Gruppen-Fall erreicht. Hinsichtlich der Relationen zwischen den Modellen zur Unterscheidung verschiedener Feinbodenformen, Übersandungen und Unterlagerungen ergibt sich eine weitgehend gute Übereinstimmung mit der Einschätzung durch Wilks Λ . Feinbodenformen lassen sich insgesamt am sichersten klassifizieren, während Übersandungen am schlechtesten getrennt werden. Deutliche Abweichungen davon ergeben sich nur bei getrennter Betrachtung von Zwei- und Drei-Gruppen-Fall, was wahrscheinlich auf die dann teilweise recht kleinen Fallzahlen in den einzelnen Modellgruppen zurückgeführt werden kann. Erwartungsgemäß wird die Klassifizierung der Modelle für den Drei-Gruppen-Fall im Vergleich zu den Modellen des Zwei-Gruppen-Falls aufgrund der größeren Anzahl der Klassen mit Ausnahme der Irrtumswahrscheinlichkeit α anhand aller Kennwerte schlechter eingeschätzt.

Die im Vergleich zu *PA* stets etwas geringeren Werte für *UA* können nach BEHRENS et al. (2005)[29] als ein Indiz für eine leichte Überanpassung der erstellten Modelle interpretiert werden. Diese Problematik ist wahrscheinlich dem notwendigen Kompromiss geschuldet, bei der schrittweisen Auswahl der in die jeweiligen Modelle aufzunehmenden Variablen, keine zu strengen Kriterien zu definieren. Um für möglichst alle in den Karten auftretenden kleinflächigen Wechsel Diskriminanzfunktionen anpassen zu können, wurden die F-Wahrscheinlichkeit für die Aufnahme neuer Variablen mit $\alpha = 0,1$ sowie die F-Wahrscheinlichkeit für den Ausschluss von Variablen mit $\alpha = 0,2$ vergleichsweise hoch gewählt.

Die ausschließlich positiven Werte für $\hat{K}$ zeigen einen stets positiven Zusammenhang zwischen den tatsächlichen Klassen und den vorhergesagten Klassen an (CONGALTON & GREEN, 2009, 107-108).

Für die einheitliche Benennung der durch die $\hat{K}$ -Werte ausgedrückten relativen Übereinstimmung empfehlen LANDIS & KOCH (1977)[165] die in Tabelle 5.5 wiedergegebene Einteilung.

Die Mittelwerte für $\hat{K}$ und $\hat{K}_i$ deuten mit Werten zwischen 0,005 und 0,324 somit auf eine eher geringe bis mäßige Übereinstimmung zwischen den kartierten und prognostizierten Bodenformen hin, wobei für die Vorhersage der Feinbodenformen analog zur

Tab. 5.4.: Lagemaße für auf der Klassifikationsmatrix basierende Gütemaße bei der Disaggregation mit Diskriminanzmodellen

		Zwei-Gruppen-Fall			Drei-Gruppen-Fall		Gesamt		
		Fein- boden- formen	Über- sand- ung	Unter- lager- ungen	Fein- boden- formen	Unter- lager- ungen	Fein- boden- formen	Unter- lager- ungen	Ge- samt
modellweise Statistiken									
	n	1086	1	15	294	2	1380	17	1398
overall accuracy (OA)	$\bar{x}$	0,741	0,240	0,739	0,544	0,369	0,699	0,695	0,699
	s_x	0,133		0,216	0,140	0,206	0,157	0,242	0,158
	max	1,000	0,240	0,956	0,938	0,515	1,000	0,956	1,000
	min	0,300	0,240	0,301	0,255	0,224	0,255	0,224	0,224
KHAT-Statistik ($\hat{K}$)	$\bar{x}$	0,229	0,005	0,083	0,142	0,003	0,210	0,073	0,208
	s_x	0,192		0,210	0,105	0,004	0,181	0,198	0,182
	max	1,000	0,005	0,726	0,573	0,006	1,000	0,726	1,000
	min	0,000	0,005	0,000	0,003	0,001	0,000	0,000	0,000
Irrtumswahrscheinlichkeit zur KHAT-Statistik ($\alpha_{\hat{K}}$)	$\bar{x}$	0,051	0,034	0,545	0,007	0,356	0,041	0,523	0,047
	s_x	0,157	0,000	0,420	0,051	0,500	0,142	0,417	0,157
	max	0,977	0,034	0,976	0,663	0,710	0,977	0,976	0,977
	min	0,000	0,034	0,000	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000
klassenweise Statistiken									
	n	2172	2	30	882	6	3054	36	3092
user's accuracy (UA)	$\bar{x}$	0,687	0,545	0,700	0,505	0,444	0,634	0,658	0,634
	s_x	0,184	0,450	0,217	0,194	0,255	0,204	0,240	0,205
	max	1,000	0,863	1,000	1,000	0,747	1,000	1,000	1,000
	min	0,116	0,227	0,238	0,000	0,160	0,000	0,160	0,000
producer's accuracy (PA)	$\bar{x}$	0,608	0,505	0,540	0,422	0,337	0,554	0,506	0,554
	s_x	0,346	0,681	0,466	0,335	0,503	0,353	0,471	0,354
	max	1,000	0,987	1,000	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
	min	0,000	0,024	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
klassenweise KHAT-Statistik ($\hat{K}_i$)	$\bar{x}$	0,324	0,197	0,290	0,247	0,181	0,301	0,272	0,301
	s_x	0,238	0,275	0,308	0,193	0,212	0,228	0,294	0,229
	max	1,000	0,391	1,000	1,000	0,531	1,000	1,000	1,000
	min	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Irrtumswahrscheinlichkeit zur klassenweisen KHAT-Statistik ($\alpha_{\hat{K}_i}$)	$\bar{x}$	0,003	0,000	0,001	0,000	0,000	0,002	0,001	0,002
	s_x	0,022	0,000	0,004	0,001	0,000	0,019	0,004	0,018
	max	0,417	0,000	0,020	0,028	0,000	0,417	0,020	0,417
	min	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
mit: $n_x \hat{=}$ Anzahl der Kennwerte, $\bar{x} \hat{=}$ Mittelwert, $s_x \hat{=}$ Standardabweichung, $x_{\max} \hat{=}$ Maximum und $x_{\min} \hat{=}$ Minimum									

Einschätzung durch Wilks Λ die besten Klassifikationen erreicht werden. Die Klassifizierung der Modelle sowie einzelnen Standortformen ist in der deutlich überwiegenden Zahl der Fälle mit einem mittleren α von 0,047 und 0,002 signifikant besser als eine zufällige Zuordnung.

Tab. 5.5.: Einteilung der Wertebereiche der $\hat{K}$ -Statistik nach LANDIS & KOCH (1977)[165] (geändert)

$\hat{K}$	Übereinstimmung
$< 0,0$	schlecht
$0,0 \dots < 0,2$	gering
$0,2 \dots < 0,4$	mäßig
$0,4 \dots < 0,6$	mittel
$0,6 \dots < 0,8$	hoch
$0,8 \dots \leq 1,0$	fast perfekt

Die berechneten Trefferquoten scheinen mit anderen Arbeiten, welche sich mit der Vorhersage von Boden- Substratklassen auf Grundlage von Reliefeigenschaften befassen, weitgehend vergleichbar zu sein. Dagegen sind die berechneten $\hat{K}$ -Werte im Vergleich zu den Ergebnissen anderer Autoren (soweit $\hat{K}$ in den Veröffentlichungen angegeben wurde) stets eher etwas geringer.

So beschreiben HÄRING et al. (2012) für Disaggregation mittels Klassifikationsbäumen der in der Mehrzahl aus zwei Bodenformen bestehenden komplexen Legendeneinheiten der bayrischen Übersichtsbodenkarte eine mittlere OA von 0,69 in der Validierungsstichprobe. SCHULZ (2003)[162–165] erreichten bei der Modellierung von Substratklassen der niedersächsischen Standortkartierung mittlere Trefferquoten von 51 % bis 93 %. Beim Vergleich unterschiedlicher Modelle für die Vorhersage von Bodenformengesellschaften des Pfälzer Waldes anhand einer Vielzahl aus einem DGM mit einer Auflösung von $20\text{ m} \times 20\text{ m}$ abgeleiteter Reliefkennwerte beobachteten BEHRENS & SCHOLTEN (2007)[360] mittlere UAs/PAs von $0,42 \dots 0,88$ im Trainings- und $0,26 \dots 0,55$ im Validierungsdatensatz. CRUZ-CARDENAS et al. (2011)[687] ermittelten bei der Vorhersage von Bodenklassen in temperaten Gebieten Mexikos mittels Klassifikationsbäumen und einfacher Reliefkennwerte (einschließlich der absoluten Geländehöhe) mittlere $\hat{K}$ -Werte zwischen $0,2 \dots 0,35$.

Für die Vorhersage von Bodenformen unterschiedlicher hierarchischer Ebenen mittels logistischer Regression berichten GIASSON et al. (2008)[229] für Testgebiete mit unterschiedlichen Maßstabsniveaus ($1:30\,000 \dots 1:50\,000$) im Süden Brasiliens von $\hat{K}$ -Werten zwischen $0,36 \dots 0,54$ und OAs von $0,48 \dots 0,71$. Dabei verwendeten GIASSON et al. (2008) ausschließlich aus einem SRTM-DGM abgeleitete Reliefkennwerte als Einflussgrößen. GIASSON et al. (2011) erreichten bei der Vorhersage von sechs Bodenklassen der brasilianischen Bodenklassifikation auf dem Maßstabsniveau $1:10\,000$ in einem $6,7\text{ km}^2$ Testgebiet in Brasilien mittels Entscheidungsbäumen und Reliefkennwerten als Prädiktoren eine OA von 66,4 und ein $\hat{K}$ von 0,518.

MENDONÇA-SANTOS et al. (2008)[390, Modell 5] erzielten bei der Unterscheidung von Bodenformenklassen einer hohen hierarchischen Ebene bei ausschließlicher Verwendung von Reliefkennwerten OAs von 0,79 im Trainings- und 0,55 im Validierungsdatensatz. Für die Unterscheidung der neun Bodenformenklassen der brasilianischen Nomenklatur verwendeten MENDONÇA-SANTOS et al. (2008) einen Klassifikationsbaum.

5.2. Prognose forstlicher Standortsformen

Zur Vorhersage der forstlichen Standortsform für die bisher noch nicht kartierte Waldfläche wurden zusätzlich zu den 40 Reliefattributen des DGM in Anlehnung an das von MC-BRATNEY et al. (2003) vorgeschlagene scorpan-Modell das geologische Alter, Klimadaten, Angaben zu Bodentypen und dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung sowie die für die gesamte Waldfläche vorliegenden Grundwasserflurabstände (Kap. 4 in die Modelle aufgenommen. Das Alter der geologischen Ablagerung wurde in 6 Klassen aus der Geologischen Übersichtskarte im Maßstab 1 : 300 000 (LGRB, 1997) abgeleitet (Tab. 3.4). Bodentypen und das Ausgangsmaterial der Bodenbildung wurden in Form der 100 Bodenformengesellschaften der Bodenübersichtskarte 1 : 300 000 (LGRB, 2001) in die Modelle eingebracht. Zur Abbildung klimatischer Einflüsse auf die Bodenverbreitung wurden die langjährigen klimatischen Kennwerte: Jahresmitteltemperatur, Jahresschwankung der Lufttemperatur, Anzahl der Tage > 0°C, Jahresniederschlag und klimatische Wasserbilanz entsprechend Kap. 3.2 in die Modelle eingebracht.

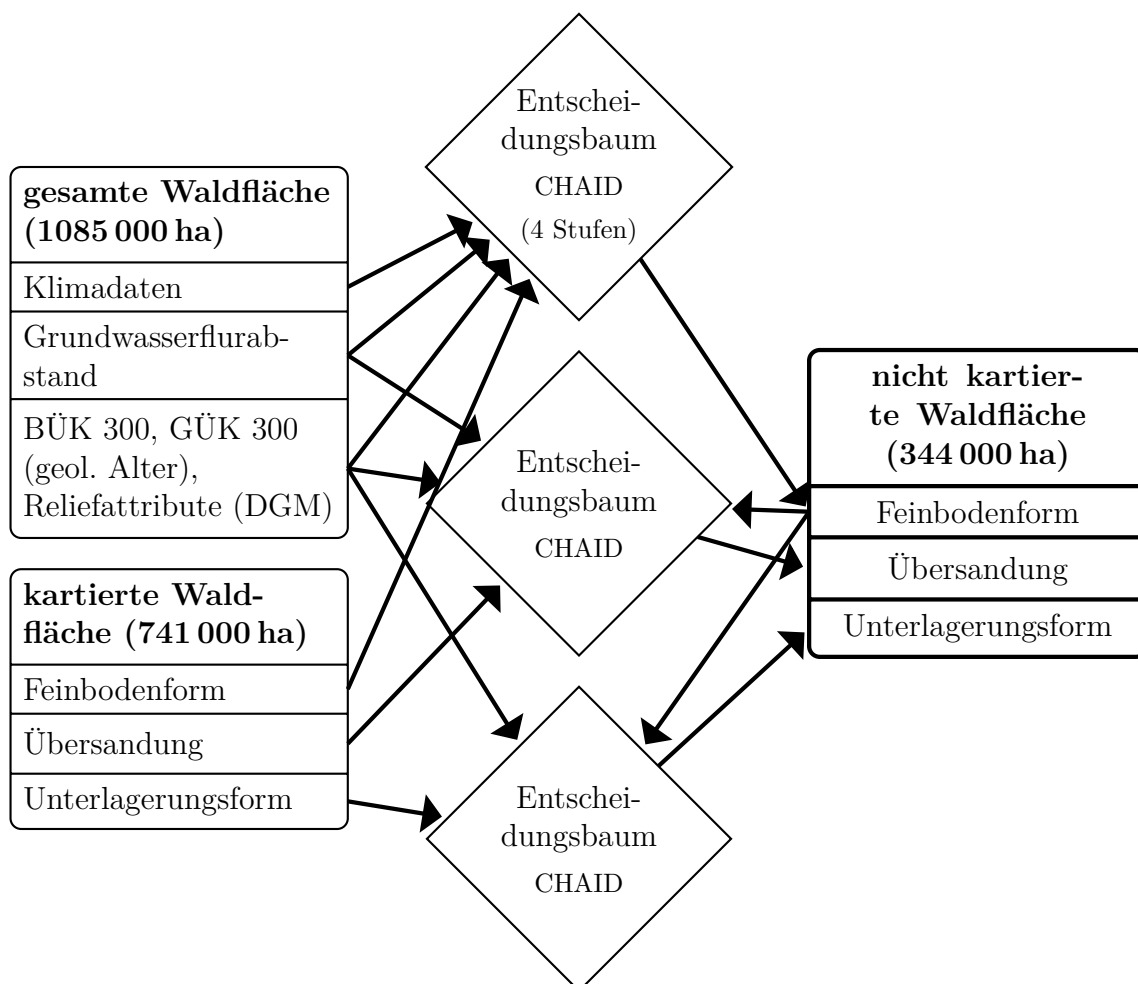


Abb. 5.4.: Arbeitsschritte und Prädiktoren für die Vorhersage forstlicher Standortsformen auf bisher nicht standortkundlich kartierten Waldflächen

5. Regionalisierung von Substrateigenschaften

Analog zum Vorgehen bei der Disaggregation komplexer Legendeneinheiten (Kap. 5.1) wurden auch diese Arbeiten für das Raster mit der auf 100 m reduzierten Auflösung vorgenommen.

Als Modell wurden Entscheidungsbäume nach dem von KASS (1980) entwickelten CHAID-Verfahren (χ^2 -Automatic Interaction Detection) zur Vorhersage der Standortformen ausgewählt. Zum Einen konnten im Vergleich zur Diskriminanzanalyse somit die nominalen Prädiktoren aus den bodenkundlichen und geologischen Karten einfach in die Modelle integriert werden. Zum Anderen bestehen zahlreiche Erfahrungen zur Vorhersage von Bodeneigenschaften mittels Entscheidungsbäumen (z.B. HOLLINGSWORTH et al., 2007; MENDONÇA-SANTOS et al., 2008; NELSON & ODEH, 2009; SCHRÖDER et al., 2009). Zugleich sind die Modelle im Vergleich zur Verwendung künstlicher neuronaler Netze (KNN) inhaltlich besser interpretierbar. Das CHAID-Verfahren wurde gegenüber anderen etablierten Klassifikationsbaumverfahren wie CART (BREIMAN et al., 1984) ausgewählt, da es für die große Anzahl der zu unterscheidenden Klassen eine vergleichsweise schnelle Berechnung ohne weitere Reduktion des Stichprobenumfangs ($\approx 741\,000$ Datensätze) ermöglichte.

Die Anpassung der Entscheidungsbaummodelle konnte anhand der bereits kartierten Waldfläche erfolgen. Die erstellten Modelle wurden dann zur Vorhersage der Standortformen auf die bisher noch nicht kartierte Waldfläche angewendet. Um eine objektive Validierung zu ermöglichen, wurde die kartierte Waldfläche mittels Zufallsauswahl in zwei etwa gleich große Teilstichproben gegliedert. Um seltenere Standortformen gut in den Vorhersagemodellen abzubilden, wurden alle Standortformen, welche auf weniger als 100 ha kartiert wurden, vollständig der Trainingsstichprobe zugeordnet.

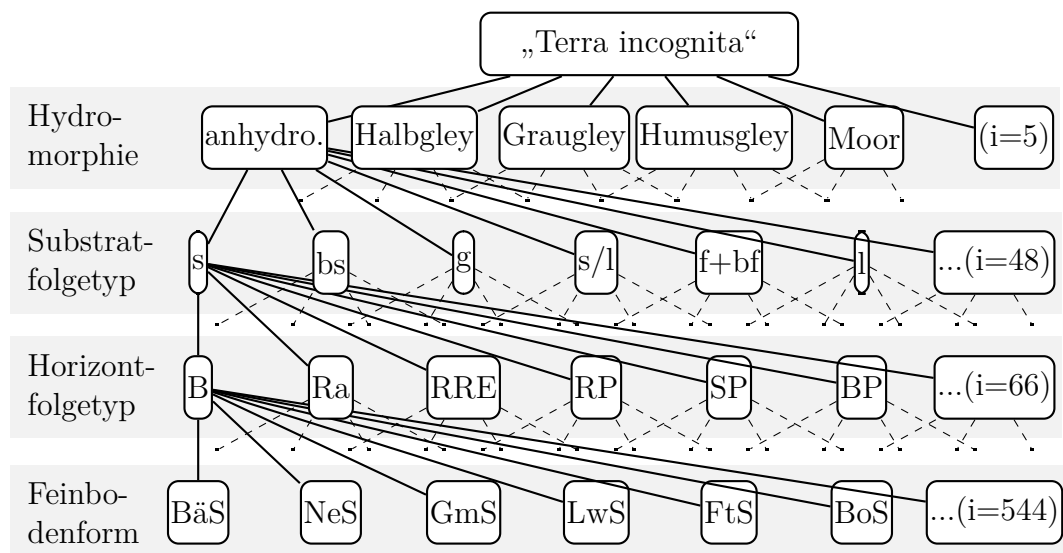


Abb. 5.5.: Vierstufige hierarchische Gliederung der Bodenformen entsprechend der SEA 95

Für die Entwicklung des Entscheidungsbaummodells wurden jeweils aufeinander aufbauende Entscheidungsbäume für die Feinbodenformen, Übersandungen und Unterlagerungen erstellt. So konnten die vorhergesagten Feinbodenformen als unabhängige Variablen für die Vorhersage der Übersandungen und Unterlagerungen verwendet und die

eingebrachten unabhängigen Variablen in Abhängigkeit von den zu erwartenden Zusammenhängen angepasst werden (Abb. 5.4). Das Modell zur Vorhersage der Feinbodenform wurde in Anlehnung an die hierarchische Gliederung der SEA (vgl. SCHULZE, 1998) entsprechend Abbildung 5.5 aus mehreren Entscheidungsbäumen zusammengesetzt.

In Anlehnung an KASS (1980)[124] wurde für den Aufbau der Bäume ein Signifikanzniveau von 0.05 für das Teilen und Zusammenfassen von Kategorien und 100 Fälle als Minimum für ggf. weiter zu unterteilende Knoten festgelegt. Als minimale Fallzahl in den Endknoten wurde entsprechend GIASSON et al. (2011), welche mit abnehmender Größe der Endknoten eine Zunahme der Vorhersagegenauigkeiten beobachteten, zehn Fälle festgelegt. Die maximale Tiefe der CHAID-Bäume wurde aus Gründen der technischen Berechenbarkeit auf fünf Schichten begrenzt. Aufgrund der in CHAID bestehenden Möglichkeit zur Aufteilung eines Knotens in beliebig viele Unterknoten, können in CHAID jedoch bereits bei dieser geringen Tiefe ausgesprochen komplexe Baumstrukturen entstehen (vgl. Kap. 5.2.1).

5.2.1. Einfluss einzelner Prädiktoren in den Entscheidungsbäumen

Prinzipiell ermöglichen Entscheidungsbäume anhand ihrer grafischen, sich beinahe selbst kommentierenden Darstellung in Form von Dendrogrammen eine einfache Interpretation des Einflusses der einzelnen Prädiktoren (SCHRÖDER, 1994, 202). Bei Anwendungen mit kleineren Datenkollektiven steht die Analyse des Wirkungsgefüges der Prädiktoren auf die Zielvariablen oftmals sogar im Vordergrund gegenüber dem Einsatz von Klassifikationsbäumen für Prognosen (z. B. KASS, 1980; SCHRÖDER, 1994). Im Fall sehr umfangreicher Datenkollektive mit zahlreichen unterschiedlichen Prädiktoren, wie sie sich bei Anwendung in der digitalen Bodenkartierung ergeben, erreichen die Klassifikationsbäume jedoch oft umfangreiche Größen und hohe Komplexität. Die grafische Darstellung sowie eine direkte Interpretation der Baumstrukturen ist dann nur noch stark eingeschränkt möglich. Im Gegensatz zu anderen Klassifikationsbäumen wie dem rechentechnisch deutlich langsameren CART-Algorithmus, in dem die Abschätzung des Einflusses einzelnen Prädiktoren direkt implementiert ist (BREIMAN et al., 1984, 146-150), fehlen vergleichbare Ansätze für CHAID.

In der Praxis werden zur Abschätzung der Bedeutung einzelner Prädiktoren in „Black-Box-Modellen“ oft mehrere Modelle (Klassifikationsbäume) erstellt. So werden neben dem originalen Modell/Baum weitere Modelle erstellt, in denen jeweils die Werte eines einzelnen Prädiktors zufällig vertauscht werden. Anhand des Vergleichs der jeweils erreichten Genauigkeiten / Trefferquoten, können dann Rückschlüsse auf den Einfluss einzelner Variablen gezogen werden. (z.B. GRIMM et al., 2008; WIESMEIER et al., 2011; HÄRING et al., 2012)

Dieses Vorgehen vervielfacht zugleich den Umfang der erforderlichen Berechnungen um die Anzahl der Prädiktoren. Konkret hätte sich in dieser Auswertung die erforderliche Rechenzeit von ca. 5 h um den Faktor 54 auf 11 Tage erhöht. Um auch ohne diese sehr umfangreichen Berechnungen einen Eindruck von der relativen Bedeutung einzelner Prädiktoren in den Modellen zu erhalten, wurde der folgende stark vereinfachte Kennwert berechnet. Davon ausgehend, dass Variablen, welche zu einem frühen Zeitpunkt und häufig in die Baumstruktur aufgenommen werden, einen höheren Einfluss besitzen als Variablen, die selten und zu einem späteren Zeitpunkt aufgenommen werden, wurde für jeden Prädiktor die Anzahl der Endknoten ermittelt, auf welche der jeweilige Prädiktor Ein-

fluss nimmt. Für Prädiktoren, welche zuerst in die Baumstruktur aufgenommen werden, entspricht dieser Index der Anzahl aller Endknoten. Für Prädiktoren, welche nur einmalig am Ende der Baumstruktur aufgenommen werden, ergibt sich in Abhängigkeit von der Anzahl der erzeugten Aufteilungen ein minimaler Indexwert von 2. Für Prädiktoren, welche überhaupt nicht aufgenommen werden, ist der Index gleich null. Dieses Vorgehen birgt den Nachteil in sich, dass miteinander korrelierte Prädiktoren sich gegenseitig hinsichtlich ihrer Eignung zur Klassifikation verdecken können (vgl. BREIMAN et al., 1984, 147-148). Zugleich lässt sich anhand dieses Index jedoch sehr gut nachvollziehen, welche Prädiktoren in den konkret erstellten Klassifikationsbäumen die größte Relevanz besitzen. Gleichwohl sollten die Indexwerte ausschließlich als relative Rangfolge und aufgrund der Problematik korrelierter Prädiktoren nur über Variablengruppen interpretiert werden.

Die auf diese Weise ermittelten Indexwerte und zugehörigen Ränge sind getrennt für die Klassifikationsbäume entsprechend den Hierarchieebenen der SEA sowie für die Klassifikationsbäume zur Vorhersage von Übersandungen und Unterlagerungen³ in Tabelle 5.6 dargestellt. Die Indexwerte für die tieferen Hierarchieebenen (Substratfolge... Horizontfolge... Feinbodenform) beziehen sich dabei immer nur auf die Klassifikationsbäume zur Vorhersage der auftretenden Klassen innerhalb der jeweils übergeordneten Kategorie.

Da zur Vermeidung unplausibler Kombinationen die zuvor prognostizierten Hydromorphiegruppen sowie Substrat- und Horizontfolgetypen in die Modelle zur Vorhersage der Übersandungen und Unterlagerungen eingebracht wurden, finden sich diese drei Zielvariablen zugleich als Prädiktoren in Tabelle 5.6.

Anhand der ermittelten Indexwerte zeigt sich bei der Vorhersage der Hydromorphiegruppe für den Grundwasserflurabstand (FA_{Stufe}) zusammen mit den Bodenformengesellschaften der Bodenübersichtskarte ($BÜK\ 300$) erwartungsgemäß der größte Einfluss. Die folgenden Ränge werden ausschließlich von Klimakennwerten und der oft mit diesen korrelierten absoluten Geländehöhe belegt. Erst nach allen ins Modell eingebrachten Klimakennwerten folgt das Alter der geologischen Ablagerung als zehnter Prädiktor. Einflussreichste Reliefkennwerte sind der TRI als Weiser für die mit der geologischen Ablagerung verknüpften Rauigkeit der Geländeoberfläche, die verschiedenen Kennwerte zur Hangneigung sowie die Kennwerte zur Exposition gegenüber Wind (Ψ_L , Ψ_{wte}) und Sonneneinstrahlung (Ψ_S , Ψ_T , $\hat{S}$).

Der verhältnismäßig geringe Einfluss der auf Einzugsgebietsgrößen und Tiefenliniennetzwerken basierenden Reliefkennwerte Δz_C , TWI und MBI , für welche bei der Vorhersage der Hydromorphiegruppe eigentlich ein hoher Einfluss zu erwarten gewesen wäre, lässt sich wahrscheinlich auf Verdeckung durch den Grundwasserflurabstand zurückführen.

In den Klassifikationsbäumen zur Vorhersage der Substrat- und Horizontfolgetypen innerhalb der jeweils übergeordneten Kategorien bilden die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte wieder den bedeutendsten Prädiktor, während der Grundwasserflurabstand gegenüber den Klimakennwerten und der absoluten Geländehöhe einen deutlich geringeren Einfluss aufweist. Der Einfluss des geologischen Alters hebt sich noch deutlich von den Reliefkennwerten ab. Die bedeutendsten Reliefkennwerte sind TRI , TPI die Kennwerte zur Exposition gegenüber Wind (Ψ_L , Ψ_{wte}) und Sonneneinstrahlung (Ψ_S , Ψ_T) sowie der vertikale Abstand zum Tiefenliniennetzwerk Δz_C .

³Erläuterungen zu Übersandungen und Unterlagerungen finden sich in Kapitel 5.4.

Tab. 5.6.: Häufigkeiten der Prädiktorvariablen in den Endknoten der CHAID-Bäume

	Hydro- morphie	Substrat- folge	Horizont- folge	Feinboden- form	Über- sandung	Unter- lagerung
	<i>Rang</i> <i>n</i>	<i>Rang</i> <i>n</i>	<i>Rang</i> <i>n</i>	<i>Rang</i> <i>n</i>	<i>Rang</i> <i>n</i>	<i>Rang</i> <i>n</i>
<i>BÜK</i> 300	2 2496	1 3501	1 4556	1 6429	1 942	2 1273
<i>Hydromorphie</i> (<i>SEA</i>)	– –	– –	– –	– –	15 39	14 41
<i>Substratfolge</i> (<i>SEA</i>)	– –	– –	– –	– –	7 125	1 1311
<i>Horizontfolge</i> (<i>SEA</i>)	– –	– –	– –	– –	3 565	4 585
<i>FA</i> _{Stufe}	1 2512	9 561	9 602	9 413	5 183	– –
<i>KWB</i> _{Som}	5 611	4 1121	6 1112	3 2233	– –	– –
<i>KWB</i> _{Win}	3 919	3 1261	2 2051	4 1976	– –	– –
<i>T</i> _a	6 573	8 733	5 1219	5 1649	– –	– –
<i>n</i> _d > 0°C	8 489	5 1110	7 1028	6 1499	– –	– –
ΔT	4 671	2 1347	3 1912	2 2921	– –	– –
<i>Nd</i> _a	7 538	6 864	4 1396	7 1498	– –	– –
<i>z</i> ₀	9 467	7 769	8 936	8 1378	2 859	3 964
β	42 8	35 25	31 37	29 26	32 15	43 7
<i>NORD</i>	30 15	28 39	27 45	31 23	17 31	20 22
<i>OST</i>	29 15	26 47	26 45	19 48	29 21	15 39
β_d	18 37	34 27	36 33	27 28	25 25	18 29
<i>A</i> _{Ezg}	46 7	47 9	35 34	41 13	24 26	30 14
β_{Ezg}	23 28	21 60	25 53	18 52	23 26	24 19
$\beta_{ges}(ks)$	34 13	33 27	44 23	33 21	39 8	21 20
$\beta_{ges}(gs)$	22 30	19 73	24 56	14 86	14 39	23 20
$\beta_{KP}(ks)$	43 8	49 7	43 25	48 7	40 8	34 12
$\beta_{KP}(gs)$	35 13	27 44	23 57	26 31	21 27	10 62
$\beta_{TL}(ks)$	24 26	50 7	38 32	40 13	42 6	22 20
$\beta_{TL}(gs)$	38 9	25 55	21 68	25 34	13 40	44 7
<i>s</i> _{ges} (<i>ks</i>)	28 17	36 23	28 44	46 9	41 8	27 16
<i>s</i> _{ges} (<i>gs</i>)	27 19	22 60	19 87	24 40	19 29	13 42
<i>s</i> _{KP} (<i>ks</i>)	25 21	45 13	45 22	30 25	37 10	31 14
<i>s</i> _{KP} (<i>gs</i>)	17 40	20 61	20 79	21 45	12 41	26 17
<i>s</i> _{TL} (<i>ks</i>)	39 9	51 6	34 35	35 15	33 14	46 4
<i>s</i> _{TL} (<i>gs</i>)	21 32	29 38	32 37	44 12	38 9	35 12
$\Delta z_C(ks)$	51 5	23 60	30 41	28 28	18 31	33 13
$\Delta z_C(gs)$	15 42	12 189	14 134	12 106	22 27	12 52
<i>H</i> _{rel} (<i>ks</i>)	47 6	39 19	51 11	49 5	45 3	47 3

Fortsetzung auf der nächsten Seite

5. Regionalisierung von Substrateigenschaften

Fortsetzung von Tabelle 5.6

	Hydro- morphie		Substrat- folge		Horizont- folge		Feinboden- form		Über- sandung		Unter- lagerung	
	<i>Rang</i>	<i>n</i>	<i>Rang</i>	<i>n</i>	<i>Rang</i>	<i>n</i>	<i>Rang</i>	<i>n</i>	<i>Rang</i>	<i>n</i>	<i>Rang</i>	<i>n</i>
$H_{\text{rel}}(gs)$	31	15	30	35	37	33	32	22	20	28	32	13
K	44	8	43	14	52	7	52	2	–	–	41	10
K_h	26	19	42	15	29	41	38	14	44	4	39	10
K_v	37	10	44	13	42	27	43	12	26	24	40	10
L	40	9	37	23	40	29	47	8	30	19	19	23
S	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
LS	41	9	31	29	39	30	36	15	43	5	25	18
$MBI(ks)$	–	–	46	11	49	14	50	5	34	12	–	–
$MBI(gs)$	49	6	52	4	50	12	51	3	47	3	37	12
$\Psi_{L\ 100}$	50	6	41	17	48	19	45	11	48	3	45	7
$\Psi_{L\ 250}$	33	14	32	29	33	36	42	13	28	22	29	15
$\Psi_{L\ 500}$	13	84	15	114	15	113	16	83	16	36	11	59
Ψ_S	16	41	17	84	13	167	17	70	9	85	16	39
Ψ_T	12	110	14	150	12	177	15	83	10	84	7	139
Ψ_{wte}	14	75	16	91	17	102	13	94	6	149	9	66
$\hat{S}$	20	36	18	78	16	104	22	45	27	23	17	35
TWI	48	6	38	20	41	29	39	14	31	19	42	9
SPI	45	8	48	8	47	20	37	15	36	11	28	16
TPI_{25}	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
TPI_{125}	36	12	40	19	46	22	34	20	35	11	36	12
TPI_{500}	19	37	13	158	18	97	23	43	11	67	8	68
TRI_{50}	32	14	24	58	22	64	20	48	46	3	38	11
TRI_{300}	11	135	11	218	11	241	10	259	8	103	6	276
t_{geo}	10	293	10	291	10	309	11	179	4	211	5	421

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Vorhersage der Feinbodenformen. Jedoch gewinnt der TRI gegenüber dem TPI und dem geologischen Alter deutlich an Bedeutung. Auch für die verschiedenen Reliefkennwerte zur Kennzeichnung der Hangneigung werden höhere Indexwerte erreicht. Bei der Vorhersage der Feinbodenformen wäre ein besonders großer Einfluss des geologischen Alters in den einzelnen Klassifikationsbäumen zu erwarten gewesen. So ist dieses in Form der KMgCaP-Serie sehr oft ein Definitionsmerkmal zur Differenzierung einzelner Feinbodenformen innerhalb einer Hauptbodenform. Wahrscheinlich ergibt sich auch in diesem Fall das Problem der Verdeckung durch die räumlich oft mit dem geologischen Alter korrelierten Klimakennwerte.

Bei der Vorhersage möglicher Übersandungen wurden keine Klimakennwerte in die Modelle eingebracht. Als einflussreichste Prädiktoren stechen die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte, die absolute Geländehöhe und der Horizontfolgetyp heraus. Das geo-

logische Alter und der Grundwasserflurabstand heben sich noch von den berechneten Reliefkennwerten ab. Wichtigste Reliefkennwerte sind erwartungsgemäß der *TRI* und die Windexposition Ψ_{wte} .

Den größten Einfluss auf die Vorhersage der Unterlagerung haben der Substrat- und Horizontfolgetyp, die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte sowie die absolute Geländehöhe und mit einigem Abstand das geologische Alter. Erst danach folgen die Reliefkennwerte *TRI*, Ψ_{T} , Ψ_{S} und Ψ_{wte} .

Insgesamt wird deutlich, dass Bodeninformationen aus klassischer Kartierung, welche in Form der *BÜK* 300 eingebracht wurden, im Vergleich zu allen anderen Prädiktoren für die Vorhersage der forstlichen Bodenformen mit Abstand das größte Vorhersagepotential besitzen, obwohl diese aus einem deutlich kleineren Maßstab und wesentlich abweichenden Kartierv erfahren stammen.

Der insgesamt große Einfluss der Klimakennwerte kann prozessorientiert als klassischer bodenbildender Faktor interpretiert werden. So sind Wirkungen auf die regionale Häufigkeit hydromorpher Bodenformen, Auswirkungen auf Verwitterungsintensität und Erosionspotential (Substratfolgetypen) sowie Wirkungen auf von der Temperatur oder dem Bodenwasserstrom abhängige bodenbildende Prozesse wie Entkalkung, Humusanreicherung, Verbraunung, Lessivierung und Podsolierung bei der Differenzierung unterschiedlicher Horizontfolgetypen und Feinbodenformen zunächst hoch plausibel. Dies mag um so mehr gelten, wenn man das rezente Klima auch als einen Weiser für die regionale Klimadifferenzierung im nacheiszeitlichen Milieu auffasst. So kommt nach ALTERMANN et al. (2008) den klimatischen Verhältnissen im periglaziären Milieu eine große Bedeutung für die Ausprägung von Frostverwitterung, Frostbodenbildung sowie vertikaler und lateraler Umlagerungsprozesse zu.

Tatsächlich variiert auch die Rangfolge der einzelnen Klimakennwerte teilweise entsprechend der für die Differenzierung der einzelnen Hierarchieebenen vornehmlich anzunehmenden Einflüsse. So ist beispielsweise die klimatische Wasserbilanz im Winterhalbjahr der jeweils wichtigste klimatische Prädiktor bei der Vorhersage der Hydromorphiegruppen und Horizontfolgetypen. Zugleich ist die Bedeutung der Anzahl der frostfreien Tage bei der Vorhersage der Substratfolgetypen am größten, während der Einfluss der Jahresmitteltemperatur in der Gruppe der Horizontfolgetypen am größten ist.

Nicht zuletzt aufgrund der verhältnismäßig geringen klimatischen Bandbreite innerhalb Brandenburgs erscheint es jedoch auch wahrscheinlich, dass mit dem insgesamt sehr hohen Einfluss der Klimakennwerte auch indirekte Einflüsse abgebildet werden. So sind die verschiedenen eiszeitlichen Stadien und entsprechenden Ablagerungen in Brandenburg oft mit einem entsprechenden Regionalklima korreliert. Ein vergleichbarer indirekter Zusammenhang deutet sich im insgesamt hohen Einfluss der absoluten Geländehöhe an, welche unter anderem zwar auch als Weiser für den Einfluss des Klimas auf die Bodenbildung interpretiert werden kann, in Brandenburg aber ebenfalls oft im engen räumlichen Zusammenhang mit verschiedenen Landschaften bzw. geologischen Ablagerungen steht.

Ein Vergleich mit Erfahrungen aus anderen Arbeiten ist schwierig, da sich die jeweils eingebrachten Prädiktoren in der Regel stark unterscheiden und auch die Methoden zur Bestimmung des Einflusses eines einzelnen Prädiktors unterschiedlich sind. Gewisse Übereinstimmungen mit Beobachtungen in „vergleichbaren“ anderen Arbeiten lassen sich trotzdem erkennen.

Ausgesprochen hohe Übereinstimmungen zeigen sich zu den Beobachtungen von GREVE et al. (2012a,b) bei der Regionalisierung von Tongehalten und Kornfraktionenanteilen für

die eiszeitlich geprägten Böden Dänemarks. GREVE et al. (2012a,b) ermittelten den größten Einfluss für aus geologischen Karten unterschiedlicher Maßstäbe abgeleitete Prädiktoren, gefolgt von Klimakennwerten, während Reliefkennwerte nur einen vergleichsweise geringen Einfluss aufwiesen. Insgesamt einflussreichster Reliefkennwert war die absolute Geländehöhe. Für die Vorhersage von Bodenklassen der WRB in der Mongolei ermittelten BARTHOLD et al. (2013) neben der hier nicht berücksichtigten Landnutzung den höchsten relativen Einfluss für die absolute Geländehöhe z_0 , die Reliefkennwerte A_{Ezg} , SPI , TWI und die Legendeneinheiten der geologischen Karte, während sie für Klimakennwerte nur einen geringeren Einfluss auf die Genauigkeit der Modelle feststellten. Für die Regionalisierung organischer Bodenformen in Dänemark (Trennung der beiden Klassen Moore und „andere Böden“) mittels Klassifikationsbäumen auf Grundlage von Bodenkarten, geologischer Karten und Reliefkennwerten ermittelten KHEIR et al. (2010) die größte relative Bedeutung für die Bodentypen der Bodenkarte und den Reliefkennwert TWI . LACOSTE et al. (2011) beschreiben für die Vorhersage des Bodenausgangsgesteins im Nordwesten Frankreichs auf Grundlage von Gammaspektroskopie, Reliefattributen, Landnutzungsdaten und geologischer Karten mittels Klassifikationsbäumen den größten relativen Einfluss für Landnutzungsklassen und die Legendeneinheiten der geologischen Karte. Bedeutendste Reliefkennwerte waren Δz_C und der TWI . Bei der Vorhersage von Sand und Tongehalten auf Grundlage von Reliefkennwerten ermittelten LIESS et al. (2012) den größten Einfluss für die absolute Geländehöhe, die Exposition und K_h . CRUZ-CARDENAS et al. (2011) [687-690] beschreiben für allein auf der absoluten Geländehöhe basierende Modelle (Klassifikationsbäume) zur Vorhersage von Bodenklassen die höchsten $\hat{K}$ -Werte im Vergleich zu Klassifikationsbäumen mit anderen Reliefparametern in temperaten Gebieten Mexikos.

5.2.2. Vorhersageeigenschaften der Klassifikationsbäume

Für die Einschätzung der erreichbaren Vorhersagegenauigkeiten wurden wieder die auf der Klassifikationsmatrix basierenden Trefferquoten OA , UA und PA sowie die KHAT-Statistik nach CONGALTON & GREEN (2009) berechnet (vgl. Kap. 5.1.4). Die nach den Hierarchieebenen der SEA gegliederten Kennwerte bei der Vorhersage der forstlichen Feinbodenform sowie die entsprechenden Gütemaße bei der Vorhersage von Übersandungen und Unterlagerungen sind in Tabelle 5.7 dargestellt.

Demnach sind die mit den Modellen erreichten Klassifikationen mit $\alpha < 0,001$ stets hoch signifikant gegenüber einer zufälligen Klassifikation. Allerdings werden für einzelne Klassen der Substrat- und Horizontfolgetypen sowie für die Feinbodenformen keine signifikanten Klassifikationen erreicht. Erwartungsgemäß nimmt die Häufigkeit falsch klassifizierter Zellen mit zunehmender Anzahl der zu unterscheidenden Klassen in Abhängigkeit von der Hierarchieebene bei der Vorhersage der Feinbodenformen zu. Mit Ausnahme der Hydromorphiegruppe und der Übersandung sind die im Vergleich zur Validierungsstichprobe tendenziell etwas schlechteren Gütemaße in der Trainingsstichprobe auf die aus der Stichprobenteilung resultierende unterschiedliche Anzahl der Klassen zurückzuführen. Die deutlichen Diskrepanzen zwischen OA und den Mittelwerten für UA und PA bei der Vorhersage der Übersandung und Unterlagerung ergeben sich aus der dominierenden Anzahl der Böden in den Klassen „ohne Übersandung“ und „ohne Unterlagerung“.

Die berechneten $\hat{K}$ -Werte zeigen entsprechend der Einteilung von LANDIS & KOCH (1977)[165] (Tab. 5.5) sowohl in der Trainings- als auch in der Validierungsstichprobe für alle Hierarchieebenen der Feinbodenform mindestens eine mittlere Übereinstimmung. Für

Tab. 5.7.: Aus der Klassifikationsmatrix abgeleitete Gütemaße für die Vorhersage von Standortsformen mit Entscheidungsbäumen

	n_K	OA	$\hat{K}$	α	$\bar{U}A$	$\bar{P}A$	$\bar{\hat{K}}_i$	$\bar{a}_i$
Validierungsstichprobe (n=363659)								
Hydromorphie	5	0,930	0,749	0,000	0,755	0,735	0,718	0,000
Substratfolgetyp	20	0,841	0,405	0,000	0,475	0,281	0,443	0,300
Horizontfolgetyp	38	0,778	0,541	0,000	0,384	0,294	0,372	0,184
Feinbodenform	203	0,524	0,485	0,000	0,323	0,219	0,321	0,252
Übersandung	2	0,971	0,057	0,000	0,665	0,516	0,185	0,000
Unterlagerung	3	0,958	0,062	0,000	0,458	0,351	0,139	0,005
Trainingsstichprobe (n=381133)								
Hydromorphie	5	0,929	0,764	0,000	0,775	0,749	0,738	0,000
Substratfolgetyp	47	0,833	0,421	0,000	0,355	0,206	0,342	0,341
Horizontfolgetyp	67	0,775	0,558	0,000	0,323	0,245	0,316	0,403
Feinbodenform	539	0,528	0,493	0,000	0,193	0,143	0,192	0,632
Übersandung	2	0,967	0,087	0,000	0,738	0,525	0,269	0,000
Unterlagerung	13	0,948	0,102	0,000	0,235	0,134	0,164	0,692
mit: $n_K \hat{=}$ Anzahl der Klassen								

die fünf Hydromorphiegruppen werden mit Werten um 0,75 sogar hohe Übereinstimmungen erreicht. Lediglich geringe Übereinstimmungen ergeben sich bei der Vorhersage der Übersandungen und Unterlagerungen.

Hinsichtlich der in Bezug auf die Waldfläche richtigen Klassifikationen (OA) erreichen die Modelle eine für die vorgesehene Anwendung als ausreichend zu bewertende Klassifikationsgüte. So werden zwar nur $\approx 52\%$ der Feinbodenformen korrekt vorhergesagt, auf den Ebenen der für die Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte besonders relevanten Substratfolgetypen, Übersandungen und Unterlagerung werden mit OA im Bereich von $83\% \dots 96\%$ jedoch ausgesprochen hohe Trefferquoten erreicht.

Diese Ergebnisse entsprechen in der Größenordnung den Vorhersagegenauigkeiten vergleichbarer Arbeiten. So berichten MENDONÇA-SANTOS et al. (2007) über Fehlerraten zwischen $15,5\% \dots 22,1\%$ bei der Vorhersage 17 verschiedener Bodenklassen der australischen Bodenkartierung. BARTHOLD et al. (2013) erreichten OAs von 0,484 in der Trainings- und 0,712 in der Validierungsstichprobe bei der Vorhersage von neun unterschiedlichen WRB-Bodenklassen in der inneren Mongolei auf Grundlage geologischer Karten, Klima- und Landnutzungsdaten sowie Reliefkennwerten. Für die Vorhersage von 26 australischen Bodenformen erreichte NELSON & ODEH (2009) OAs zwischen 0,28...0,53 und $\hat{K}$ -Werte von 0,22...0,37. Über höhere Trefferquoten ($>0,87$) berichten BEHRENS et al. (2005) im Zusammenhang mit der Vorhersage von 26 Bodenformengesellschaften des Pfälzer Waldes auf dem Maßstabsniveau 1:50 000. GRINAND et al. (2008) erreichten eine OA von 0,88 und einen $\hat{K}$ von 0,87 bei der Vorhersage von 25 unterschiedlichen Bodenklassen im Südwesten Frankreichs auf dem Maßstabsniveau 1:250 000. Bei der Vorhersage von 20 Klassen des Bodenausgangsgesteins im Nordwesten Frankreichs auf

Grundlage von Gammaspektroskopie, Reliefattributen, Landnutzungsdaten und geologischer Karten mittels Klassifikationsbäumen ermittelten LACOSTE et al. (2011) OA von 0.56 in der Validierungsstichprobe sowie eine OA von 0.81 und $\hat{K} = 0.78$ für die gesamte Stichprobe. ILLES et al. (2011) beschreiben für die Regionalisierung von 10 Bodenklassen der WRB für ungarische Waldböden im Maßstab 1:10 000 mittels (generalisierter) linearer Diskriminanzanalyse und CART auf Grundlage der absoluten Geländehöhe und Reliefkennwerten eine OA von 0,71.

Für die Regionalisierung organischer Bodenformen in Dänemark (Trennung der beiden Klassen organische und mineralische Böden) mittels Klassifikationsbäumen auf Grundlage von Bodenkarten, geologischer Karten und Reliefkennwerten ermittelten KHEIR et al. (2010) OA zwischen 0.64...0.77.

5.3. Validierung mit Inventurdaten

Bei der Entwicklung von Klassifikationsmodellen zur Vorhersage von Bodenformen ergibt sich bei der Anwendung dieser Modelle auf bisher nicht entsprechend kartierte Gebiete das Problem der Übertragbarkeit der angepassten Modelle. So können auch die üblichen statistischen Herangehensweisen wie die Berücksichtigung von Signifikanzkriterien oder das Durchführen von Stichprobenteilungen im Rahmen der Modellentwicklung anhand der zur Modellentwicklung genutzten Karten nicht sicherstellen, dass die von den Modellen unterstellten Prozesse und Abhängigkeiten in diesen Gebieten identisch sind. Insbesondere lässt es sich nicht überprüfen, wie groß der Einfluss räumlicher Autokorrelationen auf die ermittelten Gütemaße ist (GRINAND et al., 2008). So beobachteten GRINAND et al. (2008) für ein Testgebiet im Südwesten Frankreichs deutlich schlechtere Vorhersagewerte (OA , $\hat{K}$), wenn Validierungsstichprobe und Trainingsstichprobe räumlich deutlich voneinander getrennt waren.

Zur Abschätzung dieser räumlichen Effekte wurde für alle Klassifizierungsmodelle eine unabhängige Validierung anhand des Vergleichs mit den Stichprobendaten der BZE (Kap. 5.3) durchgeführt. Diese Daten erlauben eine besonders objektive Einschätzung der erreichbaren Klassifizierungen, da es sich bei diesem Datensatz um eine echte Zufallsstichprobe handelt, deren Inventurpunkte vollständig unabhängig von vorliegenden Boden- oder Standortskarten im Gelände festgelegt wurden (vgl. Kap. 2, BMELV (2006); RIEK (2009)). Zudem konnten die forstlichen Standortsformen auf Grundlage der umfangreichen Analysedaten dieser Stichprobe mit einer sehr hohen Sicherheit für jeden einzelnen dieser Inventurpunkte klassifiziert werden.

Für den Vergleich mit den Referenzdaten der BZE mussten die im 100 m Raster vorliegenden Standortsformen aus Standortskarte, Disaggregation und Prognose zunächst den Inventurpunkten zugeordnet werden. Um Abweichungen zwischen den flächig vorliegenden Standortsformen und denen der Referenzstichprobe aufgrund der Nähe zu Standortformengrenzen zu vermeiden, wurde für diese Zuordnung nicht nur die unmittelbar auf den Inventurpunkt fallende Rasterzelle, sondern auch alle diese Zelle unmittelbar umgebenen 8 Rasterzellen (3×3-Zellen-Matrix) ausgewertet. Dabei wurde immer jene der 9 Rasterzellen dem Inventurpunkt zugeordnet, welche die höchste Übereinstimmung mit diesem aufweist. Wenn die maximale Übereinstimmung an mehreren Zellen der 3×3-Zellen-Matrix erreicht wurde, wurden diese in der Folge:

1. Standortsform der zentralen Rasterzelle

2. Standortsform entstammt der Standortskarte (eindeutige Kartierung)
3. Standortsform wurde im Rahmen der Disaggregation für die Rasterzelle bestimmt
4. Standortsform wurde mit Entscheidungsbäumen für die Rasterzelle prognostiziert

dem jeweiligen Inventurpunkt zugeordnet. In der Mehrzahl der Fälle wurde im Rahmen dieses Zuordnungsalgorithmus die zentrale Rasterzelle ausgewählt.

Auf Grundlage dieser Zuordnung lassen sich im ersten Schritt die entsprechenden Kennwerte der Klassifikationsmatrix nach CONGALTON & GREEN (2009) für die einzelnen hierarchischen Ebenen der SEA getrennt nach der Herkunft der Standortsinformation (Karte, Disaggregation und Prognose) berechnen (Tab. 5.8). Aufgrund des angesichts der Vielzahl unterschiedlicher Klassen relativ geringen Stichprobenumfangs der vorliegenden Inventurdaten wurden die Klassifikationsmatrixen zuvor auf jene Klassen reduziert, welche sowohl für die Zellen des 100 m-Rasters, als auch an den Inventurpunkten beobachtet wurden. Zugleich wurde dadurch auch eine bessere Vergleichbarkeit der berechneten Kennwerte mit den im Rahmen der Modellentwicklung berechneten Trefferquoten (Kap. 5.1.4, 5.2.2) gewährleistet.

Mit Ausnahme der Ebene der Feinbodenformen werden demnach in der Mehrzahl der Fälle die Standortsformen mit OAs im Bereich von 0,687...0,960 richtig klassifiziert. Allerdings ist dies nicht zuletzt auf die oft sehr starke Häufung der Fälle in einzelnen Klassen zurückzuführen. So sind die Mittelwerte für die klassenweisen Trefferquoten $\bar{U}A$ und $\bar{P}A$ bereits deutlich geringer. Die Kennwerte der $\hat{K}$ -Statistik zeigen vorrangig mäßige bis mittlere Übereinstimmung an.

Hinsichtlich der hierarchischen Ebenen stimmen die Hydromorphiegruppen am besten mit der Referenzstichprobe überein. So werden mit $\hat{K}$ -Werten im Bereich 0,4...0,6 durchgehend mittlere, für die Standortskarte sogar hohe Übereinstimmungen erreicht, welche gegenüber einer zufälligen Klassifizierung stets hoch signifikant sind ($\alpha=0,000$). Die schlechtesten Ergebnisse werden dagegen beim Vergleich der Übersandungen⁴ erreicht. Für diese werden selbst für die eindeutig kartierten Gebiete gerade mäßige und in keinem Fall signifikante Klassifikationen erreicht.

Betrachtet man die Kennwerte der Klassifikationsmatrix getrennt nach den Quellen: Karte, Disaggregation und Prognose, lassen sich nur schwer einheitliche Trends ausmachen, da insbesondere in den Quellen Disaggregation und Prognose aufgrund der geringen Fallzahlen die Ergebnisse der $\hat{K}$ -Statistik sehr sprunghaft sind. Vereinzelt lassen sich auch keine sinnvollen Gütemaße berechnen, wenn in der entsprechenden Stichprobe nur eine Klasse auftritt. Tendenziell zeigen sich für die unmittelbar aus der Karte und die durch Disaggregation abgeleiteten Standorte höhere Übereinstimmungen, als dies für die prognostizierten Böden der Fall ist. Dass sich mit Ausnahme der Übersandungen und Feinbodenformen für die mittels Disaggregation bestimmten Standortsformen sogar bessere Gütemaße ergeben als für die kartierten Standorte, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf zufällige Effekte und die in der Gruppe der disaggregierten Standorte kleineren Fallzahlen zurückzuführen. Bei Vergleich der Klassifikation der Feinbodenformen ist zudem die Anzahl der zu trennenden Klassen für die kartierten Gebiete am größten.

Um zu überprüfen, ob sich die Klassifikationsmatrixen signifikant von einander unterscheiden, wurden in einem zweiten Schritt die Matrizen der eindeutig kartierten Standorte

⁴Erläuterungen zu Übersandungen und Unterlagerungen finden sich in Kapitel 5.4.

Tab. 5.8.: Vergleich von Stamm-Standortsformen der forstlichen Standortskarte, Disaggregierungs- und Prognosemodellen mit an Inventurpunkten bestimmten forstlichen Standortsformen

	Quelle	n_K	n	OA	$\bar{U}A$	$\bar{P}A$	$\hat{K}$	$\text{var}(\hat{K})$	Z	α	Z_Δ	α_Δ
Über-sandung	Karte	2	180	0,967	0,655	0,594	0,234	0,04266	1,133	0,257		
	Disaggre.	2	63	0,937	0,476	0,492	0,000	0,01783	0,000	1,000	0,952	0,341
	Prognose	1	67									
	Gesamt	2	313	0,958	0,609	0,540	0,117	0,01665	0,905	0,365	0,482	0,630
Unterlage-rung	Karte	2	173	0,971	0,738	0,597	0,274	0,05253	1,194	0,232		
	Disaggre.	2	61	0,984	0,992	0,750	0,659	0,10185	2,066	0,039	0,981	0,327
	Prognose	1	63									
	Gesamt	3	303	0,960	0,545	0,413	0,237	0,02149	1,614	0,107	0,136	0,892
Hydro-morphie	Karte	5	180	0,922	0,753	0,637	0,639	0,00658	7,881	0,000		
	Disaggre.	5	63	0,825	0,763	0,690	0,479	0,01729	3,640	0,000	1,042	0,298
	Prognose	4	70	0,914	0,458	0,451	0,541	0,01262	4,820	0,000	0,707	0,479
	Gesamt	5	313	0,901	0,686	0,634	0,578	0,00372	9,475	0,000	0,608	0,543
Horizont-folgetyp	Karte	10	167	0,743	0,476	0,456	0,380	0,00496	5,397	0,000		
	Disaggre.	10	54	0,685	0,662	0,661	0,515	0,00905	5,415	0,000	1,140	0,254
	Prognose	8	63	0,651	0,461	0,534	0,313	0,01237	2,816	0,005	0,509	0,611
	Gesamt	13	294	0,687	0,519	0,446	0,388	0,00223	8,203	0,000	0,087	0,931
Substratfol-getyp	Karte	5	147	0,782	0,683	0,503	0,370	0,00878	3,949	0,000		
	Disaggre.	7	53	0,774	0,830	0,733	0,562	0,01202	5,125	0,000	1,331	0,183
	Prognose	3	54	0,889	0,629	0,667	0,236	0,06206	0,947	0,344	0,504	0,614
	Gesamt	8	269	0,758	0,742	0,535	0,374	0,00382	6,061	0,000	0,040	0,968
Feinboden-form	Karte	17	81	0,457	0,669	0,605	0,330	0,00513	4,616	0,000		
	Disaggre.	14	25	0,520	0,486	0,536	0,466	0,01205	4,246	0,000	1,036	0,300
	Prognose	10	27	0,556	0,462	0,489	0,413	0,01564	3,303	0,001	0,573	0,567
	Gesamt	31	162	0,401	0,446	0,437	0,304	0,00200	6,801	0,000	0,310	0,756
Mit den maximalen Fallzahlen innerhalb der Gruppen: $n_{\text{Karte}} = 180$, $n_{\text{Disaggre.}} = 63$, $n_{\text{Prognose}} = 70$ und $n_{\text{Gesamt}} = 313$												

als Referenz verwendet. Diese Referenzmatrix wurde dann mit denen der disaggregierten und prognostizierten Standorte verglichen.

Dafür wurden entsprechend CONGALTON & GREEN (2009)[107] die empirischen Z-Werte Z_Δ und entsprechenden Signifikanzniveaus α_Δ berechnet (Gl. 5.18, 5.19).

$$Z_\Delta = \frac{|\hat{K}_{\dots} - \hat{K}_{\text{Karte}}|}{\sqrt{\text{vâr}(\hat{K}_{\dots}) + \text{vâr}(\hat{K}_{\text{Karte}})}} \quad (5.18)$$

$$\alpha_\Delta = 2(1 - F(Z_\Delta)) \quad (5.19)$$

mit: $F(\dots)$ = Verteilungsfunktion der Standardnormalverteilung

Anhand der so berechneten Signifikanzen α_Δ in Tabelle 5.8 zeigt sich, dass in keinem Fall signifikante Unterschiede in der Klassifikation zwischen den unmittelbar aus der Standortskarte entnommenen und den mit Disaggregierungs- und Prognosemodellen vorhergesagten Standortsformen bestehen. Interessanter Weise ergibt sich der größte Unterschied zur Standortskarte für die per Disaggregation vorhergesagten Substratfolgetypen, wobei mit $\alpha_\Delta = 0,183$ allenfalls von einer sehr schwach abgesicherten Überlegenheit der Diskriminanzmodelle ausgegangen werden kann.

Insgesamt kann für die Anwendung im Fall der brandenburgischen Standortskarte somit von einer guten Übertragbarkeit der erstellten Modelle ausgegangen werden. Die gute Übertragbarkeit ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die bisher nicht standortskundlich bearbeiteten oder als kleinflächige Wechsel kartierten Flächen in Brandenburg nicht als große zusammenhängende Gebiete, sondern in Form vieler kleinerer Lücken innerhalb der bereits eindeutig kartierten Gebiete auftreten. So schlussfolgern auch GRINAND et al. (2008)[189], dass das Füllen von Lücken in bestehenden Bodenkarten durchaus ein erfolgversprechendes Unterfangen sein kann.

5.4. Ableitung typisierter Bodenprofile

Erste Arbeiten zur Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortserkundung für die Standortformen des nordostdeutschen Tieflandes finden sich bei KONOPATZKY (1998) sowie KOPP & JOCHHEIM (2002). Auf Grundlage dieser und weiterführender Arbeiten liegen zudem bereits erste Klassifizierungen zur Wasserspeicherkapazität in Form sogenannter Substratfeuchtegruppen für das System der forstlichen Standortserkundung vor (vgl. KONOPATZKY, 2012; KÖNIG, 2011).

Diese bisher erarbeiteten, in Form von Merkmalsspiegeln realisierten Ansätze beschränken sich noch auf das Bodenformeninventar kleiner räumlich abgegrenzter Gebiete (KOPP & JOCHHEIM, 2002) oder liegen nur für die anhydromorphen Bodenformen und ohne direkte Berücksichtigung sich überlagernder Bodenformen und Unterlagerungen für einige hundert Feinbodenformen vor (KONOPATZKY, 1998, 2012).

In der Standortkartierung werden jedoch im nordostdeutschen Tiefland gegenwärtig ca. 970 unterschiedliche Feinbodenformen unterschieden, von denen bisher 544 in Brandenburg kartiert werden konnten.

Neben der Ausscheidung der zahlreichen Feinbodenformen besteht zudem die Möglichkeit der vertikalen Kombination mehrerer dieser Feinbodenformen zur Kennzeichnung von fossilen Böden. Den mit Abstand häufigsten Fall dieser vertikalen Kombinationen stellt die Überlagerung mit Sand-Rankern dar, welche als sogenannte Übersandungen (SCHULZE, 1996a, 77) in der Standortskarte gekennzeichnet werden. Typische Beispiele für solche Böden sind die Typen 2, 4 und 6 in Abbildung 5.6. Für die Überlagerung verschiedener Feinbodenformen lassen sich in Abhängigkeit von den Mächtigkeiten der Schichten zwei unterschiedliche Klassen unterscheiden (vgl. SCHULZE, 1996a, 77). Zusätzlich zur vertikalen Kombination von Bodenformen werden die in Tabelle 5.9 wiedergegebenen geologischen Schichtwechsel in größerer Tiefe in Form unterschiedlicher Unterlagerungen in den Karten gekennzeichnet.

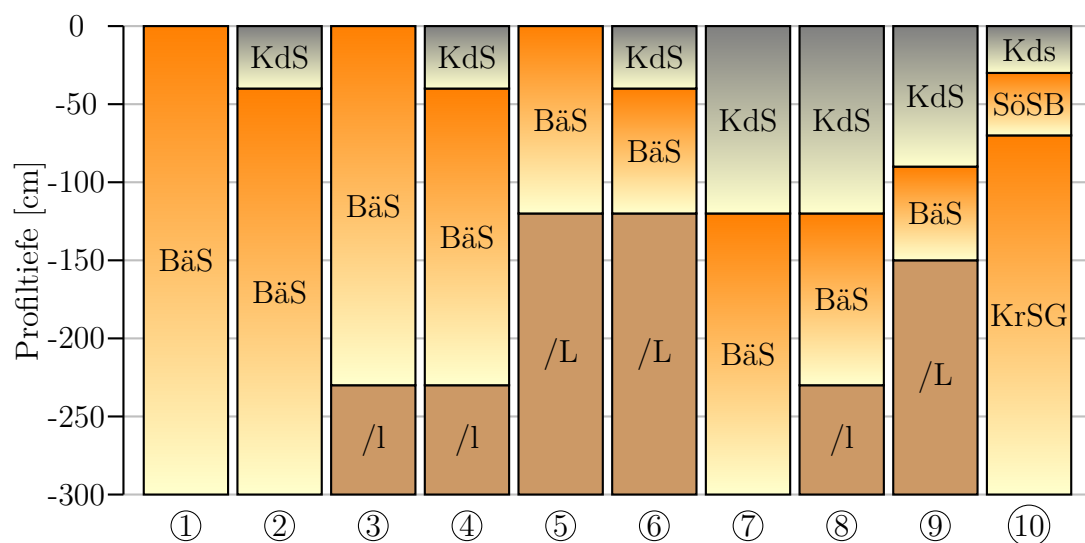


Abb. 5.6.: Vertikale Zusammensetzung der forstlichen Standortformen aus Feinbodenformen, Übersandungen und Unterlagerungsformen

Tab. 5.9.: Zu berücksichtigende Schichtwechsel unterhalb 80 cm nach SCHULZE (1996a)[76] ergänzt und geändert

Unterlagerungen und Tiefunterlagerungen					Hinweise
.../L	.../l	(tief)	lehmunterlagert	Lehm u. Schluff	
.../lS	.../ls	(tief)	lehmsandunterlagert	lehmgiger Sand	
.../E	.../e	(tief)	lettunterlagert	Lehm u. Ton mit > 1...5 % Braunkohle	
.../KL	.../kl	(tief)	kalklehmunterlagert	Lehm, Schluff u. Ton mit > 1...30 % CaCO ₃	
.../K	.../k	(tief)	kalkunterlagert	CaCO ₃ > 30 %	
.../C	.../c	(tief)	kohleunterlagert	Braunkohle > 30 %	
.../O	.../o	(tief)	klockunterlagert	Lehm u. Ton mit > 1...5 % Humus	
.../KO	.../ko	(tief)	kalkklockunterlagert	Lehm u. Ton mit > 1...5 % Humus u. > 1...30 % CaCO ₃	
.../T	.../t	(tief)	tonunterlagert	Ton	
.../S			sandunterlagert	Sand und anlehmiger Sand	
.../KS			kalksandunterlagert	Sand und anlehmiger Sand > 1...30 % CaCO ₃	

Somit lassen sich aus den im Kartiervorgang vorgesehenen Kombinationsmöglichkeiten 10 vertikale Typen aus Feinbodenformen und Unterlagerungsformen ableiten, welche in Abbildung 5.6 beispielhaft anhand der Feinbodenformen Bärenthorener Sand-Braunerde (BäS), Kersdorfer Sand-Ranker (KdS), Kreuzbrucher Sand-Humusgley (KrSG), Söllichauer Sand-Gleyrostpodsol (SöSB) sowie den geologischen Schichtwechseln „lehmunterlagert“ (/L) und „tief lehmunterlagert“ (/l) veranschaulicht werden.

Aus diesen 10 Typen ergibt sich zusammen mit den 970 Feinbodenformen sowie 11 unterschiedlichen Unterlagerungsformen und 9 Tiefunterlagerungen eine kombinatorische Explosion von $\approx 9.6 \cdot 10^8$ kartierbaren Bodenformen. Zwar lassen sich viele dieser Kombinationen inhaltlich ausschließen (z. B. Moorbodenformen über Rankern), dennoch enthält die forstliche Standortskarte des Landes Brandenburg noch mehrere Tausend unterschiedliche Standortformen.

Eine flächendeckende Bearbeitung im Form individuell erstellter Merkmalsspiegel für jede mögliche Standortform analog zu den bisher vorliegende Arbeiten erschien angesichts des enormen Umfangs somit kaum realisierbar. Alternativ wurde ein einfaches Datenbankmodell erstellt, in dem die vorliegenden Informationen zu Feinbodenformen, Unterlagerungen und vertikalen Kombinationsmöglichkeiten effizient zu typisierten Profilabfolgen der Bodenart, Grobbodenanteilen und CaCO₃-Gehalten für die gesamte Waldfläche Brandenburgs zusammengeführt werden konnten.

Dafür wurden in einem ersten Schritt für sämtliche der 970 Feinbodenformen auf Grundlage des Feinbodenformen-Katalogs der SEA (SCHULZE, 1998) und unter Berücksichtigung bereits bestehender Merkmalsspiegel (KONOPATZKY, 1998; KOPP & JOCHHEIM, 2002; KONOPATZKY, 2012) Profilabfolgen zu Bodenart, Grobbodenanteilen und CaCO₃-Gehalten abgeleitet. Zur Bestimmung der Schichtmächtigkeiten der oft an periglaziären Lagen / Perstruktionszonen orientierten Definitionen des Feinbodenformen-Katalogs wur-

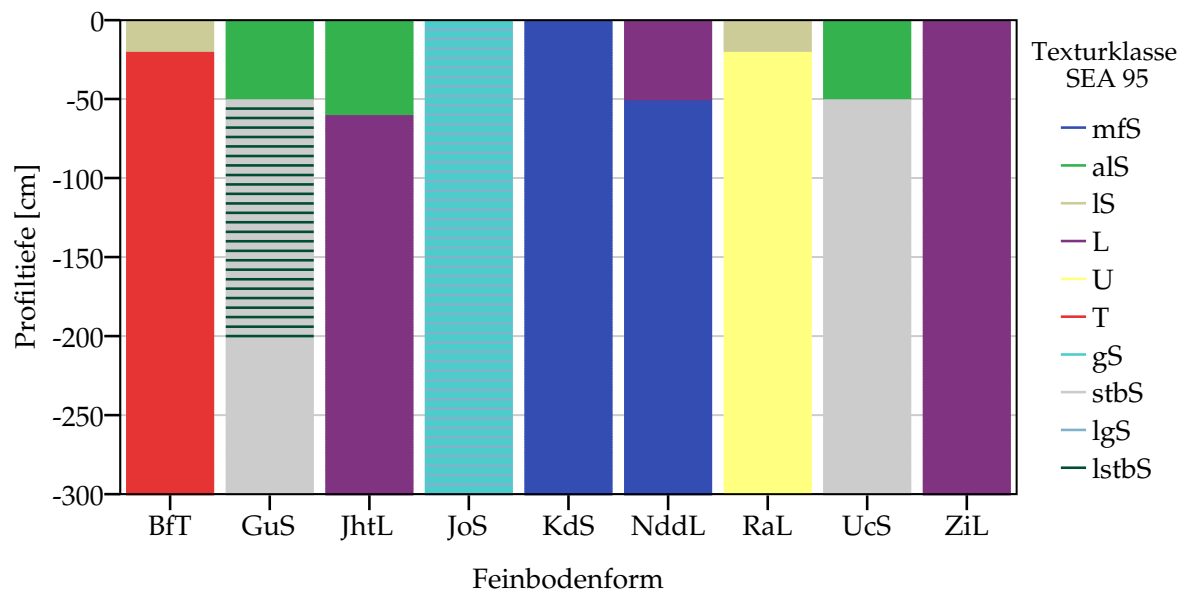


Abb. 5.7.: Tiefenprofile der Körnungsarten ausgewählter Feinbodenformen der SEA 95 (Erläuterungen im Text)

den ergänzende Angaben aus der Standortserkundungsanleitung (SCHULZE, 1996a) sowie aus ALTERMANN et al. (2008) herangezogen.

Abbildung 5.7 veranschaulicht am Beispiel der neun ausgewählten Feinbodenformen Breitenfenner Ton-Fahlerde (BfT), Gumtowers Bänderstaubsand-Braunerde (GuS), Johannsberger Tiefler-Fahlerde (JhtL), Johannsmühler Bändergrand-Ranker (JoS), Kersdorfer Sand-Ranker (KdS), Neuendorfer Deckler-Fahlerde (NddL), Rabener Schluff-Fahlerde (RaL), Uchtspringer Staubsand-Braunerde (UcS) und Zithener Kalkler-Rendzina (ZiL) die vertikale Differenzierung der Körnungsarten⁵ in den erstellten Feinbodenformenprofilen. Hinsichtlich der Bodenarten werden in den meisten Feinbodenformen zunächst lediglich ein bis zwei unterschiedliche Schichten differenziert. Bei zusätzlicher Berücksichtigung der CaCO_3 -Gehalte ergeben sich i.d.R. zwei bis drei unterschiedliche Schichten. Vertikal differenzierte Grobdengehalte finden sich vorrangig bei Feinbodenformen skelettreicher Substratfolgetypen.

In einem zweiten Schritt wurden die mittleren Tiefenspannen für die Schichtwechsel der vertikalen Kombinationsmöglichkeiten (Abb. 5.6) aus der Standortserkundungsanleitung (SCHULZE, 1996a) und Angaben in KOPP & JOCHHEIM (2002) abgeschätzt.

Zuletzt konnten die erarbeiteten Merkmalsspiegel der Feinbodenformen und Unterlagerungsformen im Datenbankmodell mittels n:m-Verknüpfung mit den Informationen zu den jeweiligen Schichtmächtigkeiten entsprechend der 10 vertikalen Kombinationstypen zusammengeführt werden.

⁵mfS = Mittel- und Feinsand, alS = anlehmiger Sand, lS = lehmiger Sand, L = Lehm, U = Schluff, T = Ton, gS = Grobsand, stbS = Staubsand, lgS = lehmiger Grobsand, lstbS = lehmiger Staubsand.

6. Regionalisierung von Kohlenstoffvorräten

Neben den vom Ausgangsmaterial bestimmten Kennwerten Textur und Grobbodengehalt sind für die hydraulischen Eigenschaften gerade der oft sandigen brandenburgischen Böden auch die Humusgehalte (z.B. RAWLS et al., 2003, 74) von größerer Bedeutung. Der Humusgehalt des Bodens wird neben dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung auch wesentlich durch die Faktoren Grundwasser, Vegetation / waldbauliche Behandlung, Klima und Relief beeinflusst. Insbesondere aufgrund des Einflusses von Grundwasser und der Vegetation ist eine im Vergleich zu den Textureigenschaften hohe zeitliche und räumliche Variation der Humusgehalte zu erwarten. Da die Humusakkumulation in den Böden in der Regel erst nach der geologischen Ablagerung der Ausgangssubstrate erfolgte, sind zudem engere Zusammenhänge zu rezenten Reliefeigenschaften zu erwarten.

Zur Vorhersage von Kohlenstoffvorräten auf Grundlage verschiedenster vorrangig aus Geländemodellen abgeleiteten, an bodenbildenden Prozessen orientierten Faktoren finden sich in der Literatur zahlreiche Arbeiten und methodische Ansätze aus nahezu sämtlichen Regionen der Welt, von denen in Tabelle 6.1 ein Ausschnitt wiedergegeben ist. In der Mehrzahl beschäftigen sich diese Arbeiten mit der Vorhersage von Kohlenstoffgehalten für einzelne konkrete Bodentiefen (Blöcke) oder Schichten. Die jeweiligen Blöcke oder Schichten müssen somit in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung möglichst passend gewählt werden, bevor die entsprechenden Vorhersagemodelle entwickelt werden können.

Solange der Kohlenstoffvorrat nur für einzelne Schichten geschätzt werden muss, können sämtliche zur Schätzung in Frage kommenden Vorhersagemodelle wie neuronale Netze, Regressionsmodelle oder Regressionsbäume unmittelbar eingesetzt werden. Sind sehr viele unterschiedliche Tiefen von Interesse, wird die Entwicklung der dann sehr zahlreichen Modelle immer aufwendiger. Zugleich ergeben sich verschiedene Probleme hinsichtlich der Widerspruchsfreiheit der Schätzungen, sobald zwei Schichten und deren Summen (Blöcke) mit separaten Modellen geschätzt werden sollen. So sind in diesem Fall stets Abweichungen zwischen den Summen der Vorhersagewerte für die einzelnen Schichten und den Vorhersagewerten des Modells für den gesamten Bodenblock zu erwarten. Werden nur Modelle für einzelne Schichten erstellt, und die Schätzwerte für den gesamten Bodenblock einfach aus den Summen der Schichten geschätzt, sind für den gesamten Bodenblock stets deutlich ungenauere Schätzwerte zu erwarten, als bei direkter Schätzung mit einem Vorhersagemodell. Nicht zuletzt müssen bei diesem Vorgehen deutlich unterschiedliche Schätzer für den Einfluss der einzelnen Prädiktoren in Kauf genommen werden, welche sich nur schwer sachlogisch interpretieren lassen. Lediglich im Fall a priori deutlich unterschiedlicher Prozesse in den gewählten Schichten, wie dies z.B. bei Humusaufgabe und Mineralboden der Fall ist (z.B. ZIRLEWAGEN & VON WILPERT, 2010, 882-886), sind bei diesem Vorgehen plausibel interpretierbare Ergebnisse zu erwarten.

Als potentielle Lösungen in diesem Kontext werden von verschiedenen Autoren Tiefenfunktionen vorgeschlagen, welche zunächst Schätzungen für variable Tiefen ermöglichen und zugleich eine effiziente Homogenisierung für unterschiedliche Schichten vorliegender Inventurdaten ermöglichen (z.B. BISHOP et al., 1999; KEMPEN et al., 2011; MALONE

Tab. 6.1.: Übersicht zur Literatur für die Regionalisierung von Kohlenstoff und organischer Bodensubstanz

Quelle	Modell	beste. Präd	weitere Präd.	Gebiet	Güte (r^2)
MOORE et al. (1993)	schrittweise lineare Regression	TWI, SPI, OST	β, K_v	Landwirtschaft, Colorado, 5,4 ha	0,48
ZIRLEWAGEN & VON WILPERT (2010)	schrittweise lineare Regression und Geostatistik	convergence index, TPI , Nd, TWI , Nadelbaumanteil	Klima, Relief, Vegetation, Geologie, Bodeneigenschaften	Mineralboden, Wald, Voralpen Tiefland	0,54
ZIRLEWAGEN & VON WILPERT (2010)	schrittweise lineare Regression und Geostatistik	Nadelbaumanteil, K_h, Nd , Hydromorphie, β	Klima, Relief, Vegetation, Geologie, Bodeneigenschaften	Humusauflage, Wald, Voralpen Tiefland	0,60
MALONE et al. (2011)	Splines, Neuronale Netze, Geostatistik,			Landwirtschaft, New South Wales, Australien	0,54
SCHRÖDER et al. (2009)	CHAID	forstliche Wuchsbezirke	Relief, Bestockung, Wuchseleistung, Bodentypen, Bodenarten, Grundwasser, nFK , Klimadaten	Wald NRW	-
ZUSHI (2006)	schrittweise lineare Regression	β, Ψ_S	$z_0, NORD, K_h, TWI$	Wald, Japan	0,50
FUCHS et al. (2010)	schrittweise lineare Regression und Geostatistik	Nd, T_a , Ton, Schluff	-	Landwirtschaftliche Fläche Deutschlands	0,33
PERRUCHOUD et al. (1999)	deterministische Modellierung (ForClim-D)	-	Klimadaten	Schweizer Alpen	-
BARITZ et al. (2006)	schrittweise lineare Regression und Geostatistik	Laub/Nadelholz, Bodentypen, Baumalter, Bodenregionen, Temperatur, geologische Straten, TWI	Relief (DGM), Klimadaten, Baumartenzusammensetzung, Baumalter, geologische Karten, Bodenkarten	Humusauflage Wald im deutschen Tiefland	0,41

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Fortsetzung von Tabelle 6.1

Quelle	Modell	beste. Präd	weitere Präd.	Gebiet	Güte (r^2)
BARITZ et al. (2006)	schrittweise lineare Regression, Geostatistik	Niederschlag, Bodentypen, Bodenregionen, Laub/Nadelholz, Geländehöhe, geologische Straten, Hydromorphiegruppen	Relief (DGM), Klimadaten, Baumartenzusammensetzung, Baumalter, geologische Karten, Bodenkarten	Mineralboden 0-30 Wald im deutschen Tiefland	0,46
GRIMM et al. (2008)	Random Forests	A_{Ezg} , $H_{i,rel}$, TWI , LS , Bodenkarte	Relief, Bodenkarte, Waldgeschichte	Wald, künstliche Insel im Panama Kanal (Barro Colorado Island)	0,06...0,23
MEERSMANS et al. (2008)	multiple lineare Regression	Grundwasserflurabstand, Tongehalt, Korngrößenverteilung,	Grundwasserflurabstand, Korngrößenverteilung, Landnutzung (Wald = eine Klasse)	Wald, Flandern (Belgien)	0,24
HENGL et al. (2007)	schrittweise lineare Regression und Geostatistik	TWI , z_0 , Vegetation	Vegetations- und Reliefkennwerte	Kroatien	0,39, 0,64
BUI et al. (2009)	Entscheidungsbaum (Cubist $\approx$ CART)	Wasserverfügbarkeit, z_0 , Geologie	Klimadaten, Relief, Landsat-Daten, geologische Karten, Landnutzung, Bodenkarten	landwirtschaftliche Flächen für ganz Australien	0,49 (topsoil) 0,36 (subsoil)
BALLABIO (2009)	SVM, CART, lineare Regression	z_0 , $\hat{S}$	Relief, geol. Karten, Landnutzung	italienische Alpen	0,61, 0,48, 0,12
COLLARD et al. (2014)	multiple lineare Regression und Entscheidungsbäume für einzelne Tiefenstufen	Landnutzung (CLC), Bodenkarten, geologische Karten	Wölbung, β , Exposition, TPI , Δz_C und weitere Reliefkennwerte	Nordwesten Frankreichs, glaziale Lockersedimente, Kreide- und Lössböden	0,17...0,52

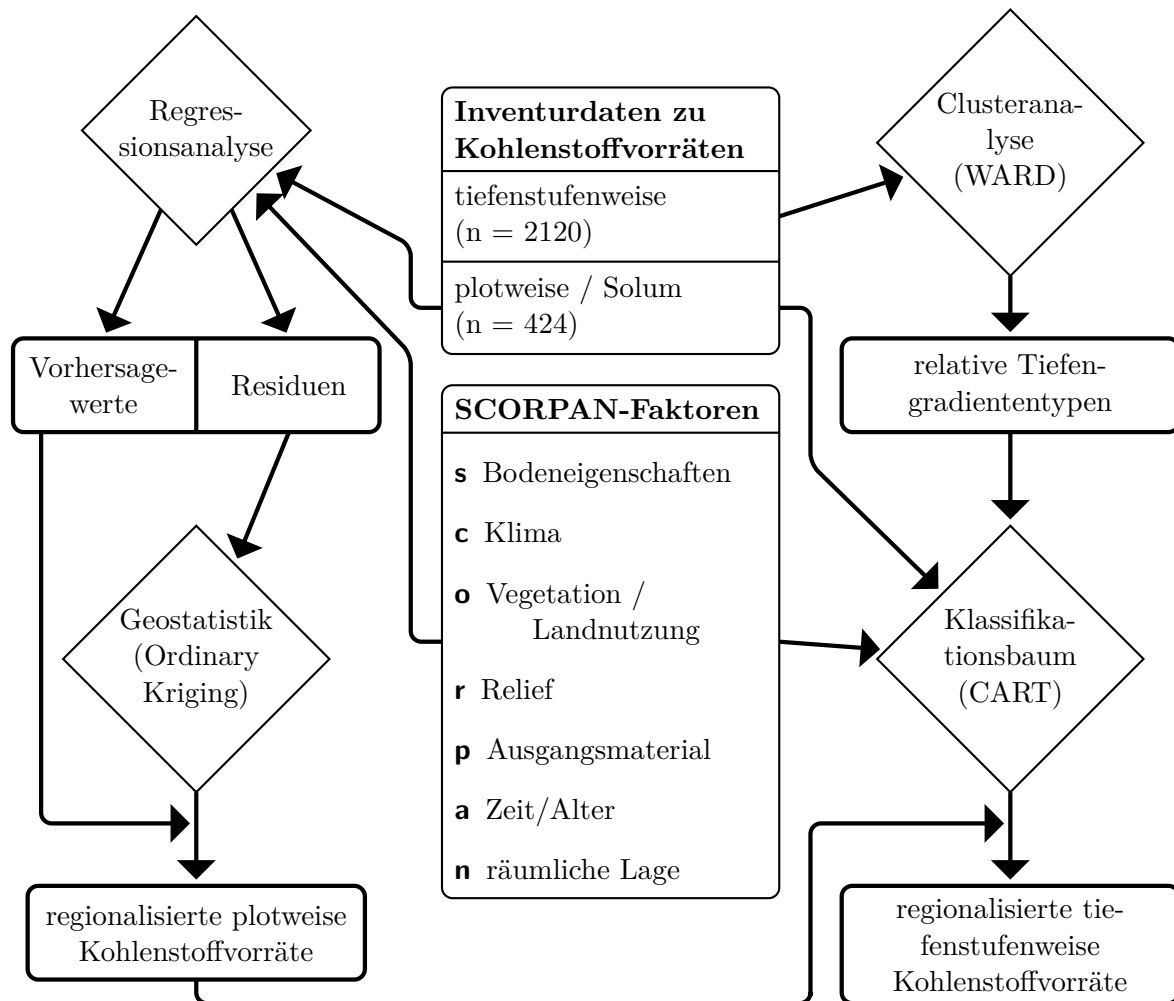


Abb. 6.1.: Konzeptioneller Einsatz der Vorhersagemodelle und Prädiktoren für die Regionalisierung plot- und tiefenstufenweiser Kohlenstoffvorräte

et al., 2009, 2011). Eine Vereinheitlichung oder weitere vertikale Disaggregation der vorliegenden Stichprobendaten war in dieser Arbeit aufgrund der einheitlichen tiefenstufenweisen Probennahme zunächst jedoch nicht erforderlich. Bei der Anwendung in der Regionalisierung werden die beschriebenen Konsistenzprobleme nicht direkt durch die unterschiedlichen Tiefenfunktionen gelöst, sondern wie bei der Vorhersage von Parametern für Spline-Funktion ggf. sogar verschärft. So regionalisierten MALONE et al. (2009) nicht die vorgeschlagenen Spline-Funktionen, sondern zuvor berechnete Schichten, für welche im Anschluss an die eigentliche Vorhersage wieder die Parameter der Spline-Funktionen berechnet wurden. In dem mehr auf Expertenwissen basierten Ansatz von KEMPEN et al. (2011)[113] werden die Parameter einer vorgeschlagenen bodentypenspezifischen Tiefenfunktion mit separaten Modellen regionalisiert und diese anschließend auf Grundlage von Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten dieser Bodentypen gewichtet gemittelt.

Für die Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte in Brandenburg wurde der Ansatz der Tiefenfunktionen nach KEMPEN et al. (2011) aufgegriffen, jedoch dahingehend modifiziert, dass keine auf Expertenwissen basierten Entscheidungen zu Bodentypen und Horizonten erforderlich waren. Zusätzlich sollten die für die horizontale und vertikale Variation verant-

wortlichen Faktoren einfacher interpretiert und identifiziert werden können. Dies konnte durch die Verwendung von relativen Tiefengradienten, Typisierung und Kombination mit konventionellen Vorhersagemodellen für einen gewählten Bodenblock erreicht werden.

Einen Überblick über die eingesetzten Methoden gibt Abbildung 6.1. Grundlegende Idee des gewählten Vorgehens war die getrennte Betrachtung von Kohlenstoffvorrat und vertikaler Verteilung. So wurden in einem ersten Schritt zunächst Regressionsmodelle zur Schätzung der Kohlenstoffvorräte im gesamten Solum¹ ermittelt (Kap. 6.1). Die verbliebene nicht erklärte Streuung (Residuen) dieser Modelle wurde dann mit geostatistischen Methoden auf räumliche Zusammenhänge überprüft. Die Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte im Solum entspricht somit dem von HENGL et al. (2007) beschriebenen regression-kriging.

Im zweiten Schritt (Kap. 6.3) wurden die Vorräte innerhalb der jeweiligen Tiefenstufen zunächst in relative Vorräte in Bezug zum Vorrat im Solum umgerechnet. Die so berechneten relativen Tiefengradienten der Kohlenstoffvorräte wurden dann mit Hilfe einer Clusteranalyse typisiert. Die Wahrscheinlichkeiten für die Zuordnung der Tiefengradiententypen zu den einzelnen Rasterzellen konnten abschließend mit Hilfe eines Klassifikationsbaums auf Grundlage der um den Kohlenstoffvorrat im Solum erweiterten scorpan-Faktoren regionalisiert werden (Kap. 6.4). Der erstellte Klassifikationsbaum erlaubt neben der Regionalisierung zugleich die Identifikation der für die vertikale Verteilung maßgeblichen Faktoren.

6.1. Regressionsanalytische Auswertung der Kohlenstoffvorräte im Solum

Für die Durchführung der Regressionsanalysen zu den Kohlenstoffvorräten wurde zunächst das Spektrum der verwendeten Prädiktoren erweitert sowie die Ausprägung bereits vorliegender Kennwerte an den Inventurpunkten überprüft und ggf. korrigiert. Den größten Bereich bildeten dabei die aus den Arbeiten zur forstlichen Standortskarte (Kap. 5) nun flächendeckend verfügbaren räumlich hochauflösenden Kennwerte zu den SCORPAN-Faktoren Bodeneigenschaften (s) und Ausgangsmaterial (p) (Kap. 3.6).

So konnten die Anteile der Kornfraktionen Sand ($S\%$...), Schluff ($U\%$...) und Ton ($T\%$...) für Tiefenstufen und Bodenblöcke sowie der von MEERSMANS et al. (2008)[10] für die Regionalisierung von organischem Kohlenstoff vorgeschlagene geometrische Mittelwert Dg der Korngrößen verwendet werden (Kap. 3.6). Ebenso konnte die Tiefe carbonathaltiger Schichten z_{CaCO_3} der forstlichen Standortskarte entnommen werden. Die aus der Standortskarte ableitbaren geologischen Serien ($KMgCaP$) zur Kennzeichnung des geologischen Alters wurden in fünf Dummy-Variablen $SERIE...$ für die Serien: I, II, III, VII, VIII überführt und ersetzten den aus der geologischen Übersichtskarte abgeleiteten Index t_{geo} . Die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte wurden indes nicht mehr für die Modellentwicklung verwendet.

Im Gegensatz zu den Vorhersagemodellen für die forstlichen Standortsformen wurden nun auch die vorliegenden Kennwerte zu den Faktoren Vegetation (o, Kap. 3.3) und räumliche Lage (n, Kap. 3.4) eingesetzt.

¹Gesamter entwickelter Boden ohne die L-Schicht (SCHROEDER & BLUM, 1992, 99); für die Stichprobendaten vereinfachend einheitlich als Of. . . 90 cm Tiefe aufgefasst.

6. Regionalisierung von Kohlenstoffvorräten

Tab. 6.2.: Datenquellen der Prädiktoren für die Vorhersage der Kohlenstoffvorräte gegliedert nach SCORPAN-Faktoren getrennt nach Modellentwicklung und Regionalisierung

Kennwerte	Entwicklung	Regionalisierung
Bodeneigenschaften (s), Bodenausgangsmaterial (p)		
<i>GB</i> ...	Inventur- u. Punktdaten	Standortskarte
<i>S</i> %..., <i>U</i> %..., <i>T</i> %..., <i>Dg</i> ...	Inventur- u. Punktdaten	Standortskarte
z_{CaCO_3}	Inventur- u. Punktdaten	Standortskarte
<i>FA</i>	Gr-Horizont (Inventur- u. Punktdaten) + Grundwasser-, Standortskarte für <i>FA</i> > 2	Grundwasser-, Standortskarte
Klima (c)		
<i>KWB</i> _{Som} , <i>KWB</i> _{Win} , <i>T</i> _a , <i>n</i> _d > 0°C, ΔT , <i>Nd</i> _a , <i>Nd</i> _{Win} , <i>Nd</i> _{Som}	RIEK et al. (2013)	RIEK et al. (2013)
Vegetation / Landnutzung (o)		
<i>BA</i> _{Laub} , <i>BA</i> _{Ki} , <i>BA</i> _{Bu} , <i>BA</i> _{Ei}	Inventur- u. Punktdaten	DSW, CORINE
Relief (r)		
Reliefkennwerte entsprechend Kap 3.1	DGM (25 m-Raster) + Lagekorrektur mit Inventur- u. Punktdaten	DGM (100 m-Raster)
Zeit (a)		
<i>SERIE</i> ...	Standortskarte	Standortskarte
<i>t</i> _{Baum} ,	Inventur- u. Punktdaten	DSW
räumliche Lage (n)		
<i>WA</i> ₂₀₀ , <i>WA</i> ₅₀₀ , <i>WA</i> ₁₀₀₀ , <i>s</i> _{Rand}	Forstgrundkarte, CORINE	Forstgrundkarte, CORINE
Detaillierte Darstellungen zu den einzelnen Datenquellen finden sich in Kapitel 2. Die einzelnen Prädiktoren sind in Kapitel 3 ausführlich dargestellt.		

Einen Überblick über die für die einzelnen SCORPAN-Faktoren jeweils eingesetzten Kennwerte sowie die jeweilige Datenherkunft getrennt nach Modellentwicklung und Regionalisierung gibt Tabelle 6.2. Soweit dies die vorliegenden Inventurdaten ermöglichten, wurde für die Modellentwicklung stets den aus Analysen und Feldansprachen im Rahmen der Inventuren erhobenen Daten der Vorzug gegeben. So wurde beispielsweise der Grundwasserflurabstand bis zur Aufschlusstiefe von 2,0 m in Anlehnung an die Empfehlungen von ARBEITSGRUPPE BODEN (2005)[311] aus der Obergrenze des bei den Geländeaufnahmen angesprochenen Gr-Horizontes abgeschätzt. Dadurch sollten anhand der Inventurpunkte möglichst ursächliche Kausalzusammenhänge ableitbar werden.

Für die umfangreichen Reliefkennwerte konnten aus den Geländeaufnahmen vorliegende Expositions-, Neigungs-, und Wölbungsklassen sowie Reliefformtypen entsprechend den Vorgaben der ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) zur Plausibilitätskontrolle genutzt werden. Dies war notwendig, da zum einen mit Unschärfen bei der Einmessung der Inventurpunkte und zum anderen auch mit Lageabweichungen des verwendeten DGM gerechnet werden musste. Für die Bestimmung der Reliefkennwerte wurden die Inventurpunkte dann auf die jeweils am besten mit den Inventurdaten übereinstimmende Zelle der 3×3 -Zellen-Matrix des 25 m-Rasters um den Inventurpunkt verschoben. Für eine weitere Verbesserung der Positionierung der Aufnahmepunkte im DGM wurden im Rahmen der Modellentwicklung in Anlehnung an GRIMM & BEHRENS (2010) die Residuen für alle neun Rasterzellen im Bereich um einen Aufnahmepunkt betrachtet und die einzelnen Punkte ggf. neu positioniert.

Als Regressionsmodell wurde die schrittweise lineare Regressionsanalyse ausgewählt. Gegenüber anderen Verfahren hatte dies den Vorteil, dass die wichtigsten Einflussgrößen sehr leicht aus der Vielzahl der vorliegenden Prädiktoren selektiert werden konnten. Als Kriterien für die Aufnahme bzw. den Ausschluss von Prädiktoren aus den Regressionmodellen im Rahmen der schrittweisen Analyse wurde ein Signifikanzniveau von 0,1 beziehungsweise 0,15 gewählt. Im Rahmen der iterativen Modellentwicklung wurde permanent die Plausibilität der aufgenommenen Prädiktoren überprüft. Sachlogisch nicht erklärbare Prädiktoren wurden entsprechend BACKHAUS et al. (2011a)[108] aus den Modellen entfernt, insbesondere dann, wenn das Vorzeichen der Regressionskoeffizienten nicht mit den Erwartungen vereinbart werden konnte.

Insgesamt wurden zwei separate Regressionsmodelle für die terrestrischen und die einem stärkeren Grundwassereinfluss unterliegenden Standorte entwickelt. So wurde davon ausgegangen, dass auf diesen beiden Standortgruppen ausgesprochen unterschiedliche Prozesse für die Ausprägung der Kohlenstoffvorräte verantwortlich sind. Zugleich konnte somit vermieden werden, dass sehr tiefe Flurabstände nicht zu verzerrten Vorhersagen auf den grundwasserfernen Standorten führen. Zur Vermeidung von Sprüngen zwischen beiden Teilmodellen und zur Gewährleistung einer ausreichenden Fallzahl wurde das Modell für die grundwasserfernen Standorte zunächst für Flurabstände bis 3,0 m entwickelt, jedoch nur für Flurabstände bis 2,0 m angewendet. Das gewählte Vorgehen folgt somit dem von ZIRLEWAGEN & WILPERT (2011)[76] vorgeschlagenen regional stratifizierten Vorgehen, mit dem Unterschied, dass keine Wuchsgebiete, sondern der Schwellenwert des Flurabstandes zur Trennung der Regionen verwendet wurde. Alle Regressionsanalysen konnten komfortabel mit der REGRESSION-Prozedur in SPSS (SPSS, 2007) ausgeführt werden.

In Tabelle 6.3 sind die Regressionskoeffizienten b_j sowie die standardisierten Koeffizienten $\hat{b}_j$ für die in die Modelle aufgenommenen Prädiktoren X_j wiedergegeben. Im Rahmen der durchgeführten t-Statistik wurden die Standardfehler s_{b_j} der Regressionskoeffizienten, die empirischen t-Werte t_j , die Signifikanzniveaus α_j sowie die oberen $(b_j + t_{95}s_{b_j})$ und unteren $(b_j - t_{95}s_{b_j})$ Grenzen der 95 %-Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten berechnet. Zur Einschätzung der in den Modellen bestehenden Multikollinearität, welche insbesondere in Bezug auf die Reliefkennwerte nicht immer auszuschließen war, wurde ergänzend die Toleranz T_j der Prädiktoren angegeben.

Die Wirkungsrichtung der einzelnen Prädiktoren auf den Kohlenstoffvorrat lässt sich anhand der Vorzeichen der Regressionskoeffizienten b_j nachvollziehen. Demnach nimmt der Kohlenstoffvorrat auf den grundwasserfernen Standorten mit zunehmend niedrigen

Tab. 6.3.: Standardisierte ($\hat{b}_j$) und nicht standardisierte Regressionskoeffizienten (b_j) sowie zugehörige statistische Kennwerte der Regressionsmodelle zur Schätzung der Kohlenstoffvorräte (Humusauflage bis 90 cm Mineralbodentiefe)

Teilmodell für die grundwasserfernen Standorte ($FA > 200$ cm)								
X_j	b_j	s_{b_j}	$\hat{b}_j$	t_j	α_j	$b_j - t_{95}s_{b_j}$	$b_j + t_{95}s_{b_j}$	T_j
b_0	120171,553	23687,729		5,073	0,000	73589,574	166753,532	
$Hi_{rel}(ks)$	21833,983	3433,882	0,316	6,358	0,000	15081,245	28586,720	0,489
z_{CaCO_3}	56,971	6,384	0,354	8,923	0,000	44,416	69,526	0,768
$\hat{S}$	-83,837	11,125	-0,267	-7,536	0,000	-105,714	-61,960	0,962
β_{Ezg}	3523,879	351,225	0,452	10,033	0,000	2833,195	4214,564	0,596
SPI	-724,272	102,116	-0,281	-7,093	0,000	-925,084	-523,460	0,771
Nd_{Win}	350,321	61,723	0,207	5,676	0,000	228,942	471,700	0,907
$s_{TL}(ks)$	-157,999	32,076	-0,247	-4,926	0,000	-221,076	-94,922	0,482
$GB_{0...90}$	-986,206	229,538	-0,157	-4,296	0,000	-1437,593	-534,819	0,906
$OST\beta$	1385,928	330,355	0,165	4,195	0,000	736,285	2035,571	0,781
BA_{Laub}	-65,345	21,793	-0,126	-2,999	0,003	-108,200	-22,490	0,685
$SERIE_I$	4550,659	2083,234	0,092	2,184	0,030	453,973	8647,344	0,674
Teilmodell für die durch Grundwasser beeinflussten Standorte ($FA \leq 300$ cm)								
X_j	b_j	s_{b_j}	$\hat{b}_j$	t_j	α_j	$b_j - t_{95}s_{b_j}$	$b_j + t_{95}s_{b_j}$	T_j
b_0	467508,956	46026,281		10,157	0,000	376026,739	558991,173	
$\ln(FA)$	-74129,674	9063,024	-0,613	-8,179	0,000	-92143,415	-56115,933	0,957
A_{Ezg}	0,718	0,158	0,342	4,541	0,000	0,404	1,033	0,950
z_{CaCO_3}	68,062	33,571	0,154	2,027	0,046	1,336	134,789	0,937
$MBI(gs)$	-356426,489	196452,978	-0,135	-1,814	0,073	-746898,055	34045,078	0,975

Hangpositionen $Hi_{rel}(ks)$ sowie zunehmender Nähe zu Tiefenbereichen $s_{TL}(ks)$ zu. Dies erscheint plausibel, da für diese Standorte laterale Einträge an organischer Substanz durch Umlagerungsprozesse am Hang oder Überflutungen im Bereich der Tiefenlinie immer wahrscheinlicher werden. Analog lässt sich auch die Zunahme der Kohlenstoffvorräte mit zunehmender Neigung des Einzugsgebiets β_{Ezg} erklären. So bedingt ein höherer Abtrag im Einzugsgebiet einen größeren Eintrag am jeweiligen Standort. Dagegen werden im Modell erwartungsgemäß mit zunehmendem Erosionspotential SPI eines Standorts geringere Kohlenstoffvorräte abgebildet.

Im Gegensatz zu diesen fluviatilen Umlagerungen kann der Reliefkennwert $OST\beta$ eher als Indikator für Akkumulation organischer Substanz in windgeschützten (nach Osten exponierten) und Verblasungen aus nach Westen exponierten Standorten aufgefasst werden.

Der Koeffizient für z_{CaCO_3} deutet darauf hin, dass auf saureren, tief entkalkten Standorten in Folge der dort langsamer ablaufenden Mineralisierung mehr organische Substanz akkumuliert wird. Anhand der Bedingungen für die Mineralisierung kann auch die Abnahme der Kohlenstoffvorräte mit zunehmender Sonneneinstrahlung ($\hat{S}$) erklärt werden.

So wird mit zunehmender Besonnung des Waldbodens die Mineralisierung angeregt und der Kohlenstoffvorrat entsprechend reduziert.

In Zusammenhang mit vertikalen Stoffverlagerungsprozessen kann die Zunahme der Kohlenstoffvorräte mit dem Winterniederschlag Nd_{Win} interpretiert werden. So ist die vertikale Verlagerung organischer Substanz im Zusammenhang mit dem Prozess der Podsolierung neben einem sauren Bodenmilieu maßgeblich von ausreichenden Sickerraten abhängig, welche wiederum stark von der Höhe des Niederschlags im Winterhalbjahr abhängig sind.

Anhand der abnehmenden Kohlenstoffvorräte mit zunehmendem Grobbodenanteil $GB_{0...90}$ wird deutlich, dass der Vorrat der im Porenraum der mineralischen Bodenpartikel festgelegten organischen Substanz bei abnehmendem Porenvolumen offenbar nicht einfach durch entsprechend höhere Konzentrationen ausgeglichen wird.

Die geringeren Kohlenstoffvorräte bei zunehmendem Anteil an Laubbäumen an der Bestockung (BA_{Laub}) können zum einen auf Grundlage der wesentlich geringeren Anfälligkeit von Nadelholzbeständen gegenüber Verhagerung durch Verblasung der Streu erklärt werden. Zum anderen kann dies darauf hindeuten, dass die Kohlenstoffvorräte in den unter Nadelholzbeständen i.d.R. mächtigeren Humusaufgaben nicht im selben Umfang in den Horizonten des Mineralbodens unter Laubholzbestockung festgelegt werden können (Vgl. hierzu auch Kap. 6.4.1).

Die höheren Kohlenstoffvorräte auf den jungpleistozänen Sedimenten der *SERIE*_I erscheinen aufgrund der besseren Nährstoffausstattung dieser Standorte und damit potentiell höheren Biomasseproduktion ebenfalls plausibel.

Im Bereich der grundwasserbeeinflussten Standorte nehmen die Kohlenstoffvorräte erwartungsgemäß mit geringerem Flurabstand und entsprechend geringerer Mineralisierung im feuchteren Milieu zu. Um den nichtlinearen Zusammenhang zwischen Grundwasserflurabstand und Kohlenstoffvorrat besser im Modell abbilden zu können, wurden verschiedene Transformationen getestet. Die beste Anpassung konnte dabei mit einer logarithmischen Umformung erreicht werden (Abb. 6.2d). Mit zunehmender Größe des Einzugsgebiets A_{Ezg} zeigen sich ebenfalls zunehmende Kohlenstoffvorräte. Da mit zunehmender Größe des Einzugsgebiets auch von stabileren Grundwasserverhältnissen, insbesondere geringeren Absenkungen zum Ende der Vegetationsperiode, ausgegangen werden kann, können für diese Standorte ebenfalls vergleichsweise niedrigere Mineralisationsraten unterstellt werden. Analog zum Einfluss auf den grundwasserfreien Standorten kann der Einfluss von z_{CaCO_3} ebenfalls wieder einer geringeren Umsetzung auf den saureren Standorten zugeordnet werden. Die Abnahme der Kohlenstoffvorräte mit zunehmendem Massenbilanzindex stimmt mit dem für hohe Werte von $MBI(g_s)$ anzunehmendem höheren Massenverlust durch horizontale Verlagerungsprozesse überein.

Anhand der Beträge der standardisierten Regressionskoeffizienten $\hat{b}_j$ lässt sich die Wichtigkeit der Prädiktoren in den einzelnen Modellen nachvollziehen. Bei der Interpretation muss jedoch berücksichtigt werden, dass im Bereich der grundwasserfernen Standorte für einzelne Prädiktoren geringe Toleranzen T_j auftreten, welche eine nicht zu vernachlässigende Multikollinearität anzeigen. Somit ist die Zuordnung der Erklärungsanteile zu den einzelnen Prädiktoren mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Die Prädiktoren wurden trotzdem im Modell belassen, um möglichst alle relevanten Prozesse im Modell abbilden zu können. Im Modell für die grundwasserfernen Standorte hat Multikollinearität dagegen nur eine untergeordnete Bedeutung.

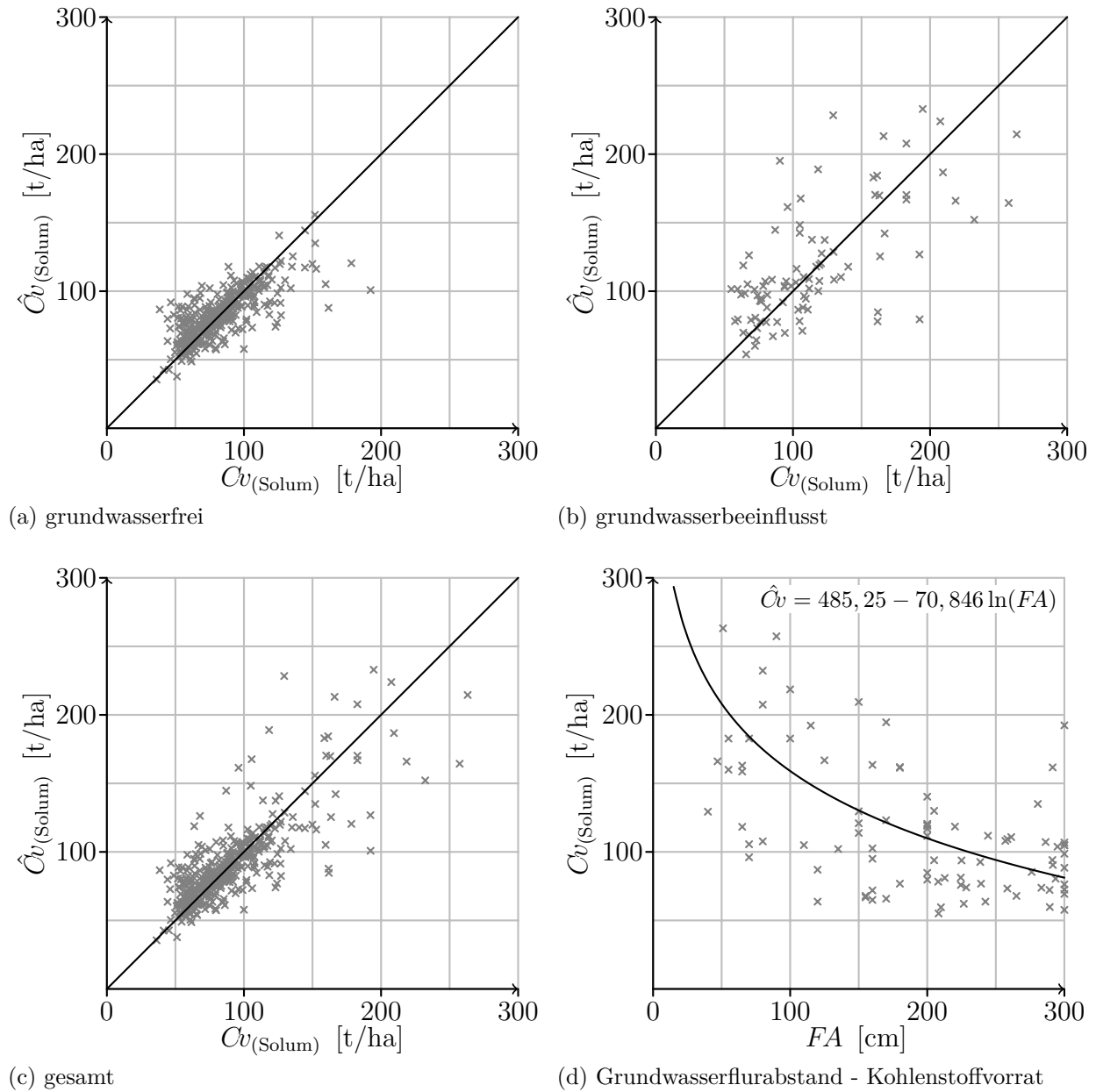


Abb. 6.2.: Transformationen zur Linearisierung nicht linearer Zusammenhänge und Gegenüberstellung von Vorhersage- und Messwerten der Modelle zur Schätzung der Kohlenstoffvorräte

Im Bereich der grundwasserfernen Standorte besitzen demnach der Reliefkennwert β_{Ezg} und die Bodeneigenschaft z_{CaCO_3} den größten Einfluss auf die Vorhersagen. Mit einigem Abstand folgen die Reliefkennwerte $H_{\text{rel}}(ks)$, L , $\hat{S}$, und $s_{\text{TL}}(ks)$. Die verbleibenden Relief-, Klima- und Bodenkennwerte nehmen eine einheitlich eher geringe Bedeutung ein, sodass Reliefkennwerte den insgesamt höchsten Einfluss im Regressionsmodell besitzen.

Dagegen dominiert im Modell für die grundwasserbeeinflussten Standorte erwartungsgemäß der Grundwasserflurabstand FA . Von den beiden aufgenommenen Reliefkennwerten sticht lediglich die Einzugsgebietsgröße A_{Ezg} hervor, während der Massenbilanzindex

Tab. 6.4.: Globale Gütemaße der Teilmodelle und entsprechende Abschätzung für das Gesamtmodell zur Schätzung der Kohlenstoffvorräte (Aufl... 90 cm)

Modell	N	J	r^2	r_{korr}^2	s_e	s_{Cv}	F_{emp}	α
Grundwasser	92	4	0,532	0,510	46,016	65,753	24,700	0,000
terrestrisch	376	11	0,560	0,547	15,962	23,714	42,143	0,000
gesamt	424	15	0,632	0,618	20,236	33,011	46,713	0,000

$MBI(gs)$ zusammen mit der Tiefe der Carbonatgrenze z_{CaCO_3} nur eine geringe Bedeutung im Modell besitzt.

Insgesamt wurden, wenn auch mit teils sehr unterschiedlicher Häufigkeit und Bedeutung in den Modellen, somit Prädiktoren aus dem Bereich nahezu aller scorpan-Faktoren aufgenommen. Lediglich die Indexwerte zur Kennzeichnung der räumlichen Lage (Kap. 3.4), welche ursprünglich mit dem Ziel der indirekten Abbildung von Randeffekten sowie der Nutzungsgeschichte erstellt wurden, finden sich in keinem der beiden Modelle wieder. Dies deutet darauf hin, dass Randeffekte sowie die forstliche Nutzungsgeschichte eher von untergeordneter Bedeutung für die Höhe der Kohlenstoffvorräte sind.

Die auf Grundlage der t-Statistik berechneten Irrtumswahrscheinlichkeiten α_j sind für die Mehrzahl der Prädiktoren sehr gering. Lediglich für die Kennwerte z_{CaCO_3} und $MBI(gs)$ können höhere Werte beobachtet werden. Hervorzuheben ist auch, dass mit Ausnahme des $MBI(gs)$ innerhalb der 95 %-Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten ($b_j - t_{95}s_{b_j} \dots b_j + t_{95}s_{b_j}$) keine Vorzeichenwechsel und somit keine Änderung in der Wirkungsrichtung der eingebrachten Prädiktoren auftreten. Die von den Modellen beschriebenen Zusammenhänge können somit als sehr gut abgesichert aufgefasst werden.

Tabelle 6.4 sowie die Abbildungen 6.2a, 6.2b und 6.2c veranschaulichen die mit den Modellen erreichbaren Vorhersagegenauigkeiten. Die erreichten Bestimmtheitsmaße liegen in einem Größenbereich, welcher auch in der Mehrzahl anderer Arbeiten (vgl. 6.1) erreicht wurde. Zugleich sind alle Modelle mit sehr geringen, auf Grundlage der F-Statistik berechneten Irrtumswahrscheinlichkeiten α hoch signifikant. Die entwickelten Regressionsmodelle erfüllen zudem auch die Empfehlungen zur Vermeidung von Überanpassung von Modellen im Rahmen von regression-kriging nach HENGL et al. (2007)[1312], welche Fallzahlen $N \geq 50$ und stets mehr als 10 Fälle je aufgenommenen Prädiktor J vorschlagen.

Die Streudiagramme (Abb. 6.2a, 6.2b) und die Standardabweichungen der Residuen s_e verdeutlichen die insgesamt höheren Fehler im Bereich der grundwasserbeeinflussten Standorte. Die höheren Fehler auf diesen Standorten entstehen unabhängig von den nahezu identischen Bestimmtheitsmaßen r^2 , und korrigierten Bestimmtheitsmaßen r_{korr}^2 aufgrund der dort insgesamt größeren Variabilität der Kohlenstoffvorräte.

Des Weiteren lassen die Streudiagramme keine extremen Ausreißer oder systematische Abweichungen im Bereich hoher oder niedriger Kohlenstoffvorräte erkennen, sodass von einer weitgehend unverzerrten Anpassung der Modelle ausgegangen werden kann. Lediglich bei gemeinsamer Betrachtung beider Modelle (Abb. 6.2c) kann ein gewisses Maß an Heteroskedastizität beobachtet werden. Aufgrund der separaten Schätzung der Modelle wirkt sich diese im konkreten Fall jedoch nicht negativ auf die Schätzung der Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten aus (vgl. BACKHAUS et al., 2011a, 90).

6.2. Geostatistische Auswertungen der Kohlenstoffvorräte im Solum

Entsprechend den Empfehlungen von MCBRATNEY et al. (2003) zur Berücksichtigung der räumlichen Lage als Faktor im Rahmen des scorpan-modelling wurden die Residuen e_{Reg} aus der regressionsanalytischen Auswertung (Kap.6.1) zusätzlich mit geostatistischen Methoden ausgewertet. Primäres Ziel dieser Auswertung war es, von der räumlichen Lage der Stichprobenpunkte abhängige Unterschiede der Kohlenstoffvorräte, welche sich (noch) nicht durch deterministische Prädiktoren beschreiben lassen, aufzudecken. Gegebenenfalls können diese Zusammenhänge dann zur Verbesserung der Schätzungen eingesetzt werden.

Für die Berechnung der empirischen Semivariogramme und Autokorrelogramme der unregelmäßig und zweidimensional angeordneten Stichprobenpunkte mussten nach der Berechnung aller 89676² Entfernungen zwischen den 424 Stichprobenpunkten auf Grundlage des Satzes des Pythagoras, diese zunächst zu lag-Klassen h zusammengefasst werden. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf die Wahl einer geeigneten Intervallbreite gelegt, da sich diese auf das Variogramm auswirkt (WEBSTER & OLIVER, 2007, 70). Dafür wurde entsprechend der Empfehlung von WEBSTER & OLIVER (2007)[70] zunächst der arithmetische Mittelwert aus den 424 Entfernungen zwischen jedem Inventurpunkt und seinem nächsten Nachbarn berechnet. Aus Gründen der praktischen Handhabbarkeit wurde die mittlere Entfernung zwischen den nächsten Nachbarn von 3,684 km auf 4,0 km aufgerundet, sodass die Variogramme für Klassen von: „ 2 km $\pm$ 2 km, 6 km $\pm$ 2 km, ... “ berechnet wurden.

In einem ersten Schritt wurden die empirischen Autokorrelationskoeffizienten $\rho(h)$ entsprechend WEBSTER & OLIVER (2007)[76] für die Abstandsklassen h berechnet (Gleichung 6.1).

$$\rho(h) = \frac{\frac{1}{m(h)} \sum_{i=1}^{m(h)} [z(x_i) - \bar{z}(x_i)] [z(x_i + h) - \bar{z}(x_i + h)]}{s_{z(x_i)} s_{z(x_i+h)}} \quad (6.1)$$

Da alle Betrachtungen unter der Annahme von Isotropie durchgeführt wurden, konnte der Abstandsvektor $\mathbf{h}$ vereinfachend als Entfernung zwischen den Stichprobenpunkten bzw. Abstandsklasse h aufgefasst werden. Die beobachteten Residuen aus der regressionsanalytischen Auswertung e_{Reg} entsprechen hier den Beobachtungswerten z an den Stichprobenpunkten x_i . Die Beobachtungswerte $z(x_i)$ und $z(x_i + h)$ bilden somit die Wertepaare innerhalb der Abstandsklassen h mit den zugehörigen Mittelwerten $\bar{z}(\dots)$ und Standardabweichungen $s_{z(\dots)}$. Die Anzahl der Beobachtungen $m(h)$ innerhalb einer Abstandsklasse betrug in allen 51 Abstandsklassen im Mittel 1752. Weniger als 1000 Beobachtungen $m(h)$ traten nur in den hohen Abstandsklassen $> h_{150 \text{ km}}$ auf³.

Die berechneten Werte für $\rho(h)$ sind in Abbildung 6.3a über den Abstandsklassen h aufgetragen. Das Autokorrelogramm zeigt ein abruptes Absinken von $\rho(h)$ zwischen den Abstandsklassen $h = 0$ und $h = 2$. Für alle Abstandsklassen $h \geq 2 \text{ km}$ streuen die Werte in einem engen Bereich um null. Die Berechnung der Autokorrelationslänge λ nach NIELSEN & WENDROTH (2003)[33] entsprechend Gleichung 6.2 strebt aufgrund der zahlreichen

²Die Anzahl der Entfernungen n_E zwischen allen Punkten ergibt sich auf Grundlage des „kleinen Gauß“ entsprechend $n_E = \frac{n^2+n}{2} - n$ aus der Anzahl der Stichprobenpunkte n .

³ $m(h_{0 \text{ km}})$ entspricht nur der Anzahl der Stichprobenpunkte von 424, ist jedoch kaum von Bedeutung, da die Semivarianz und Autokorrelation für diese Klasse definitionsgemäß 0 und 1 betragen...

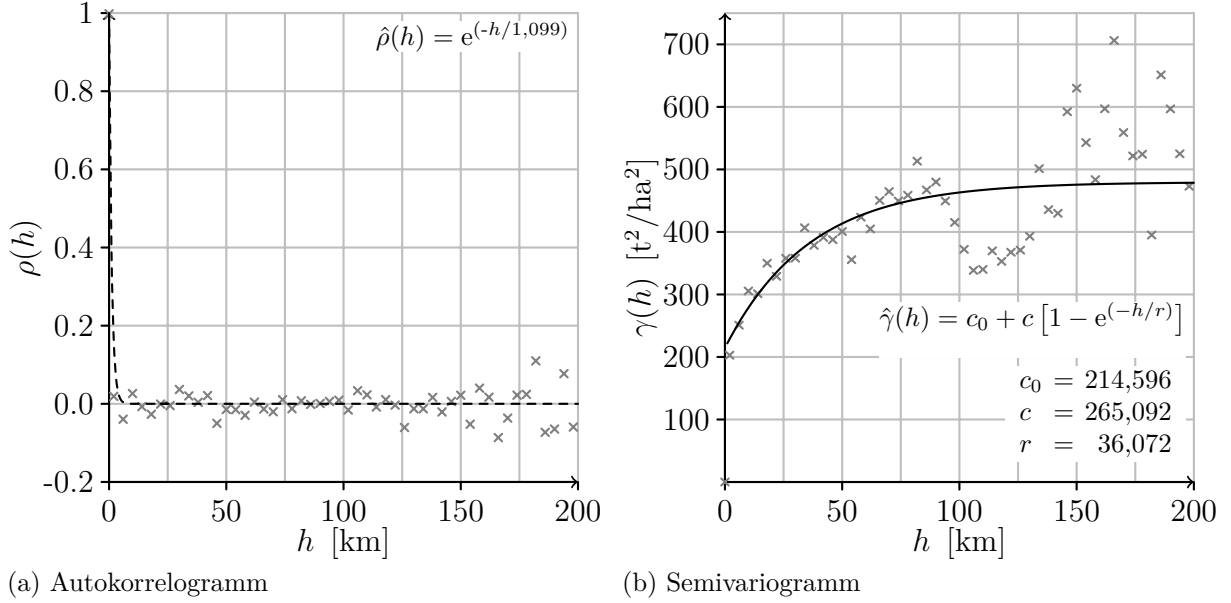


Abb. 6.3.: Empirisches und modelliertes Semivariogramm sowie Autokorrelogramm der Residuen aus den Regressionsmodellen zur Vorhersage der Kohlenstoffvorräte

negativen Beobachtungswerte von $\rho(h)$ für Autokorrelationslängen nahe null gegen den Grenzwert -0,146, wodurch sich keine Autokorrelationslänge berechnen lässt.

$$\sum_{n=1}^{i=1} [\rho_i(0) - e^{(-h/\lambda)}] = 0 \quad (6.2)$$

Werden alle $\rho(h) < 0$ durch $\rho(h) = 0$ ersetzt, ergibt sich ein $\lambda = 1,099$ km, welches nur geringfügig größer als die kleinste Abstandsklasse h ist. Die entsprechende Autokorrelationsfunktion $\hat{\rho}(h)$ ist in Abbildung 6.3a dargestellt.

Insgesamt deuten diese Beobachtungen auf eine eher geringe Bedeutung von Autokorrelation auf der betrachteten Skalenebene hin. Zugleich können diese Ergebnisse als ein Indiz dafür aufgefasst werden, dass die wesentlichen Einflussgrößen für die großräumige Variation der Kohlenstoffvorräte bei der regressionsanalytischen Auswertung zumindest indirekt erfasst wurden. Dieses Ergebnis zeigt eine hohe Übereinstimmung mit den Beobachtungen von ZIRLEWAGEN & VON WILPERT (2010)[883] im Zusammenhang mit der Vorhersage von Kohlenstoffvorräten für Waldböden in Baden-Württemberg. So zeigen sich auch dort, nach der regressionsanalytischen Regionalisierung für die Residuen, nur sehr geringe Autokorrelationskoeffizienten.

In einem zweiten Schritt wurden die Semivarianzen ausgewertet. Dafür wurden zunächst die empirischen Semivarianzen $\gamma(h)$ für die einzelnen Abstandsklassen h nach WEBSTER & OLIVER (2007)[68] berechnet (Gleichung 6.3).

$$\gamma(h) = \frac{1}{2m(h)} \sum_{i=1}^{m(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (6.3)$$

Das empirische Semivariogramm (Abb. 6.3b) zeigt zunächst eine kontinuierliche Zunahme der Varianz mit den Abstandsklassen im Bereich zwischen 2 km und 100 km. Für die

höheren Abstandsklassen zwischen 100...150 km zeigt sich ein deutlicher „hole-effect“, welcher als Indikator für eine räumliche Variation auf mehreren Skalenebenen, welche von der Stichprobendichte nur unzureichend erfasst werden, aufgefasst werden kann (NIELSEN & WENDROTH, 2003, 107).

Eventuell kann diese periodische Schwankung der Semivarianzen in Zusammenhang mit den in Brandenburg periodisch angeordneten eiszeitlichen Bildungen gesehen werden (vgl. z.B. LIPPSTREU et al., 1995; LGRB, 1997). So wiederholen sich die Hauptelemente der glazialen Serie aufeinanderfolgender Kaltzeiten etwa in diesem Entfernungsbereich (vgl. Abstand Frankfurter Gürtel...Saale-Gürtel!). Zugleich konnten mit Elementen der glaziale Serie verbundene Variablen nur eher geringe Berücksichtigung bei der schrittweisen Aufnahme von Variablen in die Regressionsmodelle finden. So wurden nur die Variablen $GB_{0...90}$ und z_{CaCO_3} , jedoch keine Prädiktoren zur Kennzeichnung der Textur des Feinbodens aufgenommen.

Bei der Auswahl eines geeigneten Variogrammodells wurde, ausgehend von der Zielstellung, das Modell zur Verbesserung der Vorhersage der Kohlenstoffvorräte aufgrund räumlicher Ähnlichkeiten zu benachbarten Stichprobenpunkten zu nutzen, die beobachtete Periodizität vernachlässigt. So erscheint es wenig zweckmäßig für die Vorhersage von Kohlenstoffgehalten, sehr weit entfernte Stichprobenpunkte stärker zu gewichten, weil diese wieder in einem geologisch ähnlicheren Gebiet liegen. So weisen auch WEBSTER & OLIVER (2007)[99] darauf hin, dass ein Variogrammodell mit dem bestehenden Wissen zur Ausprägung der Variable vereinbar sein muss und insbesondere periodische Variogramfunktionen nur in sachlogisch begründeten Fällen angewendet werden sollten.

Für die Anpassung eines geeigneten Variogrammodells mittels der NLR-Prozedur in SPSS wurden somit nur die Semivarianzen im Bereich $> 0 \text{ km} \dots < 100 \text{ km}$ berücksichtigt. Im Ergebnis konnte durch die Kombination der etablierten exponentiellen Variogramfunktion mit dem Nugget-Modell eine sehr gute Anpassung ($r^2 = 0,874$) an die beobachteten Varianzen erzielt werden (vgl. Abb. 6.3b). Entsprechend der ermittelten Parameter sind die Residuen e_{Reg} erst ab Entfernungen von ca. 100 km ($3r$) räumlich voneinander unabhängig, sobald annähernd der obere Grundwert der Varianz c erreicht wird. Zugleich entfällt beinahe die Hälfte der Varianz auf die Nugget-Varianz c_0 , welche nicht erklärte Variabilität innerhalb der kleinsten Abstandsklasse und Messfehler zum Ausdruck bringt (NIELSEN & WENDROTH, 2003, 95).

Um zu prüfen, in wie weit die anhand des Semivariogramms ermittelten räumlichen Abhängigkeiten geeignet sind, die Schätzungen der Kohlenstoffvorräte zu verbessern, wurde die ermittelte Variogramfunktion $\hat{\gamma}(h)$ (Abb. 6.3b) genutzt, um die Residuen e_{Reg} mittels Ordinary (Punkt) Kriging nach (WEBSTER & OLIVER, 2007, 155-159) vorherzusagen. Die Gewichte λ_i zur Berechnung des Schätzwerts $\hat{Z}$ für den Punkt x_0 entsprechend Gleichung 6.4 aus allen anderen Beobachtungen $z(x_i)$, wurden entsprechend Gleichung 6.5 berechnet.

$$\hat{Z}(x_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i z(x_i) \quad (6.4)$$

Die Elemente der Matrix $\mathbf{A}$ und des Vektor $\mathbf{b}$ entsprechen den anhand der angepassten Variogramfunktion $\hat{\gamma}(h)$ berechneten Semivarianzen für die Entfernungen h zwischen

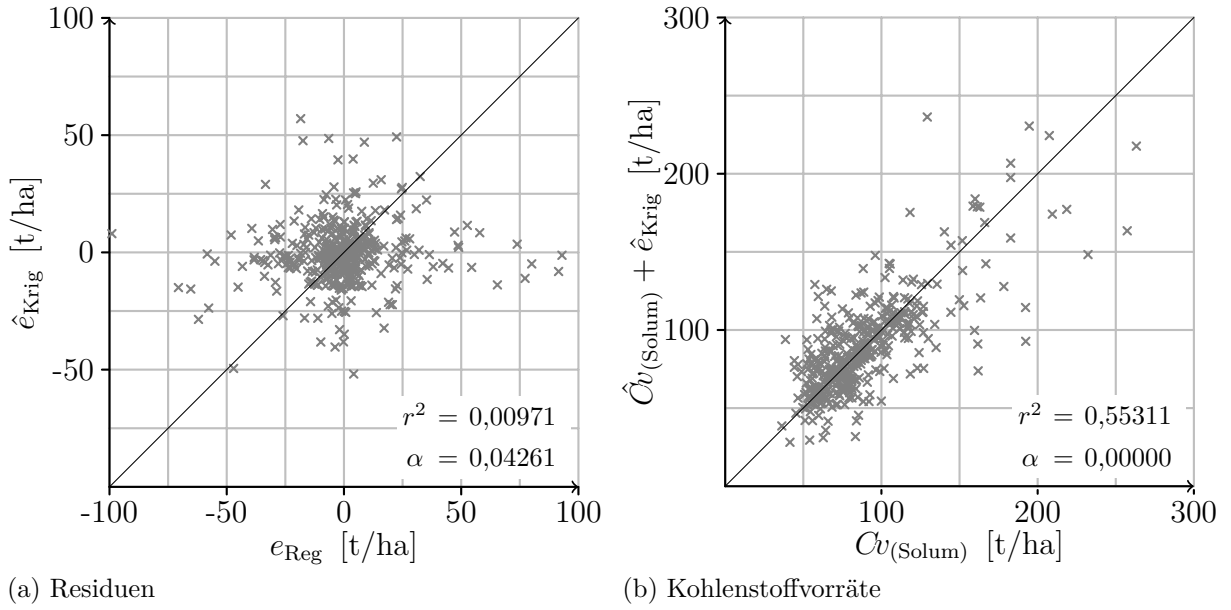


Abb. 6.4.: Vergleich von beobachteten und per Kriging vorhergesagten Residuen und Gegenüberstellung der beobachteten Kohlenstoffvorräte mit den per Kriging korrigierten Vorhersagewerten

den Paaren der Stichprobenpunkte $(x_1, \dots, x_N)$. Der Vektor λ besteht aus den Gewichten λ_i und dem Lagrange-Multiplikator⁴.

$$\lambda = A^{-1}b \text{ mit:} \quad (6.5)$$

$$A = \begin{bmatrix} \hat{\gamma}(x_1, x_1) & \hat{\gamma}(x_1, x_2) & \dots & \hat{\gamma}(x_1, x_N) & 1 \\ \hat{\gamma}(x_2, x_1) & \hat{\gamma}(x_2, x_2) & \dots & \hat{\gamma}(x_2, x_N) & 1 \\ \vdots & \vdots & \dots & \vdots & \vdots \\ \hat{\gamma}(x_N, x_1) & \hat{\gamma}(x_N, x_2) & \dots & \hat{\gamma}(x_N, x_N) & 1 \\ 1 & 1 & \dots & 1 & 0 \end{bmatrix}, \quad b = \begin{bmatrix} \hat{\gamma}(x_1, x_0) \\ \hat{\gamma}(x_2, x_0) \\ \vdots \\ \hat{\gamma}(x_N, x_0) \\ 1 \end{bmatrix}$$

Die Abschätzung der damit erreichbaren Verbesserungen wurde entsprechend den Empfehlungen von WEBSTER & OLIVER (2007)[191-194] und NIELSEN & WENDROTH (2003)[149-153] mittels Leave-One-Out-Kreuzvalidierung vorgenommen. Dabei wurde für jeden Punkt x_i entsprechend den Gleichungen 6.4 und 6.5 ein Schätzwert $\hat{e}_{Krig}$ aus allen anderen Stichprobenpunkten berechnet. Die so ermittelten Schätzwerte sind in Abbildung 6.4a den nach der linearen Regressionsanalyse beobachteten Residuen e_{Reg} gegenübergestellt. Demnach ist der Zusammenhang zwischen Schätz- und Beobachtungswerten mit einem Korrelationskoeffizienten nach Pearson von 0,097683 sehr gering, jedoch signifikant positiv ($\alpha = 0,044$).

Werden die per Kriging ermittelten Residuen zur Verbesserung der Schätzwerte für die Kohlenstoffvorräte Cv_{Solum} mit diesen addiert, ergibt sich entsprechend Abbildung 6.4b

⁴Entspricht zugleich dem absoluten Glied bei der Schätzung der Kriging-Varianz und wird für die Berücksichtigung der Nebenbedingung $\sum_{i=1}^N \lambda_i = 1$ bei der Optimierung der Gewichte benötigt (wurde für die Auswertungen jedoch nicht weiter verwendet).

im Vergleich zur alleinigen Schätzung auf Grundlage der Regressionsmodelle eine leichte Verschlechterung der Vorhersageeigenschaften (vgl. Kap. 6.1). Analog zu den Auswertungen anhand des Autokorrelogramms deutet dies darauf hin, dass der überwiegende Teil der Varianz bereits durch die Regressionsmodelle erklärt wird. Die Berücksichtigung der geostatistischen Schätzwerte in den Regionalisierungsmodellen erscheint somit nicht notwendig. Dies bietet zugleich große Vorteile für den Einsatz der Modelle für szenarische Schätzungen unter sich verändernden bodenbildenden Faktoren.

Allerdings stehen diese Beobachtungen in einem gewissen Gegensatz zu anderen Arbeiten. So beschreiben MALONE et al. (2009)[141] für die Regionalisierung der oft im engen Zusammenhang mit den Kohlenstoffgehalten stehenden nutzbaren Feldkapazität eine geringe Verbesserung der Vorhersageeigenschaften, wenn die per Kriging vorhergesagten Residuen zusätzlich berücksichtigt werden. Insgesamt lagen die von MALONE et al. (2009) erreichten Vorhersagegenauigkeiten jedoch auf einem deutlich niedrigeren Niveau ($r^2 = 0,1 \dots 0,29$). Auch HENGL et al. (2007)[1307-1308] gehen bei der Vorhersage von Humusgehalten mittels regression-kriging von einer deutlichen Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit bei Berücksichtigung der per Kriging prognostizierten Residuen aus.

6.3. Kohlenstoff-Tiefengradiententypen

Für die Ermittlung der relativen Tiefengradiententypen wurden die Kohlenstoffvorräte in den sechs Tiefenstufen⁵ i entsprechend Gleichung 6.6 in prozentuale Anteile $Crel_i$, bezogen auf den gesamten Vorrat im Solum umgerechnet.

$$Crel_i = 100 \frac{Cv_i}{Cv_{\text{Solum}}} \quad (6.6)$$

Für Standorte, welche keine Humusaufgabe und somit auch keinen Kohlenstoffvorrat in der Humusaufgabe aufwiesen, wurde $Crel_i$ für die Humusaufgabe gleich null gesetzt. Als Fusionierungsalgorithmus wurde entsprechend den Hinweisen von BACKHAUS et al. (2011a)[430,451] das hierarchische, konservative Verfahren nach WARD (1963) eingesetzt. Als Distanzmaß wurde die quadrierte euklidische Distanz verwendet. Dem hierarchischen Verfahren nach WARD (1963) wurde gegenüber partitionierenden Verfahren, welche potentiell die Bildung homogenerer Gruppen ermöglichen, der Vorzug gegeben, um die wahre Anzahl der Cluster ermitteln zu können und diese nicht bereits a-priori vorgeben zu müssen.

Die Clusteranalyse wurde dann anhand 424 Inventurpunkten mit den sechs Kohlenstoffvorratsanteilen $Crel_i$ als Variablen durchgeführt, wobei die Anteile in allen Tiefenstufen gleich gewichtet wurden. Technisch konnte die Clusteranalyse mit der CLUSTER-Prozedur in SPSS (SPSS, 2007) durchgeführt werden. Als Ergebnis der Analyse ergaben sich entsprechend der Fallzahl 423 mögliche Cluster-Lösungen mit 1 bis 423 potentiellen Clustern.

Um die optimale Clusteranzahl zu bestimmen, wurden zunächst die aus den unterschiedlichen Cluster-Lösungen resultierenden Fehlerquadratsummen über den entsprechenden Clusteranzahlen aufgetragen (Abb. 6.5). Der deutlichste Sprung in der Entwicklung der Fehlerquadratsumme zeigt sich dabei zwischen den Lösungen mit vier und fünf Clustern. Auf Grundlage dieses auch als Elbow-Kriterium bezeichneten Sprunges (BACKHAUS et al., 2011a, 437) ergibt sich eine optimale Clusteranzahl von fünf Clustern.

⁵Zu den Entnahmespannen der einzelnen Tiefenstufen siehe Kap. 2.2.

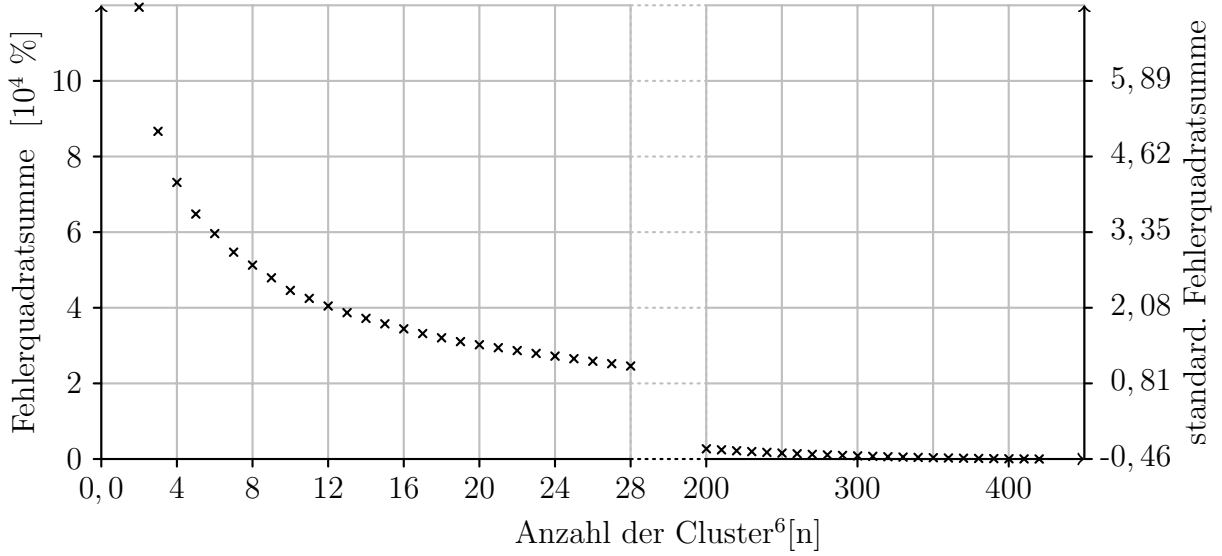


Abb. 6.5.: Abnahme der Fehlerquadratsumme in Abhängigkeit von der Anzahl der Cluster-Lösungen

Ergänzend zur grafischen Einschätzung der optimalen Clusteranzahl wurde in Anlehnung an die Empfehlungen von BACKHAUS et al. (2011a) die Regel von MOJENA (1977) angewendet. Dabei wird die Cluster-Lösung j ausgewählt, für die mit fortschreitender Fusionierung die Fehlerquadratsumme α erstmalig im anschließenden Fusionierungsschritt $j + 1$ um ein festzulegendes Vielfaches k der Standardabweichung s_α den Mittelwert der Fehlerquadratsummen $\bar{\alpha}$ aller Fusionierungsschritte überschreitet (Gleichung 6.7).

$$\alpha_{j+1} > \bar{\alpha} + k s_\alpha \quad (6.7)$$

Die Umstellung nach k verdeutlicht, dass k somit auch als Schwellenwert für die standardisierten Fehlerquadratsummen in den Fusionierungsschritten aufgefasst werden kann (Gleichung 6.8).

$$k < \frac{\alpha_{j+1} - \bar{\alpha}}{s_\alpha} \quad (6.8)$$

Für die Schwellenwerte k im Bereich 2,75...3,5 erreichte MOJENA (1977) [361-362] die höchsten Übereinstimmungen zwischen realer und vorhergesagter Clusteranzahl. Entsprechend dem Verlauf der standardisierten Fehlerquadratsumme in Abhängigkeit von der Clusteranzahl (Abb. 6.5) kommen somit Cluster-Lösungen mit fünf bis neun Clustern in Betracht.

Neben diesen statistischen Kriterien zur Bestimmung der Clusteranzahl wurden auch pragmatische Überlegungen hinsichtlich der Fallzahlen in den einzelnen Clustern für die anschließende Vorhersage der Cluster mit einem Klassifikationsbaum bei der Auswahl der Cluster-Lösung berücksichtigt. In der Zusammenschau aller Aspekte wurde schließlich die Cluster-Lösung mit fünf Clustern ausgewählt.

Zur Beurteilung der Homogenität innerhalb der gebildeten Cluster wurden entsprechend den Empfehlungen von BACKHAUS et al. (2011a)[446] die F -Werte aus der Varianz $V(i)$

⁶Die Ein-Cluster-Lösung wurde entsprechend den Empfehlungen von BACKHAUS et al. (2011a)[437] nicht dargestellt.

der relativen Kohlenstoffvorräte innerhalb einer Tiefenstufe der gesamten Stichprobe i und der Varianz $V(i, C_{...})$ für die entsprechende Tiefenstufe innerhalb eines Clusters $C_{...}$ entsprechend Gleichung 6.9 berechnet.

$$F = \frac{V(i, C_{...})}{V(i)} \quad (6.9)$$

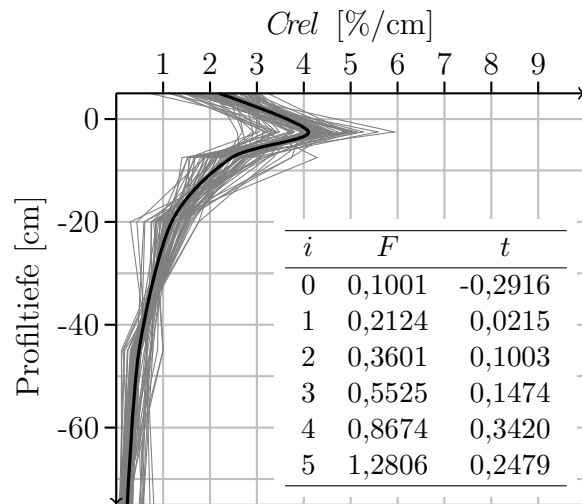
Als Hilfe für die Beurteilung der Unterschiede zwischen den einzelnen Tiefengradienten-Clustern wurden zusätzlich noch die t -Werte entsprechend BACKHAUS et al. (2011a)[446] aus den Mittelwerten der relativen Kohlenstoffvorräte $\bar{X}(i)$ innerhalb einer Tiefenstufe und den relativen Vorräten innerhalb der entsprechenden Tiefenstufe eines Clusters ($\bar{X}(i, C)$) berechnet (Gleichung).

$$t = \frac{\bar{X}(i, C) - \bar{X}(i)}{\sqrt{V(i)}} \quad (6.10)$$

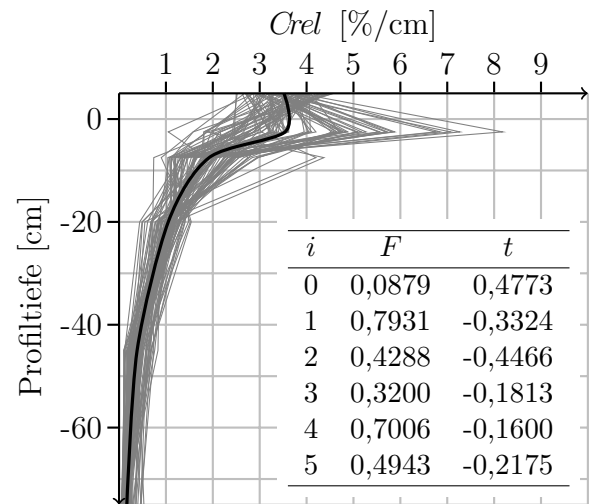
Für die fünf Cluster können relative Tiefengradiententypen als arithmetische Mittelwerte aus allen dem jeweiligen Cluster zugeordneten Tiefengradienten berechnet werden. Die Verläufe der fünf Tiefengradiententypen sowie aller dem Cluster zugeordneten Tiefengradienten können in Abbildung 6.6 nachvollzogen werden. Für die grafische Darstellung wurden die Anteile der Tiefenstufen zuvor durch die Tiefenstufenmächtigkeit dividiert, um kontinuierliche Tiefenstufen unabhängige Tiefengradienten zu erhalten. In den einzelnen Abbildungen sind auch die berechneten F -, und t -Werte für die Tiefenstufen der einzelnen Cluster mit angegeben.

Die größten Unterschiede zwischen den erhaltenen fünf Clustern zeigen sich im Bereich der Humusauflage und des oberen Mineralbodens (Abb. 6.6). Dies wird auch anhand der berechneten t -Werte deutlich, welche in der Humusauflage mit Werten zwischen -0,85 (C_3) und 1,36 (C_5) die größte Schwankung aufweisen. Dagegen zeigt sich in den tieferen Mineralbodenschichten zwischen den Clustern ein sehr einheitliches Bild. Mit den höchsten Anteilen des Kohlenstoffvorrates in der Humusauflage und entsprechend niedrigsten Anteilen im Mineralboden (ausnahmslos negative t -Werte in allen Tiefenstufen) sticht der Cluster 5 hervor. Das entgegengesetzte Extrem bildet der Cluster 3 mit den geringsten relativen Vorräten in der Humusauflage und einem nur sehr langsam abfallenden Gradienten im Mineralboden, welcher auch anhand der höchsten t -Werte in den unteren drei Tiefenstufen nachvollzogen werden kann. Cluster 4 zeigt hinsichtlich der Anteile in Humusauflage eine hohe Übereinstimmung mit Cluster 3 und unterscheidet sich von diesem durch eine höhere Konzentration der Vorräte im oberen Mineralboden. Dagegen können Cluster 2 und Cluster 1 als weniger extreme Ausprägung des Cluster 5 aufgefasst werden, bei denen gegenüber der Humusauflage zunehmende Anteile im Mineralboden festgelegt sind.

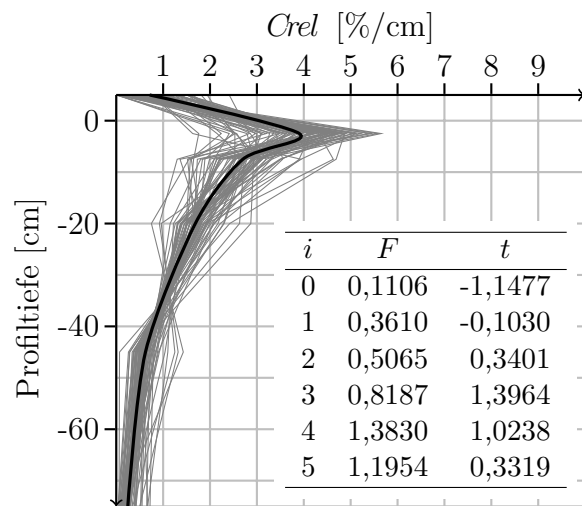
Stellt man die ausgeschiedenen Cluster den in der Bodenkunde konventionell vielfach mit Tiefenverläufen für bestimmte Bodeneigenschaften verbundenen Bodentypen und Humusformen gegenüber, lassen sich teilweise deutliche Häufungen einzelner Cluster in bestimmten Humusformen und Bodenklassen erkennen (Tab. 6.5). So nehmen die Cluster 2 und 5 jeweils die größten Anteile innerhalb der Humusformen Moder bis Rohhumus ein, während die Cluster 3 und 4 in den Humusformen Mull und mullartiger Moder dominieren. Für die Bodenklassen der ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) zeigen sich weniger deutliche Abhängigkeiten. Auffällig sind die Häufung des Cluster 4 in der Klasse der Lessivés



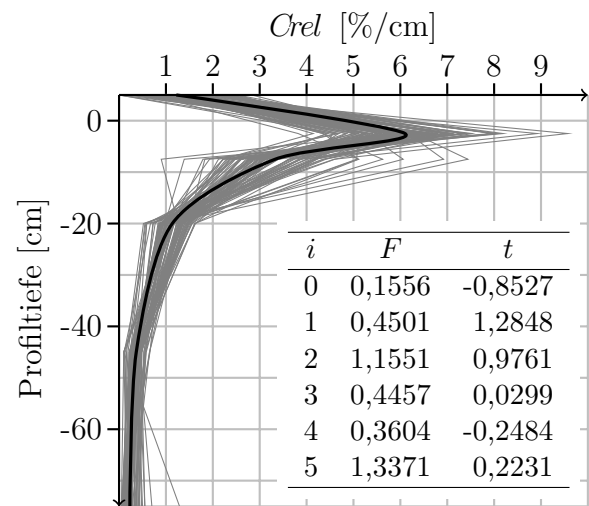
(a) Cluster 1



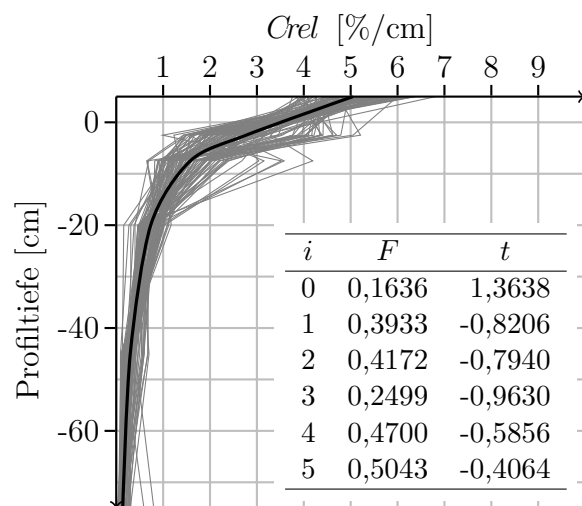
(b) Cluster 2



(c) Cluster 3



(d) Cluster 4



(e) Cluster 5

Abb. 6.6.: Ausprägung der relativen Tiefengradiententypen für Kohlenstoff in den fünf unterschiedenen Clustern

sowie die erhöhten Anteile der Cluster 5 und 2 in der Klasse der carbonatfreien Braunerden. Insgesamt erscheinen die Abhängigkeiten zwischen Tiefengradiententypen und den Bodenklassen eher gering ausgeprägt. Zum einen ist dies sicherlich auf die Verwendung relativer Tiefengradiententypen zurückzuführen. Zum anderen ist die vertikale Verteilung der organischen Substanz für viele Bodentypen zudem kein primäres Gliederungskriterium. Ferner deutet sich anhand der größeren Abhängigkeiten zur Humusform an, dass die Verteilung der organischen Substanz im Profil oft durch die forstliche Nutzung überprägt wird.

Tab. 6.5.: Häufigkeiten von Bodenklassen und Humusformen entsprechend ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) in den Kohlenstoff-Tiefengradiententypen

Humusformen	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	Gesamt
Mull	11	5	36	33	3	88
mullartiger Moder	10	14	15	23	7	69
Moder	30	49	14	33	49	175
rohhumusartiger Moder	9	15	0	1	29	54
Rohhumus	5	13	1	0	10	29
Feucht- u. Sonderhumusformen	2	0	5	2	0	9
Gesamt	67	96	71	92	98	424

Bodenklassen	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	Gesamt
Podsole	9	11	4	4	10	38
Braunerden (carbonatfrei)	30	66	29	29	72	226
Braunerden (carbonathaltig)	12	9	10	19	11	61
Lessivés	6	5	13	35	4	63
Gleye	10	4	14	5	1	34
Kolluvien	0	1	1	0	0	2
Gesamt	67	96	71	92	98	424

Die Einschätzung der erreichten Homogenität innerhalb der Cluster anhand der F -Werte zeigt in der Mehrzahl der Fälle mit F -Werten < 1 eine relativ homogene Struktur (vgl. BACKHAUS et al., 2011a, 447) an. Höhere F -Werte, welche eine größere Varianz innerhalb des Clusters gegenüber der gesamten Varianz der Stichprobe anzeigen, beschränken sich dabei auf die unteren Tiefenstufen des Mineralbodens. Aufgrund der insgesamt geringen relativen Anteile in diesen Tiefenstufen können diese hohen Werte vernachlässigt und vielmehr als eine Folge der gleichen Gewichtung aller Tiefenstufen im Clusterprozess aufgefasst werden. Bezogen auf das gesamte Profil sind die relativen Anteile in diesen Tiefenstufen durchgehend sehr homogen, was auch anhand der grafischen Darstellung der Tiefenverläufe deutlich wird. Das mit Abstand homogenste Cluster ist das Auflagehumus-Cluster C₅ mit F -Werten $\leq 0,5$ in allen Tiefenstufen.

6.4. Vorhersage von Kohlenstoff-Tiefengradiententypen

Für die Vorhersage der Wahrscheinlichkeiten der Tiefengradiententypen wurde ein Klassifikationsbaum (class probability tree) nach BREIMAN et al. (1984) erstellt. Klassifikationsbäumen wurde für diese Anwendung der Vorzug gegeben, da durch die Verwendung relativer Tiefengradienten prinzipiell sehr unterschiedliche Ausprägungen der Prädiktoren den gleichen Tiefengradienten bedingen können. Mit klassischen parametrischen Ansätzen, wie der linearen Diskriminanzanalyse, hätten sich solche Abhängigkeiten bestenfalls mit komplizierten nichtlinearen Transformationen der Prädiktoren berücksichtigen lassen. Gegenüber anderen Klassifikationsbäumen, wie z.B. den CHAID-Verfahren nach KASS (1980) mussten zum einen für die Vielzahl der metrischen Prädiktoren a priori keine Klassifizierungen vorgenommen werden, zum anderen ist das gewählte Verfahren nach BREIMAN et al. (1984) nicht auf die Vorhersage der Klassen, sondern deren Wahrscheinlichkeiten optimiert. Ein weiterer Vorteil bestand darin, dass für die Erstellung des Baumes a priori keine Aufbaubegrenzungen (stopping rules) für den Baum festgelegt werden mussten, sondern dieser im Rahmen der Kreuzvalidierung auf die optimale Größe beschnitten werden konnte. Die Bestimmung des optimal beschnittenen Klassifikationsbaums gliedert sich in die folgenden Arbeitsschritte:

1. Erstellen eines sehr großen (überangepassten) Baumes $T_{\max}$ ohne Aufbaubegrenzungen anhand der gesamten Stichprobe $\mathcal{L}$
2. schrittweises Beschneiden von $T_{\max}$ in Abhängigkeit von einem Komplexitätsparameter α , sodass beginnend von $T_{\max}$ eine Reihe k ($k = 1, \dots, K$) immer kleinerer Bäume bis hin zum kleinsten Baum mit nur einem Knoten ($k = K$) entsteht
3. zufällige Unterteilung der gesamten Stichprobe $\mathcal{L}$ in 10 etwa gleichgroße Teilstichproben $\mathcal{L}_v$ ($v = 1, \dots, 10$) für die Durchführung der Kreuzvalidierung
4. Erstellen von 10 Hilfsbäumen $T_{\max}^{(v)}$ für die Kreuzvalidierung ohne Aufbaubegrenzungen anhand der Lernstichproben $\mathcal{L}^{(v)}$ (wobei: $\mathcal{L}^{(v)} = \mathcal{L} - \mathcal{L}_v$)
5. sequenzielles Beschneiden der Hilfsbäume auf Grundlage der für die gesamte Stichprobe beim Beschneiden von $T_{\max}$ ermittelten Schwellenwerte für α , sodass auch für die Hilfsbäume $T_k^{(v)}$ jeweils eine Reihe k immer kleinerer Bäume $T_{\max}^{(v)} \dots T_K^{(v)}$ entsteht
6. Anwendung der Hilfsbäume $T_k^{(v)}$ auf die jeweils zuvor bei der Entwicklung der Bäume ausgeschlossenen Teilstichproben $\mathcal{L}_v$ und Ermittlung der sich für diese Stichproben ergebenden Risiken $R^{cv}(T_k)$ und zugehörigen Standardfehler SE_k
7. Auswahl des Baumes T_k als optimal beschnittenen Baum, für dessen Schwellenwert α_k sich anhand der Hilfsbäume der Kreuzvalidierung das geringste Risiko $R^{cv}(T_k)$ innerhalb des Standardfehlers SE_k ergibt

Schritt 1 (Schritt 4 ist analog)

Für die Erstellung der Bäume $T_{\max}$ und $T_{\max}^{(v)}$ konnte zunächst die SPSS-Prozedur TREE verwendet werden (SPSS, 2007, 1879-1905). Entsprechend BREIMAN et al. (1984)[124]

wurde als Kriterium für die Aufteilung der Knoten der Gini-Diversitätsindex i ausgewählt. Dieser kann aus den relativen Anteilen $p(j|t)$ der Klassen j in einem Knoten t entsprechend Gleichung 6.11 berechnet werden (BREIMAN et al., 1984, 103), wobei Werte für $i(t)$ nahe $1 - \frac{1}{J}$ einer absoluten Gleichverteilung und somit Unreinheit innerhalb des Knotens entsprechen. Dagegen zeigt $i(t) = 0$ eine eindeutige Klassifizierung (absolute Reinheit) innerhalb des Knotens an.

$$i(t) = 1 - \sum_{j=1}^J p^2(j|t) \quad (6.11)$$

Im Rahmen des „Baumwachstums“ von $T_{\max}$ und $T_{\max}^{(v)}$ werden nun immer jene Prädiktoren und Trennwerte s ermittelt, für welche die Veränderung des Gini-Diversitätsindex Δi (Gleichung 6.12) bei der Aufteilung in zwei untergeordnete Knoten t_L und t_R maximal wird (BREIMAN et al., 1984, 32).

$$\Delta i(s) = i(t) - p_R i(t_R) - p_L i(t_L) \quad (6.12)$$

Dieser Vorgang wird prinzipiell solange wiederholt, bis keine weiteren Aufteilungen mehr möglich sind, also alle Endknoten nur noch eine einzige Klasse j enthalten. Um den Aufwand für die Berechnungen zu reduzieren, wurde in Anlehnung an die Empfehlung von BREIMAN et al. (1984)[63] der weitere Aufbau des Baumes jedoch abgebrochen, bevor die gebildeten Endknoten weniger als 5 Fälle enthielten⁷.

Schritt 2

Die sequenzielle Beschneidung der Bäume in Abhängigkeit von Komplexitätsparameter α ist leider nicht in SPSS implementiert, sodass für diesen Schritt eigene Makroprogramme in SPSS erstellt werden mussten. Die Schwellenwerte für α wurden beginnend beim Baum T_1 entsprechend Gleichung 6.13 (BREIMAN et al., 1984, 69) ermittelt. Für die sequenzielle Beschneidung wurden die dem ermittelten Schwellenwert entsprechenden Äste aus dem Baum entfernt. Dieser Schritt wurde solange wiederholt, bis der Baum nur noch aus einem Knoten bestand (T_K).

$$\alpha = \min_{t \in T_1} \frac{i(t) - R(T_t)}{|\tilde{T}_t| - 1} \quad (6.13)$$

$R(T_t)$ entspricht dabei dem Risiko für den dem Knoten t untergeordneten Ast T_t , welches sich als mit den Fallzahlen gewichteter Mittelwert des Gini-Diversitätsindex aller Endknoten $\tilde{T}_t$ des untergeordneten Astes entsprechend Gleichung 6.14 berechnet. $|\tilde{T}_t|$ entspricht der Anzahl der Endknoten des Astes.

$$R(T_t) = \sum_{t \in \tilde{T}_t} i(t)p(t) \quad (6.14)$$

⁷Dies entspricht letztendlich einer Aufbauabgrenzung, welche jedoch so weit gefasst ist, dass in jedem Fall ausreichend große Bäume als Ausgangspunkte für die anschließende Beschneidung erzeugt werden (vgl. BREIMAN et al., 1984, 63).

Schritt 3

Für die optimale Beschneidung der Klassifikationsbäume mit Hilfe der Kreuzvalidierung wurde die vorliegenden Stichprobe $\mathcal{L}$ zunächst in etwa gleichgroße Teilstichproben geteilt. Ausgehend von den Erfahrungen von BREIMAN et al. (1984)[84] wurden 10 Teilstichproben $\mathcal{L}_v$ ($v = 1, \dots, 10$) gebildet. Bei der zufälligen Aufteilung der einzelnen Stichprobepunkte in die Teilstichproben wurde entsprechend den Empfehlungen von BREIMAN et al. (1984)[80] darauf geachtet, dass in jeder Teilstichprobe $\mathcal{L}_v$ jedes Cluster (Klasse j) entsprechend seiner relativen Häufigkeit in der gesamten Stichprobe vertreten war. Dies konnte sehr einfach auf Grundlage von Zufallswerten einer Gleichverteilung und zusätzlicher Berücksichtigung eines inkrementellen Zählers bei der Stichprobenteilung erreicht werden. So wurde die Zuordnung eines Clusters zu einer Teilstichprobe $\mathcal{L}_v$ gestoppt, sobald der Wert des Zählers den der relativen Häufigkeit entsprechenden Wert erreicht hatte.

Schritt 5

Für das schrittweise Beschneiden der Hilfsbäume $T^{(v)}$ werden jeweils die beim sequenziellen Beschneiden von $T_{\max}$ ermittelten Schwellenwerte verwendet. Davon ausgehend, dass sich die Bäume T_k zwischen zwei aufeinanderfolgenden Schwellenwerten α_k nicht verändern, wurde für das Beschneiden der Hilfsbäume entsprechend BREIMAN et al. (1984)[77] der Schwellenwert α'_k verwendet. Dieser berechnet sich als geometrischer Mittelwert aus α_k und dem Schwellenwert im darauffolgenden Schritt α_{k+1} (Gleichung 6.15).

$$\alpha'_k = \sqrt{\alpha_k \alpha_{k+1}} \quad (6.15)$$

Analog zu Schritt 2 wurden dann in jedem Schritt jene Äste $T_t^{(v)}$ aus den Bäumen entfernt, für die gilt:

$$\alpha'_k \geq \frac{i(t^{(v)}) - R(T_t^{(v)})}{|\tilde{T}_t^{(v)}| - 1} \quad (6.16)$$

Schritt 6

Das kreuzvalidierte Risiko wird entsprechend BREIMAN et al. (1984)[125] anhand der durch die Bäume $T^{(v)}$ für die Fälle n_v der Teilstichproben $\mathcal{L}_v$ prognostizierten Wahrscheinlichkeiten $d^{(v)}(j|n_v)$ entsprechend Gleichung 6.17 berechnet.

$$R^{cv} = \frac{1}{VN_v} \sum_{v=1}^V \sum_{n_v=1}^{N_v} \sum_{j=1}^J (z_{n_v,j} - d^{(v)}(j|n_v))^2 \quad (6.17)$$

Dabei entspricht $z_{n_v,j}$ einem aus J Werten bestehenden Hilfsvektor für jeden Fall n , dessen Werte j für die wahre dem Fall zugehörige Klasse den Wert 1 sonst den Wert 0 annehmen. Für einen Fall mit dem wahren Cluster 3 würde $z_{n_v,j}$ somit dem Vektor (0 0 1 0 0) entsprechen.

Die den ermittelten Risiken entsprechenden Standardfehler $SE(R^{cv})$ können abschließend entsprechend Gleichung 6.18 berechnet werden (vgl. BREIMAN et al., 1984, 308).

$$SE = \sqrt{\frac{1}{N^2} \sum_{n=1}^N \left[-R^{cv} + \sum_{j=1}^J (z_{n,j} - d^{(v)}(j|n_v))^2 \right]^2} \quad (6.18)$$

Tab. 6.6.: Risiken, Standardfehler und Anzahl der Endknoten der in Abhängigkeit von α beschnittenen CART-Bäume

k	α_k	$ \tilde{T}_k $	$R(T_k)$	$R^{cv}(T_k)$	SE_k
1	0,00000	18	0,53387	0,84533	0,02961
2	0,00479	17	0,53866	0,84737	0,02961
3	0,00641	16	0,54507	0,83947	0,02911
4	0,00697	15	0,55204	0,82589	0,02842
5	0,00788	14	0,55992	0,82338	0,02807
6	0,00790	13	0,56782	0,82338	0,02807
7	0,00791	12	0,57574	0,81608	0,02796
8	0,00817	11	0,58390	0,80548	0,02763
9	0,00843	10	0,59233	0,80658	0,02749
10	0,00847	9	0,60080	0,80224	0,02734
11	0,00859	8	0,60939	0,74767	0,02361
12	0,01066	7	0,62005	0,72773	0,02101
13	0,01167	6	0,63172	0,71795	0,02060
14	0,01199	5	0,64371	0,69026	0,01774
15*	0,01696	4	0,66067	0,68929	0,01446
16*	0,02048	3	0,68115	0,70313	0,01187
17	0,03233	2	0,71348	0,73604	0,00952
18	0,08174	1	0,79522	0,79522	0,00288
* $\hat{=}$ T_k mit: $R^{cv}(T_k) = \min R^{cv}(T_k)$					
* $\hat{=}$ T_k mit: $ \tilde{T}_k = \min \tilde{T}_k $ im Bereich: $\min R^{cv}(T_k) \pm SE$					

Schritt 7

Einen Überblick über die bei der sequenziellen Beschneidung und Kreuzvalidierung in den einzelnen Schritten ermittelten Kennwerte gibt Tabelle 6.6. Erwartungsgemäß nehmen die Risiken $R(T_k)$ mit zunehmender Beschneidung des Baumes und ansteigenden Schwellenwerten α in den Schritten k kontinuierlich zu, während die Anzahl der Endknoten $|\tilde{T}_k|$ entsprechend abnimmt. Ein deutlich anderes Verhalten zeigen dagegen die im Rahmen der Kreuzvalidierung ermittelten Risiken R^{cv} . So nehmen diese zunächst mit abnehmen-der Überanpassung im Rahmen der Beschneidung ab, um dann in den letzten Schritten bei entsprechend stark vereinfachten Klassifikationsbäumen wieder anzusteigen.

Für die Auswahl des optimal beschnittenen Baumes aus den insgesamt 16 (K) berechneten Bäumen empfehlen Breiman1984[80] jenen Baum T_k auszuwählen, dessen Risiko R^{cv} im Bereich:

$$\min_{k=1}^K R^{cv}(T_k) \dots \min_{k=1}^K R^{cv}(T_k) + SE_k$$

liegt und dabei zugleich die geringste Anzahl an Endknoten $|\tilde{T}_k|$ in diesem Bereich aufweist. Bei der Vorhersage der Kohlenstoff-Tiefengradiententypen entspricht der Baum mit

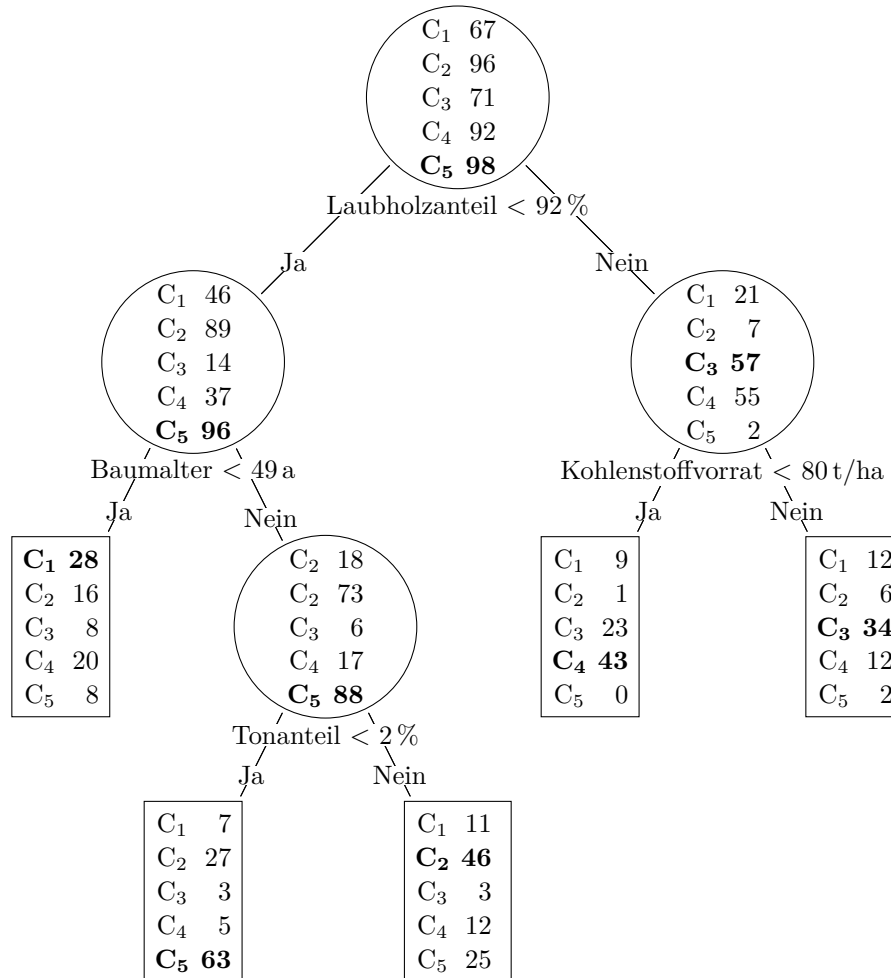


Abb. 6.7.: Optimal beschnittener CART-Entscheidungsbaum zur Vorhersage der relativen Kohlenstoff-Tiefengradiententypen. Einträge in **Fettdruck** entsprechend dem häufigsten Cluster im Knoten

dem geringsten Risiko dem Baum T_{15} , während der Baum mit der geringsten Anzahl an Endknoten im Bereich des entsprechenden Standardfehlers im Schritt $k=16$ entsteht. Da der Baum T_{16} nur noch 3 Endknoten aufweist, könnten bei Verwendung dieses Modells einige der zu unterscheidenden Cluster nie eindeutig prognostiziert werden. Um diesem Problem zu begegnen, wurde nicht der Baum T_{16} , sondern T_{14} ausgewählt, welcher das zweit kleinste Risiko R^{cv} aller Bäume aufweist und dessen Risiko sich zugleich noch im Bereich des Standardfehlers um das Minimum der Risikowerte befindet.

6.4.1. Vorhersageeigenschaften des optimal beschnittenen Klassifikationsbaums

Der so ermittelte optimal beschnittene Klassifikationsbaum ist in Abbildung 6.7 dargestellt. In den einzelnen Knoten des Baumes sind jeweils die absoluten Häufigkeiten für die in den Knoten enthaltenen Cluster dargestellt.

Die im Wurzelknoten angegebenen Häufigkeiten entsprechen somit den absoluten Häufigkeiten der Cluster in der gesamten Stichprobe. Eine ausgesprochen deutliche Trennung der auflagehumusreichen Cluster (C_2 , C_5) von den auflagehumusärmeren Clustern (C_3 ,

		beobachtete Cluster								
prognostizierte Cluster		C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	<i>n_{i+}</i>	<i>UA</i>	$\hat{K}_i$	$\alpha_{\hat{K}_i}$
	C ₁	28	16	8	20	8	80	0,350	0,228	0,000
	C ₂	11	46	3	12	25	97	0,474	0,320	0,000
	C ₃	12	6	34	12	2	66	0,515	0,418	0,000
	C ₄	9	1	23	43	0	76	0,566	0,445	0,000
	C ₅	7	27	3	5	63	105	0,600	0,480	0,000
	<i>n_{+j}</i>	67	96	71	92	98	424	<i>OA</i>	$\hat{K}$	$\alpha_{\hat{K}}$
<i>PA</i>	0,418	0,479	0,479	0,467	0,643		0,505	0,378	0,000	

Abb. 6.8.: Klassifikationsmatrix und Kennwerte nach CONGALTON & GREEN (2009) für den optimal beschnittenen CART-Klassifikationsbaum (gesamte Stichprobe)

C_4) ist demnach anhand des Laubholzanteils des aufstockenden Baumbestands möglich. So sind in dem Ast mit Laubholzanteilen $> 78\%$ nur noch 9 dieser Cluster enthalten. Die deutlich unterschiedlichen Häufigkeiten der Cluster in Abhängigkeit vom Laubholzanteil entsprechen der allgemein bekannten Neigung von Nadelholzbeständen zur Bildung von rohhumusartigen Auflagehumusformen und den mit Laubholz assoziierten auflagehumusärmeren Mull- und Moderformen.

Die weitere Unterteilung der beiden auflagehumusarmen Cluster C_3 und C_4 anhand des gesamten im Solum enthaltenen Kohlenstoffvorrates verdeutlicht, dass insgesamt humusreiche Böden wie Humusgleye oder Kolluvien in der Regel auch einen weniger abrupt abfallenden Tiefengradienten aufweisen. So werden mit diesem Knoten zwar nicht die unmittelbar für die vertikale Verteilung wirksamen Prozesse beschrieben, diese über den gesamten Kohlenstoffvorrat im Boden und der dafür entwickelten Regressionsmodelle (Kap. 6.1) jedoch integrierend erfasst.

Der Ast mit den geringen Laubholzanteilen wird zunächst anhand des Bestandesalters unterteilt. So tritt insbesondere das auflagehumusreichste Cluster C_5 kaum in jüngeren (Nadelholz-)Beständen auf. Wahrscheinlich kann dies im Zusammenhang mit der bei diesen Beständen zeitlich nicht soweit zurückliegenden Bestandesbegründung und der damit verbundenen technischen Entfernung oder Einarbeitung des Auflagehumus interpretiert werden. So war die Kahlschlagswirtschaft in Kombination mit intensiver Bodenbearbeitung (Vollumbruch) ein Kulturverfahren, welche gerade in dieser Zeit hohe Popularität besaß (z.B. MILNIK et al., 1998). Jedoch auch für Bestände, welche mit weniger drastischen Verfahren begründet wurden, erscheint die Klassifizierung anhand des Alters angesichts der mit der Begründung altersklassenweiser Nadelholzbestände stets verbundenen Auflichtung des Vorbestands und damit verbundenen Humuszehrung plausibel.

Abschließend werden in diesem Ast die beiden unterschiedlich extrem ausgeprägten Auflagehumus-Cluster C_2 und C_5 anhand des Tonanteils im Mineralboden unterschieden. So ist bei den tonarmen Bodenformen der Kohlenstoff häufiger verstärkt in der Humusauf-
lage festgelegt, während die tonreicheren Bodenformen vorrangig dem Cluster C_2 zugeord-
net werden. Dies erscheint plausibel, da zum einen die tonärmeren Böden in Brandenburg
i.d.R. auch zu den nährstoffärmeren Böden mit geringerer Bioturbation zählen und zum
anderen mit zunehmenden Tongehalten im Mineralboden dort auch mehr Potential zur
Festlegung von Kohlenstoff in Ton-Humus-Komplexen besteht (z.B. HAIDER (1996)[49],
SCHÖNING et al. (2013)).

Ergänzend zur Beurteilung der mit dem ausgewählten Baum T_{12} erreichbaren Genau-
igkeiten bei der Vorhersage der Wahrscheinlichkeiten anhand der Risiken $R(T_{12})$ $R^{cv}(T_{12})$
(Tab. 6.6), wurden entsprechend dem in Kapitel 5.1.4 beschriebenen Vorgehen die Kenn-
werte der Klassifikationsmatrix nach CONGALTON & GREEN (2009) berechnet. Als pro-
gnostiziertes Cluster wurde dafür jeweils das Cluster mit der höchsten Häufigkeit inner-
halb eines Endknotens angenommen. Die vollständige Matrix und entsprechenden Kenn-
werte sind in Abbildung 6.8 zusammengestellt. Bei der Interpretation der berechneten
Gütemaße muss berücksichtigt werden, dass die Beschneidung des zugrunde liegenden
Baumes für die Vorhersage der Wahrscheinlichkeiten optimiert wurde. Im Vergleich zu
einer auf die Vorhersage von Klassen optimierten Beschneidung neigen die angegebenen
Gütemaße somit zur Unterschätzung der erreichbaren Klassifikationsgüten.

Demnach ist die Vorhersage bei Anwendung des erstellten Baumes mit positiven $\hat{K}$ und
 $\hat{K}_i$ und kleinsten Werten zugehörigen Werten $\alpha_{\hat{K}}$, $\alpha_{\hat{K}_i}$ sowohl für das gesamte Modell, als
auch für alle einzelnen Cluster signifikant besser als eine zufällige Zuordnung. Entspre-
chend der Einteilung von LANDIS & KOCH (1977) werden mit $\hat{K}$ -Werten im Bereich
0,4...0,8 für die Mehrzahl der Cluster mittlere Übereinstimmungen zwischen Vorhersage-
und Beobachtungswerten erreicht. Auch der $\hat{K}$ -Wert für das gesamte Modell erreicht bei-
nahe noch eine mittlere Übereinstimmung. Lediglich für den seltenen Cluster C_1 , welcher
ggf. verstärkt im Zusammenhang mit anthropogenen Einflüssen zu interpretieren ist, wer-
den nur sehr geringe $\hat{K}$ -Werte und entsprechend schlechte Übereinstimmungen erreicht.

Bei gemeinsamer Betrachtung aller Cluster anhand der overall accuracy OA werden
über 50 % der Cluster richtig vorhergesagt. Mit im Mittel sogar leicht erhöhten Werten

Tab. 6.7.: Korrelation zwischen beobachteten und vorhergesagten Kohlenstoffvorräten in
ausgewählten Bodenschichten

Schicht	N	J	r^2	r^2_{korrr}	s_e	s_{Cv}	F_{emp}	α
Humusauflage	424	18	0,500	0,478	12026,381	17009,513	22,500	0,000
0...5 cm	424	18	0,296	0,265	7971,517	9277,364	9,460	0,000
5...10 cm	424	18	0,487	0,464	4949,612	6876,235	21,360	0,000
10...30 cm	424	18	0,554	0,534	9867,908	14554,533	27,948	0,000
30...60 cm	424	18	0,286	0,254	8688,221	10272,677	9,013	0,000
60...90 cm	424	18	0,229	0,194	8626,615	9469,597	6,683	0,000
0...90 cm	424	18	0,638	0,622	23385,799	38488,888	39,655	0,000

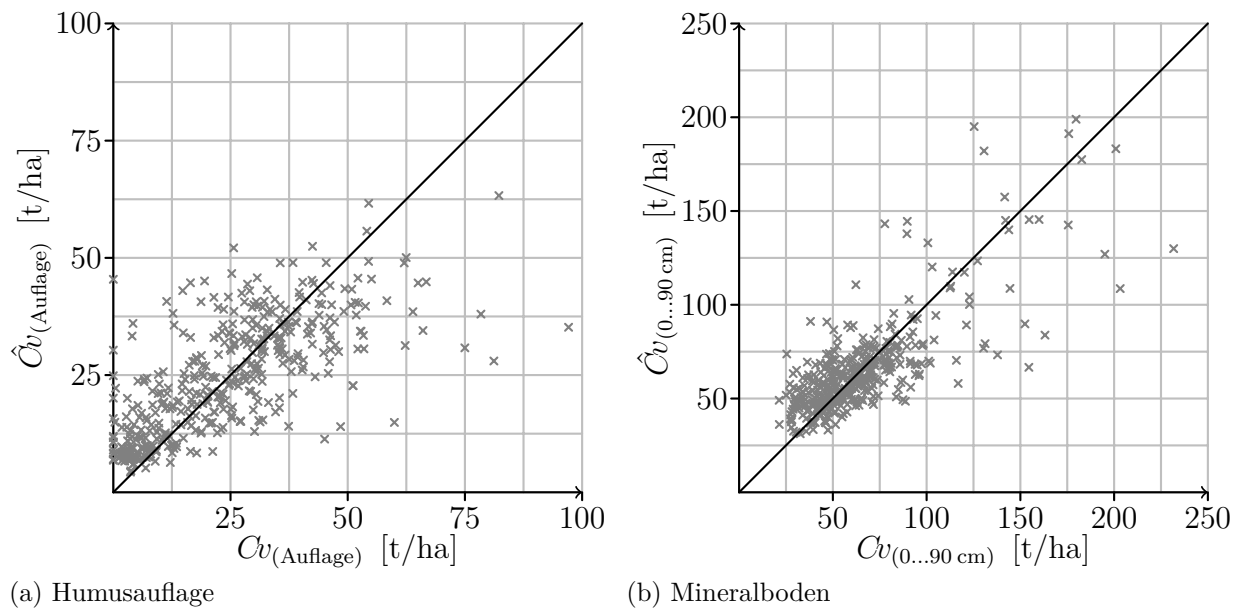


Abb. 6.9.: Vergleich von beobachteten und vorhergesagten Kohlenstoffvorräten für Humusauflage und Mineralboden

von *UA* gegenüber *PA* zeichnen sich keine Tendenzen der Überanpassung des erstellten Klassifikationsbaumes ab (vgl. BEHRENS et al., 2005, 29).

Das hinsichtlich aller berechneten Kennwerte am besten zu prognostizierende Cluster ist das zugleich häufigste Cluster C_5 , welches für die älteren brandenburgischen Kiefernbestände auf ausgesprochen tonarmen Sanden (z.B. Flugsanddecken) typisch ist.

Für eine abschließende Beurteilung des gesamten Vorhersagemodells wurden auf Grundlage der prognostizierten Kohlenstoffvorräte im Solum und den vorhergesagten Tiefengradiententypen Kohlenstoffvorräte für ausgewählte Schichten berechnet und diese den an den Inventurpunkten beobachteten Vorräten in diesen Bodenschichten gegenübergestellt (Tab.6.7, Abb. 6.9).

Hinsichtlich der für viele Fragestellungen erforderlichen getrennten Betrachtung von Humusauflage und Mineralboden können die Modelle mit einem r^2 von 0,5 bzw. 0.638 einen vergleichsweise hohe Anteil der Varianz erklären. In der grafischen Gegenüberstellung von Mess- und Vorhersagewerte für die Humusauflage (Abb. 6.9a) zeigt sich eine leicht verzerrte Schätzung im Bereich geringer Kohlenstoffvorräte. So werden anhand der unterschiedlichen relativen Tiefengradiententypen stets zumindest geringe Kohlenstoffvorräte für die Humusauflage geschätzt, während jedoch keine Humusauflagen beobachtet/beprobt wurden. Angesichts der oft problematischen Trennung von Humusauflage und Mineralboden bei Ansprache und Probenentnahme im Gelände muss dieser Artefakt jedoch nicht zwangsläufig als Nachteil interpretiert werden.

Auch für einzelne Schichten des Mineralbodens werden noch akzeptable Erklärungsgrade erreicht. Lediglich in der im Übergang zur Humusauflage in der Regel besonders heterogen ausgeprägten obersten Tiefenstufe des Mineralbodens sowie den insgesamt relativ kohlenstoffarmen tieferen Bodenschichten werden nur geringe Bestimmtheitsmaße erreicht.

6.4.2. Anwendung der Modelle auf die Waldfläche

Für die Anwendung der Regressionsmodelle zur Vorhersage der Kohlenstoffvorräte für die brandenburgische Waldfläche wurden alle verwendeten Prädiktoren auf die Werte des 1- und 99-Perzentils der zur Modellentwicklung genutzten Stichprobe limitiert. Dies war erforderlich, um auch im Fall vereinzelter extremer Werte, welche für einzelne Prädiktoren in den Daten enthalten waren, plausible Schätzungen zu gewährleisten. Entsprechend dem Standortsspektrum der erstellten Modelle wurden zudem alle Standorte mit Torfhorizonten ausgeschlossen (ca. 30 000 ha). Dies konnte sehr einfach anhand der forstlichen Standortskarte und den typisierten Bodenprofilen erfolgen (vgl. Kap.5.1, 5.2, 5.4). Des Weiteren wurden alle Böden, in denen von den Modellen unterhalb 5 cm Bodentiefe noch Humusgehalte $> 30\%$ ausgegeben wurden, ebenfalls als Standorte mit Torfhorizonten aufgefasst und somit ausgeschlossen. Die Häufigkeitsverteilung und entsprechenden Lagemaße der so für das Solum der mineralischen Waldböden Brandenburgs berechneten Kohlenstoffvorräte sind in Abbildung 6.10 wiedergegeben. Demnach variieren die Vorräte insgesamt in einem weiten Bereich von 13...371 t/ha, wobei sich jedoch 90% der Standorte in einem wesentlich engeren Bereich von 60...147 t/ha befinden. Orientiert man die Kohlenstoffvorräte am Bewertungsrahmen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)[149] für den effektiven Wurzelraum mineralischer Waldböden, besitzen drei Viertel der Standorte lediglich geringe Kohlenstoffvorräte, während ein knappes Viertel der Standorte bereits mittlere Kohlenstoffvorräte aufweist. Jeweils nur ein Prozent der mineralischen brandenburgischen Standorte zeigen sehr geringe bzw. sogar hohe Kohlenstoffvorräte.

Die räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte im Land Brandenburg ist in der Karte in Abbildung 6.11 dargestellt. Für eine anschaulichere Darstellung der räumlichen Va-

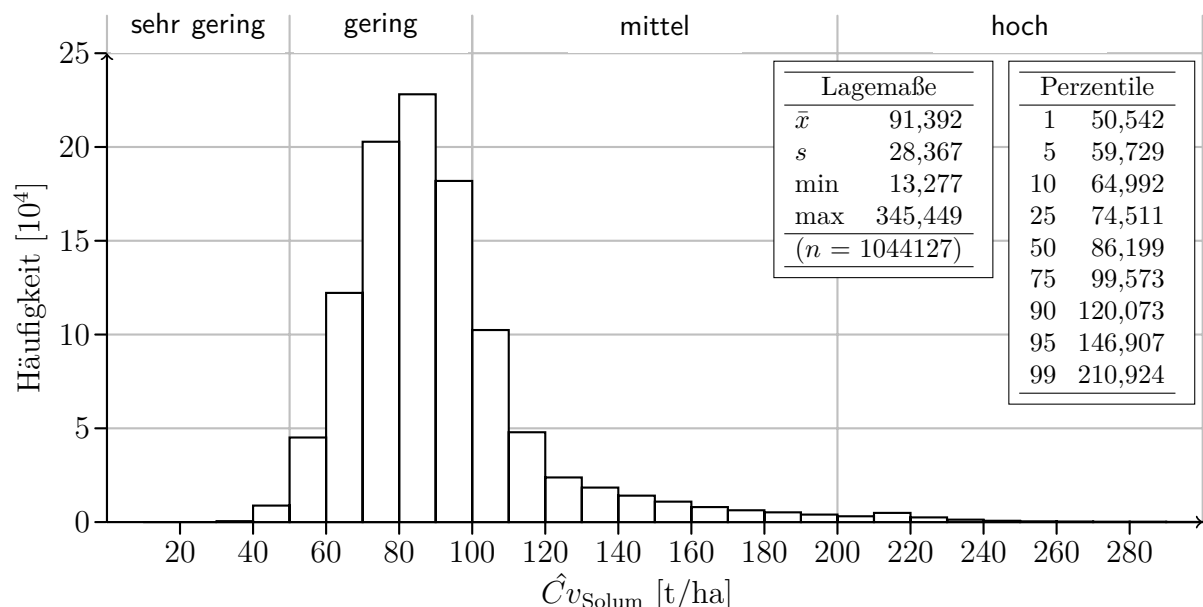


Abb. 6.10.: Häufigkeitsverteilung der regionalisierten Kohlenstoffvorräte mineralischer Bodenformen über den Bewertungsstufen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)[149] und zugehörige Lagemaße

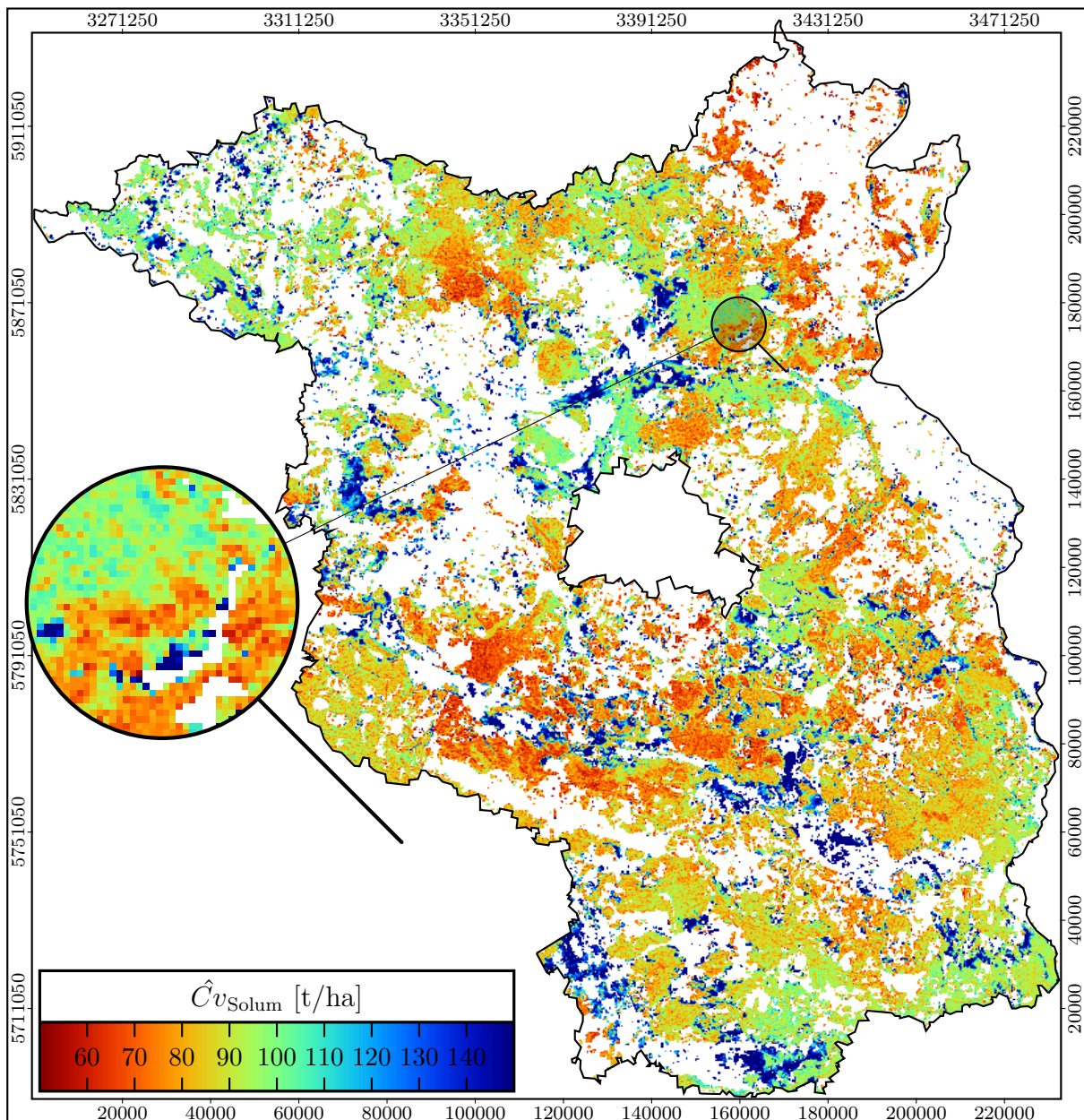


Abb. 6.11.: Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der Kohlenstoffvorräte im Solum mineralischer brandenburgischer Waldstandorte

riabilität wurde die Legende, orientiert am 1. und 95. Perzentil, auf den Bereich von 50...150 t/ha begrenzt.

So zeigt die Karte sehr deutlich, dass auch innerhalb kleinster Entfernungen extreme Sprünge hinsichtlich der Kohlenstoffvorräte möglich sind. Insbesondere können sehr hohe Kohlenstoffvorräte bei entsprechenden Gelände- und Grundwassersituationen auch in großräumigen Gebieten mit sonst geringen Kohlenstoffvorräten auftreten.

Überdies lassen sich gewisse räumliche Muster erkennen. So häufen sich sehr hohe Kohlenstoffvorräte erwartungsgemäß im Bereich der Urstromtäler, während besonders geringe Vorräte vorrangig in den angrenzenden Sandergebieten auftreten. Auf den Moränen treten die klimatisch feuchteren Bereiche im Norden und Süden des Landes gegenüber den trockeneren Bereichen in der Mitte mit tendenziell erhöhten Kohlenstoffvorräten hervor.

7. Auswahl und Einsatz von Pedotransferfunktionen

Pedotransferfunktionen (PTF) finden stets dann Verwendung, wenn es darum geht, aus einfacher zu ermittelnden oder bereits vorliegenden Bodeneigenschaften aufwendiger zu messende oder bisher nicht bestimmte Bodendaten abzuleiten. Eine ausgesprochen anschauliche Verdeutlichung dieses Ansatzes und der mit dem Einsatz von PTF verbundenen Intentionen stellen A. MCBRATNEY und Y. PACHEPSKY in MCBRATNEY & MINASNY (2004)[324] dar. In diesem Zusammenhang haben PTF vor allem für bodenhydraulische Fragestellungen eine weite Verbreitung gefunden. Jedoch liegen auch für verschiedene andere bodenphysikalische und bodenchemische Fragestellungen eine Vielzahl unterschiedlicher PTF vor. Auch in dieser Arbeit werden PTF vorrangig dazu verwendet, bodenhydraulische Eigenschaften zu ermitteln. Dazu werden zunächst PTF zur Ermittlung der Humusgehalte und Trockenrohdichte des Feinbodens (ρ_{FB}) (Kap. 7.2) eingesetzt. Die so ermittelten ρ_{FB} konnten dann für die Schätzung der nutzbaren Feldkapazität verwendet werden (Kap. 7.3) Ferner wurden boden- und pflanzenspezifische Tiefenfunktionen zur Schätzung des effektiven Wurzelraums eingesetzt (Kap. 7.4), welcher als wichtiger Parameter für die Beschreibung des Wasserhaushalts mit dem TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK et al., 2008, 2009) benötigt wurde.

7.1. Humusgehalte

Im weiteren Sinne können auch in der bodenkundlichen Praxis etablierte Faktoren zur Umrechnung unterschiedlicher Bodenparameter als PTF aufgefasst werden. So benötigen die eingesetzten PTF zur Abschätzung der ρ_{FB} und hydraulischen Eigenschaften Angaben zum Humusgehalt als wichtige Eingangsgrößen. Die Humusgehalte mussten somit zunächst aus den regionalisierten Kohlenstoffvorräten geschätzt werden. Entsprechend VÖLKER & FRIEDRICH (1991a) erfolgt die Umrechnung von Kohlenstoff in Humusgehalte üblicherweise mit Hilfe von Umrechnungsfaktoren. Demnach wird für Torf- und Auflagehorizonte gewöhnlich ein Faktor von 2,00 und für Mineralbodenhorizonte ein Faktor von 1,72 verwendet, welcher auf den Kohlenstoffgehalt isolierter Huminsäuren zurückgeht. Diese beiden Faktoren werden auch in der Bodenkundlichen Kartieranleitung ARBEITSGRUPPE BODEN (2005)[111] vorgeschlagen. Die sehr gute Schätzung der Humusgehalte in den Tiefenstufen des Mineralbodens und in der Humusaufgabe durch die Faktoren 1,72 und 2,00 konnte auch anhand eigener Voruntersuchungen an einem Teilkollektiv der verwendeten Stichprobendaten bestätigt werden.

7.2. Trockenrohdichten

Basierend auf den Empfehlungen der Validierungsstudie von DE VOS et al. (2005), welche 12 unterschiedliche PTF anhand eines umfangreichen Datensatzes belgischer Waldböden validierten, wurde für die Abschätzung der Trockenrohdichten die PTF von ADAMS (1973) ausgewählt. In abgewandelter Form erzielte diese PTF auch gute Ergebnisse in der europäischen Vergleichsstudie von HOLLIS et al. (2012). Gegenüber vielen anderen Ansätzen hebt

sich diese PTF, neben den in Validierungsstudien erreichten hohen Übereinstimmungen zwischen Mess- und Vorhersagewerten, durch eine physikalisch basierte Formulierung der Regressionsgleichung ab. Zugleich zeichnet sich die PTF von ADAMS (1973) durch einen minimalen Bedarf an erforderlichen Eingangsdaten aus und entspricht somit wesentlich besser dem von McBRATNEY & MINASNY (2004)[324] dargestellten PTF-Konzept, als Ansätze, welche eine Vielzahl komplexer Bodenparameter wie Kornfraktionenanteile oder sogar Punkte der Wasserretentionskurve benötigen (z.B. PATIL & CHATURVEDI, 2012).

Die PTF von ADAMS (1973) wurde anhand steinfreier Böden entwickelt. Die mit dieser PTF berechneten Trockenrohdichten des Gesamtbodens entsprechen somit der Trockenrohdichte des Feinbodens $\hat{\rho}_{\text{FB}}$ (VÖLKER & FRIEDRICH, 1991b; RIEK, 2007). Die PTF beschreibt die $\hat{\rho}_{\text{FB}}$ als mit den jeweiligen Massenanteilen gewichteten harmonischen Mittelwert¹ aus der Trockenrohdichte der organischen Substanz K_1 und der Trockenrohdichte der mineralischen Substanz K_2 (Gleichung 7.1)².

$$\hat{\rho}_{\text{FB}} = \frac{100}{\frac{OS}{K_1} + \frac{100-OS}{K_2}} \quad (7.1)$$

Für trockene (pF 3,3) Bodenproben und Humusgehalte im Bereich von 0...75 Massenprozent gibt ADAMS K_1 mit 0,311 und K_2 mit 1,47 an. Zur Vermeidung systematischer Abweichungen und unzureichender Vorhersagegenauigkeiten beschreiben DE VOS et al. (2005) die erneute Kalibrierung der PTF anhand eines geeigneten Probenkollektives als ausgesprochen lohnenswert und empfehlen diese ausdrücklich, wenn hohe Anforderungen an die Genauigkeit der Vorhersagen gestellt werden. Die Notwendigkeit unterschiedlicher Parametrisierungen ergibt sich durch unterschiedliche geologische Verhältnisse, Landnutzung oder methodische Unterschiede bei der Ermittlung der Humusgehalte (KAUR et al., 2002; DE VOS et al., 2005). Bei der Rekalibrierung der PTF ADAMS (1973) ermittelten DE VOS et al. die beste Anpassung für belgische Waldböden mit $K_1 = 0,312$ und $K_2 = 1,661$.

Um die PTF ADAMS auch für brandenburgische Waldböden anhand der vorliegenden Stichprobendaten zu rekalibrieren, wurde die Formulierung als harmonisches Mittel zunächst transformiert, um die beiden Parameter mit einfacher linearer Regression schätzen zu können (Gleichung 7.2). Dadurch konnten gegenüber der Schätzung der beiden Parameter mittels iterativer Algorithmen der nichtlinearen Regressionsanalyse zunächst Schwierigkeiten wie das Schätzen von Startwerten und Unsicherheiten bei der Ermittlung eines globalen Optimums vermieden werden (vgl. BACKHAUS et al., 2011b, 22).

$$\frac{1}{\hat{\rho}_{\text{FB}}} = a \cdot OS + b \quad \text{mit:} \quad K_1 = \frac{1}{100 \cdot a + b} \quad \text{und} \quad K_2 = \frac{1}{b} \quad (7.2)$$

Nach BACKHAUS et al. (2011b)[25] „...kann u. U. bei linearisierbaren Modellen die Schätzung mittels nichtlinearer Regression vorteilhaft sein.“, da sich: „Durch die Linearisierung die stochastischen Eigenschaften eines Modells ändern können...“. Um ggf. ungünstige Effekte der Linearisierung zu überprüfen, wurden die beiden Parameter der

¹Das harmonische Mittel der Dichten zweier Festkörper mit **gleicher Masse** entspricht der realen physikalischen Dichte des aus beiden Körpern zusammengesetzten Festkörpers.

²In der bei ADAMS (1973) abgedruckten Gleichung liegt eine fehlerhafte Klammersetzung (Druckfehler) vor, welche in der hier angegebenen Form korrigiert wurde. In der Validierungsstudie von KAUR et al. (2002) wird dieser Fehler übernommen, was als eine mögliche Ursache für das schlechte Abschneiden der PTF ADAMS (1973) in dieser Studie angenommen werden kann.

ADAMS-Gleichung erneut mittels nichtlinearer Regression geschätzt. Dafür konnte nun auf die aus der Schätzung mittels linearer Regression vorliegenden Werte für K_1 und K_2 als Startwerte zurückgegriffen werden. Die nichtlineare Regressionsanalyse wurde mittels der iterativen NLR-Prozedur in SPSS durchgeführt.

Für die Rekalibrierung wurden nur die Datensätze der Tiefenstufen des Mineralbodens ausgewählt, da die PTF später auch nur für die Schätzung der ρ_{FB} im Mineralboden benötigt wird. Zugleich sind die Messwerte der ρ_{FB} für die Humusaufgabe aufgrund der methodischen Schwierigkeiten beim Erfassen der Mächtigkeiten im Gelände auch mit deutlich höheren Unsicherheiten belegt.

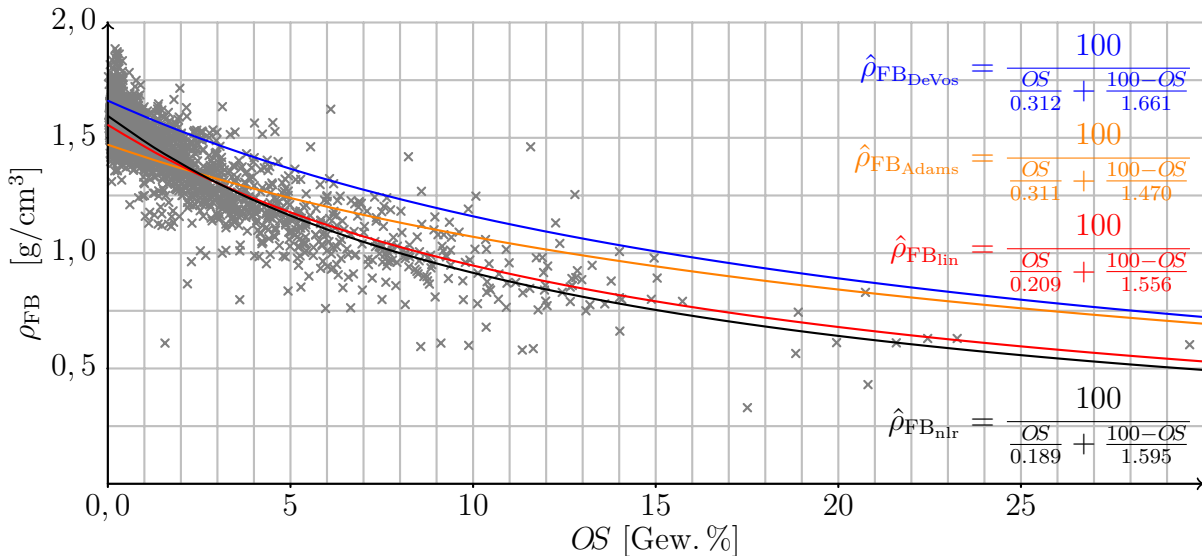


Abb. 7.1.: Beschreibung des Zusammenhangs Trockenrohdichte und Humusgehalt anhand der rekalibrierten PTF nach ADAMS (1973)

Im Ergebnis wurden für die 2128 Proben umfassende Stichprobe auf Grundlage der linearen Regressionsanalyse die beiden Parameter mit $K_1 = 0,209$ und $K_2 = 1,556$ berechnet. Mittels nichtlinearer Regression wurde $K_1 = 0,189$ und $K_2 = 1,595$ geschätzt. Im Vergleich zu den von ADAMS (1973) und DE VOS et al. (2005) angegebenen Werten wird K_1 somit in beiden Fällen deutlich kleiner geschätzt, während sich die Schätzungen für K_2 in einem mittleren Bereich einordnen. Die sich aus den unterschiedlichen Verfahren ergebenden Kurvenanpassungen im Vergleich zu den Parametrisierungen nach ADAMS (1973) und DE VOS et al. (2005) verdeutlicht Abbildung 7.1. Zunächst wird in Übereinstimmung mit den Beobachtungen und Empfehlungen von DE VOS et al. (2005) die deutlich bessere Beschreibung der Stichprobe durch die beiden rekalibrierten PTF deutlich. Größere Unterschiede zwischen den beiden neuen Anpassungen zeigen sich vor allem im Bereich geringer und hoher Humusgehalte, wobei die mittels nichtlinearer Regression geschätzte Trockenrohdichte $\hat{\rho}_{\text{FB nlr}}$ stärker in Abhängigkeit vom Humusgehalt variiert.

Die erreichten Anteile erklärter Streuung liegen mit nahezu identischen Bestimmtheitsmaßen von $r^2 = 0,780$ für die lineare und $r^2 = 0,783$ für die nichtlineare Schätzung deutlich höher als die von DE VOS et al. (2005) ermittelten Werte. Zugleich ordnen sich die Bestimmtheitsmaße im oberen Bereich der von DE VOS et al. aus der Literatur zusammengestellten Werte für ρ -PTF ein. Selbst sehr komplexe Ansätze, wie die von PATIL & CHATURVEDI (2012)[507] vorgeschlagene Schätzung der Trockenrohdichte aus Feldka-

pazität, permanentem Welkepunkt sowie Sand- und Schluffanteilen mittels neuronalen Netzen, erzielen kaum höhere Bestimmtheitsmaße ($r^2 = 0,83$).

In Abbildung 7.2 sind die Vorhersagewerte der beiden rekalierten Modelle gegenüber den Messwerten ρ_{FB} aufgetragen. Neben einer insgesamt sehr ähnlichen Schätzung beider Modelle zeigt sich für das mittels linearer Regression geschätzte Modell eine etwas stärkere Kappung im Bereich hoher Dichten.

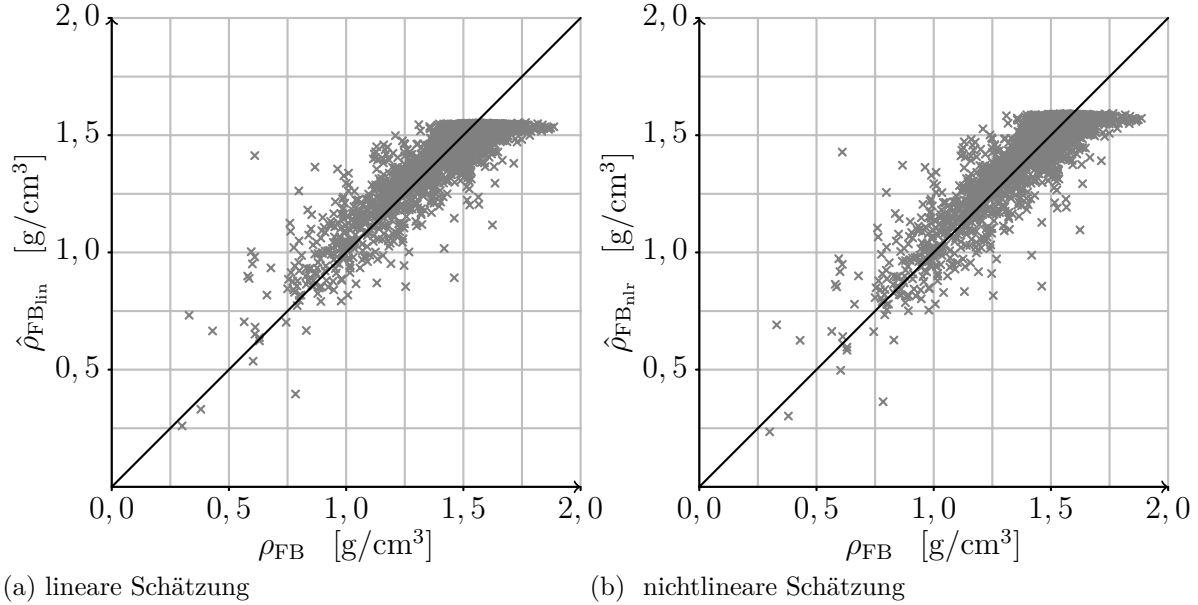


Abb. 7.2.: Messwerte der Trockenrohdichte ρ_{FB} und Vorhersagewerte der PTF ADAMS (1973) aus linearisierter ($\hat{\rho}_{FB_{lin}}$) und nichtlinearer ($\hat{\rho}_{FB_{nlr}}$) Parameterschätzung

Ergänzend zur Rekaliierung der PTF ADAMS (1973) wurden tiefenstufenweise Anpassungen sowie die zusätzliche Berücksichtigung von Kornfraktionenanteilen für die Schätzung der ρ_{FB} getestet. Analog zu den Beobachtungen von DE VOS et al. (2005) konnten dabei jedoch kaum signifikante Verbesserungen erreicht werden. Dementsprechend wurden diese komplexeren Modelle wieder verworfen. Für die Anwendung zur Schätzung der Trockenrohdichten für die brandenburgische Waldfläche wurde schließlich die mittels nichtlinearer Regression rekalierte PTF nach ADAMS ausgewählt.

Für die konkrete Berechnung der Trockenrohdichten auf Grundlage der regionalisierten Humusvorräte wurde ergänzend die funktionale Beziehung zwischen Humusvorrat OSv [t/ha], prozentualem Humusgehalt OS , Trockenrohdichte des Feinbodens ρ_{FB} [g/cm³], Grobbodenvolumenanteil GB [%] sowie dem Volumen V [m³/ha] innerhalb einer Schicht entsprechend GAFA (2006)[A2.8], RIEK (2007) berücksichtigt (Gleichung 7.3). Ausgehend von einem Gleichungssystem aus den beiden Funktionen 7.1 und 7.3 lässt sich die $\hat{\rho}_{FB}$ auf Grundlage der Humusvorräte OSv dann entsprechend Gleichung 7.4 berechnen.

$$OSv = \frac{OS}{100} \rho_{FB} V \left(\frac{100 - GB}{100} \right) \quad (7.3)$$

$$\hat{\rho}_{FB} = \frac{V \left(\frac{100 - GB}{100} \right) K_1 K_2 - OSv K_2 + OSv K_1}{K_1 V \left(\frac{100 - GB}{100} \right)} \quad (7.4)$$

7.3. Nutzbare Feldkapazität

Als quantitativer Kennwert zur Beschreibung des Wasserspeichervermögens von Böden dient die nutzbare Feldkapazität (*nFK*). Sie ist in Deutschland allgemein als die Differenz der volumetrischen Wassergehalte bei einer Wasserspannung von -60 hPa (pF 1,8, Feldkapazität) und -15000 hPa (pF 4,2 permanenter Welkepunkt) definiert (ARBEITSGRUPPE BODEN, 2005; DIN4220, 2008). Im Labor wird die nutzbare Feldkapazität herkömmlich durch Entwässerung vollständig gesättigter Bodenproben auf keramischen Platten mit hängenden Wassersäulen oder mittels Überdruck in Drucktöpfen ermittelt (HARTGE & HORN, 1992). Die aufwendige Entnahme geeigneter Bodenproben und nicht zuletzt der hohe Zeitaufwand bis zur Gleichgewichtseinstellung bei Entwässerung der Bodenproben machen die instrumentelle Messung im Labor somit ausgesprochen personal-, zeit- und materialintensiv (HANGEN & SCHERZER, 2004). Neuere Verfahren zur Bestimmung bodenhydraulischer Parameter, wie Verdunstungsverfahren (SCHINDLER, 1980; PETERS & DURNER, 2008) oder die Multistep Outflow-Methode (PUHLMANN et al., 2009), haben einen deutlich geringeren Aufwand und ermöglichen die Messung größerer Probenzahlen. Trotzdem ist die standardmäßige Bestimmung im Rahmen von bodenkundlichen Inventuren oder im Rahmen boden- und standortkundlicher Kartierungen weiterhin sehr aufwendig. Zudem liegen für die brandenburgische Stichprobe der BZE 2 sowie für die forstliche Standortskarte keine entsprechenden Daten vor.

Eine Alternative zu direkten Messungen im Labor ist die Ableitung hydraulischer Bodeneigenschaften aus vorliegenden oder einfach zu erhebenden Bodeneigenschaften mittels Pedotransferfunktionen (PTF). Häufig verwendete Eingangsgrößen solcher PTF sind Humus- oder Kohlenstoffgehalte, Texturklassen oder analysierte Kornfraktionenanteile, Trockenrohdichte sowie mit Substrat- und Horizontgenese assoziierte Bodeneigenschaften. Diese Bodeneigenschaften lassen sich aus vorliegenden bodenkundlichen Kartenwerken ableiten oder liegen als Ergebnisse bodenkundlicher Inventuren vor. Somit erlaubt der Einsatz von PTF die Quantifizierung und Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität beziehungsweise der daraus ableitbaren pflanzenverfügbaren Wasserspeicherkapazität (vgl. Kap. 7.4) von Böden.

Da eine flächendeckende Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität für die in dieser Arbeit angestrebten großräumigen regionalen Betrachtungen gegenwärtig durch Messungen mit Laborverfahren aufgrund des hohen Zeit- und Kostenaufwandes noch nicht praktikabel erscheint, bleibt die Verwendung von PTF zur Schätzung der *nFK*, insbesondere für die Regionalisierung, eine berechtigte Alternative. So erlauben diese PTF die Bestimmung der *nFK* mit einem wesentlich geringeren Aufwand und nicht zuletzt eine effektive Nutzung vorhandener, räumlich oft gut aufgelöst vorliegender Bodenkennwerte.

Es existieren viele verschiedene PTF, welche zum Teil anhand unterschiedlichster Böden aus regionalen Erhebungen oder nationalen und internationalen Bodendatenbanken mit verschiedensten methodischen Ansätzen entwickelt wurden. Studien, welche sich mit der Vorhersagegüte verschiedener PTF beschäftigen, konstatieren insbesondere für sandige Böden unter Wald hohe Vorhersagefehler (SCHRAMM et al., 2006; STUMPP et al., 2009). Zugleich wurden oft Indizien für eine regional eingeschränkte Gültigkeit von PTF beobachtet (vgl. CORNELIS et al., 2001; GIVI et al., 2004; STUMPP et al., 2009; OSENS-TETTER et al., 2009; PATIL et al., 2010). Untersuchungen, welche sich speziell mit der regionalen Eignung einzelner PTF für Waldstandorte des pleistozänen Tieflands auseinandersetzen, fehlen bislang. Ausgehend von den Arbeiten von HANGEN & SCHERZER

(2004) und SCHRAMM et al. (2006) wurde somit ein Pedotransferfunktionen-Vergleich zur Eignung der unterschiedlichen PTF zur Ableitung der nFK für nordostdeutsche Waldböden durchgeführt.

7.3.1. Auswertungsansatz und Stichprobenbildung

Ziel der Auswertungen ist die Bewertung der Vorhersageeigenschaften der PTF für typische, flächenrepräsentative, grundwasserferne, mineralische Waldböden des nordostdeutschen Tieflands unter besonderer Berücksichtigung von Brandenburg. Sonderstandorte, wie Kippenböden der in Brandenburg auftretenden Bergbaufolgelandschaften und seltenere, nur regional oder kleinflächig auftretende Formen wie Moor- und Auenböden, wurden

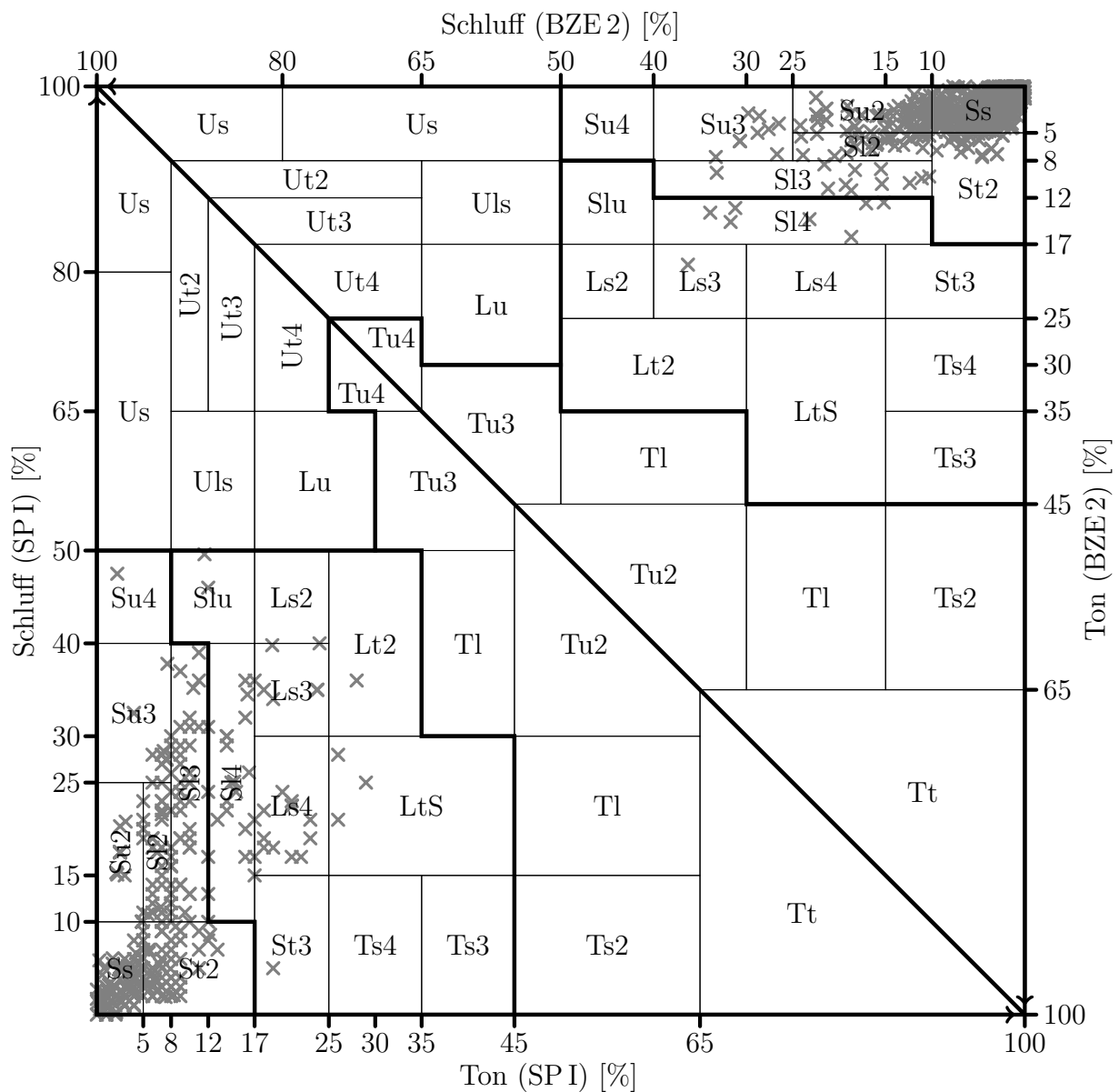


Abb. 7.3.: Spektrum der Texturklassen nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) innerhalb der BZE- und Validierungsstichprobe

ausgeschlossen. Organische Auflagehorizonte wurden ebenfalls nicht in die Auswertungen einbezogen.

In einem ersten Schritt wurde die BZE 2-Stichprobe für das Land Brandenburg (673 Horizonte von 137 mineralischen Standorten ohne anthropogene Formen wie Kippsubstrate) herangezogen. Die Daten erlauben mit verschiedenen PTF die pflanzenverfügbaren Wasserspeicherkapazitäten im effektiven Wurzelraum (nWSK) für 137 Standorte zu berechnen und anhand dieser flächenrepräsentativen Stichprobe Aussagen zur mittleren Lage und Streubreite der Ergebnisse einzelner PTF zu gewinnen. Für die Berechnung der nWSK wurde die Tiefe des effektiven Wurzelraums vereinfachend mit 1 m Mineralbodentiefe an-

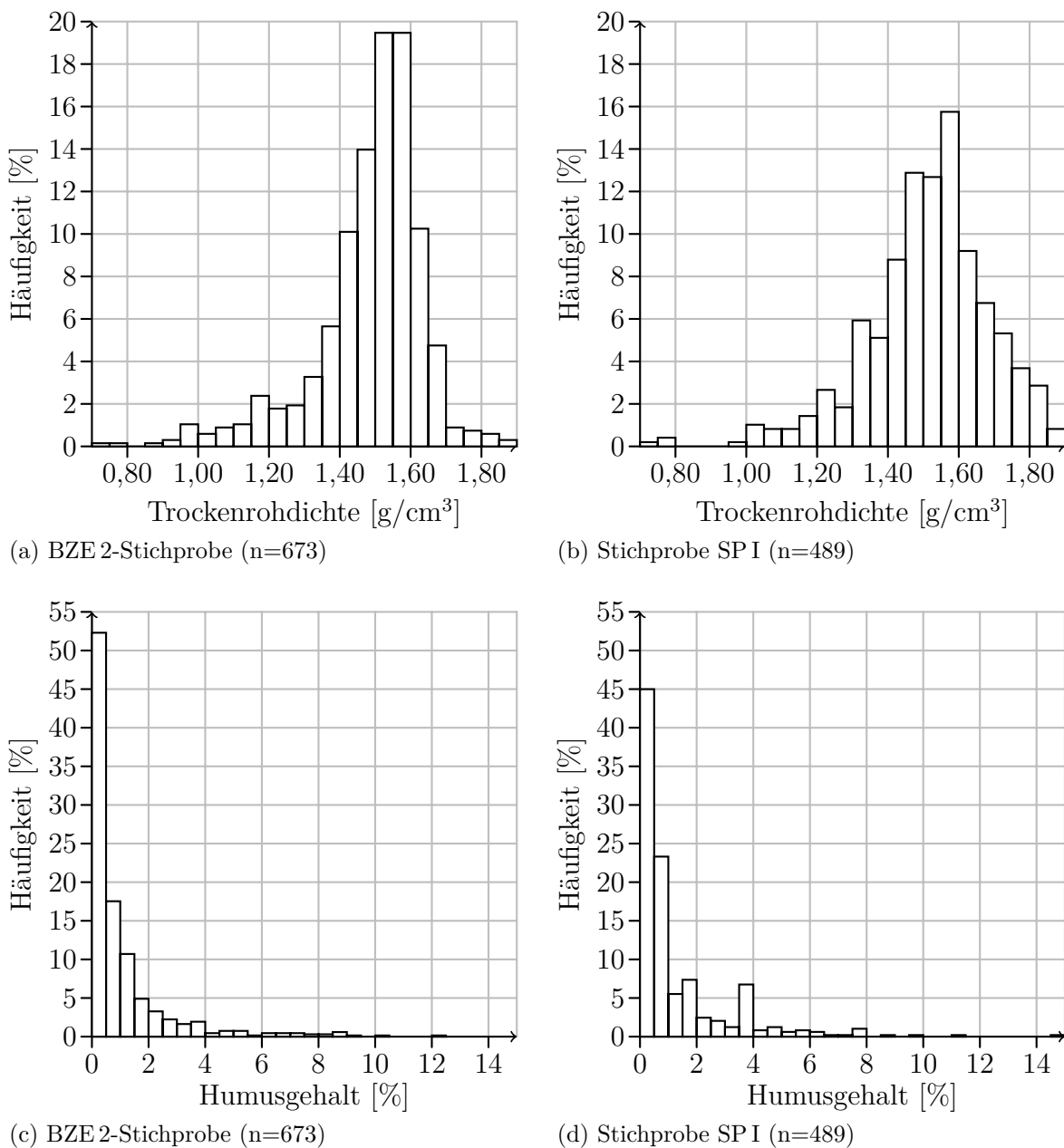


Abb. 7.4.: Häufigkeitsverteilung der Trockenrohdichten und Humusgehalte für die BZE-Stichprobe und der Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv)

genommen. So konnten die PTF relational miteinander verglichen und die systematischen Unterschiede bei der Vorhersage der nWSK für konkrete brandenburgische Waldböden, d. h. repräsentative Ausprägungen und Ausprägungskombinationen der Eingangsgrößen der PTF quantifiziert werden. Die entsprechenden Ergebnisse erlauben somit die Einschätzung der Sensitivität der Schätzwerte für die nWSK gegenüber der jeweils verwendeten PTF.

Analog zu den repräsentativen Häufigkeitsverteilungen der BZE für die wichtigen Einflussgrößen Textur, Trockenrohdichte und Humusgehalt wurden für Brandenburg charakteristische Teilstichproben aus den insgesamt 505 Bodenhorizonte umfassenden Datenbanken mit Messwerten zur *nFK* und den zugehörigen Angaben zu den von den verschiedenen PTF benötigten Eingangsgrößen (Textur, Dichte, Humus, Kohlenstoff, Substrat- und Horizontklassifikation, Tiefenspanne) ausgewählt. Dies konnte durch Ausschließen der Bodenarten-Hauptgruppen Schluffe und Tone von der weiteren Auswertung erreicht werden (vgl. Abbildung 7.3). Bezüglich der Häufigkeiten von Trockenrohdichte und Humusgehalt (Abb. 7.4) stimmten die Datensätze bereits nach Ausschluss der entsprechenden Texturklassen gut überein. Größere Unterschiede zeigen sich für die Verteilungen der mittleren Horizonttiefen der BZE und der Entnahmetiefen in den Stichproben SP I und SP II (vgl. Abb. A.1 im Anhang). Diese sind wahrscheinlich auf gerichtete Unterschiede bei der Ansprache von Horizontgrenzen in den unterschiedlichen Stichproben zurückzuführen. Entgegen der zu vermutenden Unterschiede bei der Ansprache der Bodenhorizonte, zeigen die prozentualen Häufigkeiten der zu elf Horizontgruppen zusammengefassten Horizonte zwischen den einzelnen Stichproben eine gute Übereinstimmung (vgl. Tabelle A.1 im Anhang). In der Folge wurden somit keine weiteren Datensätze von der Analyse ausgeschlossen.

Im Hinblick auf nicht für alle Datensätze vorliegende Korngrößenanalysen wurden zwei Stichproben ausgewählt. Die größere Stichprobe (SP I) umfasst alle 489 Datensätze, d.h. das Gesamtkollektiv. Die kleinere Stichprobe (SP II) enthält ausschließlich jene 315 Datensätze, für welche Korngrößenanalysen vorlagen. Ziel dieses Vorgehens war es, bei der späteren Validierung anhand der Stichprobe SP II alle betrachteten PTF einheitlich miteinander vergleichen zu können und zugleich mit der Stichprobe SP I eine möglichst umfangreiche Stichprobe für die Bewertung der auf Texturklassen basierenden PTF zur Verfügung zu haben.

7.3.2. Auswahl und Anwendung der betrachteten PTF

Einen allgemeinen Überblick über PTF zur Bestimmung hydraulischer Bodeneigenschaften, die verschiedenen Ansätze zur Entwicklung sowie die Bewertung von PTF geben WÖSTEN et al. (2001). Grundsätzlich lassen sich nach ZACHARIAS & WESSOLEK (2007) drei verschiedene Typen von PTF zur Ableitung des Wasserspeichervermögens unterscheiden:

1. PTF, welche den jeweiligen Wassergehalt für ausgewählte Matrixpotentiale, in der Regel den Wassergehalt bei Feldkapazität (pF 1,8 oder pF 2,5) und für den permanenten Welkepunkt (pF 4,2), vorhersagen, wie die Ansätze nach DIN4220 (2008), RENGIER et al. (2009), RIEK et al. (1992, 1995), ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) oder TEEPE et al. (2003)

2. PTF, welche die Zusammenhänge zwischen Körnungssummenkurven, Porengrößenverteilungen und Wasserretentionskurven nutzen. Die jeweiligen Wassergehalte werden dann für aus der Korngrößenverteilung abgeleitete Porenvolumen in Abhängigkeit vom aus kapillaren Zusammenhängen abgeleiteten Matrixpotential bestimmt (ARYA & PARIS, 1981)
3. PTF, welche Parameter für verschiedene Funktionen zur Beschreibung der Wasserspeicherung in Abhängigkeit vom Matrixpotential bestimmen (TEEPE et al., 2003; SCHAAP et al., 2001; WÖSTEN et al., 1999; VEREecken et al., 1989; SCHEINOST et al., 1997)

Die Auswahl der betrachteten PTF folgt den Empfehlungen von HANGEN & SCHERZER (2004), welche anhand umfangreicher Literaturstudien für deutsche Waldböden besonders geeignet erscheinende Ansätze extrahierten. Aufgrund der hohen Anforderungen an die Auflösung der Korngrößenverteilung (TIETJE & HENNINGS, 1993; ZACHARIAS & WES- SOLEK, 2007) und entsprechend den Empfehlungen von HANGEN & SCHERZER (2004) wurden PTF nach Typ 2 nicht in die Auswertungen einbezogen. Die im folgenden verwendeten Kurzbezeichnungen der betrachteten PTF, eine kurze Beschreibung der jeweiligen Ansätze sowie vorgenommene Anpassungen bei der Anwendung der PTF werden in Tabelle 7.1 dargestellt.

Die etablierte PTF nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) zur Bestimmung der n_{FK} anhand der Eingangsgrößen Texturklasse, Trockenrohdichte und Humusgehalt wurde nicht aufgenommen und durch den analogen Ansatz der DIN4220 (2008) ersetzt. Dadurch wurde erreicht, dass der Wasserspannungsbereich aller für die Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität genutzten PTF einheitlich (in allen Texturklassen) zwischen pF 1,8 und pF 4,2 definiert war (vgl. SCHREY, 2008). Zusätzlich wurde als Überarbeitung des Ansatzes nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005)/DIN4220 (2008) die PTF von RENGER et al. (2009) sowie ein im Vergleich zu den anderen Gleichungen zusätzlich Substrat und Horizontgenese berücksichtigender Ansatz nach RIEK et al. (1992, 1995) mit einbezogen.

Für die PTF **Schaap KGA**, **Schaap KGA+TRD**, **Vereecken**, **Wösten KGA** (Tab. 7.1), welche von den entsprechend der Einteilung der Korngrößenklassen nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) vorliegenden Kornfraktionenanteilen abweichend definierte Kornfraktionenanteile als Eingangsgrößen benötigen, wurden die entsprechenden Kornfraktionenanteile in Anlehnung an die Empfehlungen von NEMES et al. (1999) durch Anpassung kubischer Splines interpoliert. Für die PTF **Schaap klass**, **Wösten klass** (Tab. 7.1), welche von der Einteilung nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) abweichende Texturklassen benötigten, wurden die jeweiligen Texturklassen nach der rechnerischen Umformung der Kornfraktionenanteile mittels kubischer Splines aus den Kornfraktionenanteilen entsprechend der jeweiligen Klassifikation abgeleitet. Für Datensätze, für welche keine Korngrößenanalysen, sondern nur Texturklassen aus der Feldansprache vorlagen, wurden die arithmetischen Mittelwerte der die jeweilige Texturklasse definierenden Wertespannen der Kornfraktionenanteile angenommen und anschließend analog dem Vorgehen bei vollständigen Datensätzen verfahren. Sonstige, für die praktische Anwendbarkeit notwendige Anpassungen bei der Verwendung der einzelnen Gleichungen, wie Modellgrenzen, das Vermeiden des Logarithmiers oder Dividierens mit null wurden entsprechend der Hinweise von SCHRAMM et al. (2006) übernommen (siehe hierzu auch Tabelle 7.1, letzte Spalte).

Tab. 7.1.: Übersicht der validierten PTF, Hinweise zu Datengrundlage und vorgenommenen Anpassungen bei der Anwendung

PTF	Quelle	Prädiktoren	Ansatz / Methodik	Herkunft / Datenbasis	Annahmen / Anpassungen
AG Boden pF	ARBEITS-GRUPPE BODEN (2005)	Texturklasse	geometrisch gemittelte Werte für die jeweilige Bodenart	15799 Datensätze der Bundesländer BW, BY, BE, BB, HE, NI, NW, RP, ST, und aus Datenbeständen von TEEPE (Göttingen) und VETTERLEIN (DDR)	Der PWP wurde zur Vermeidung von Inkonsistenzen und Berücksichtigung des Humusgehaltes aus $FK - nFK$ ermittelt.
		Texturklasse, TRD, Hum.	geometrisch gemittelte Werte für Bodenart, TRD und Zuschläge in Abhängigkeit vom Hum.		
DIN 4220	DIN 4220 (2008)	Texturklasse, TRD, Hum.	modifizierter Ansatz nach DIN 4220 (u.a. differenziertere TRD-Stufen, Kalibrierung der Tabellenwerte für Tone, Sande und Zuschläge für den Hum.)	siehe DIN 4220 + zusätzliche Erfahrungs- / Messwerte	PWP-Berechnung erfolgte analog zu DIN 4220. Für nicht definierte Varianten von TRD und Texturklasse wurde der Tabellenwert der gleichen Feinbodenart in der angrenzenden TRD-Stufe eingesetzt.
Riek	RIEK et al. (1992, 1995)	KGA, TRD, Hum., Horizontgruppe	multiple Regressionsanalysen innerhalb von Substrat-Horizontgruppen	6000 Datensätze der Geol. Landesämter BY, BE, HE, NI, SH, NW, RP sowie aus Datenbeständen von VETTERLEIN (DDR)	Die Substratgruppe wurde behelfsweise aus der Textur abgeleitet.
Schaap KGA	SCHAAAP et al. (2001)	KGA	Training künstlicher Neuraler Netze	2134 Bodenproben temperierter und subtropischer Klimate aus Nordamerika und Europa	Umrechnung der KGA entsprechend der Einteilung in der amerikanischen Nomenklatur durch Interpolation mit kubischen Splines
Schaap KGA+TRD		KGA, TRD	Mittelwertberechnungen für 12 US-Texturklassen		
Schaap klass		Texturklasse			
KGA = Korngrößenanalysen, TRD = Trockenrohddichte, Hum. = Humusgehalt, Corg = Gehalt an organischem Kohlenstoff, OB = Oberbodenparameter					

Fortsetzung auf der nächsten Seite

PTF	Quelle	Prädiktoren	Ansatz / Methodik	Herkunft / Datenbasis	Annahmen / Anpassungen
Scheinost	SCHEINOST et al. (1997)	KGA, Corg, Porosität, Skelettgehalt	Regressionsanalysen, Berücksichtigung von geometrischem Mittelwert und Standardabweichung der Korngrößenverteilung	132 Bodenproben aus einem 1,5 km ² großen Intensivmessfeld Bayerns mit einem großen Wertebereich der Prädiktorvariablen	Die Porosität wurde aus 1-TRD/2,65 abgeleitet; es wurde nur mit den 3 Kornfraktionen Ton, Schluff & Sand (ohne Skelettgehalt) gerechnet.
Teepe KGA nFK	TEEPE et al. (2003)	KGA, TRD	multiple Regressionsanalysen	1850 pF-Kurven von Waldböden Deutschlands (1500 vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Univ. Göttingen + 350 aus der Literatur)	Für Schluff oder Sand <0,5 % wurde der Wert 0,5 % eingesetzt
Teepe klass nFK		Texturklasse, TRD	Clusteranalysen zur Auscheidung von 10 Texturklassen, Berechnung von Mittelwerten für die 10 Textur-, sowie 5 neu eingeführte TRD-Klassen		
Teepe klass vG					
Vereecken	VERECKEN et al. (1989)	KGA, TRD, Corg	multiple Regressionsanalysen, Hauptkomponentenanalyse	182 Horizonte aus 40 Böden Belgiens mit einem breiten Bodenartenspektrum	Umrechnung der KGA analog zu Schaap KGA
Wösten KGA	WÖSTEN et al. (1999)	KGA, TRD, Hum., OB	multiple Regressionsanalysen	4030 Proben aus der 5521 umfassenden HYPRES-Datenbank, welche überwiegend auf landwirtschaftlichen Standorten aus 14 europäischen Ländern basiert	Umrechnung der KGA analog zu Schaap KGA. Als Oberboden (OB) wurden alle Horizonte oberhalb 30 cm angenommen. Für Ton-, Schluff- und Humusgehalte <0,5 % wurde 0,5 eingesetzt.
Wösten klass		Texturklasse, OB	Kurvenanpassung an geometrische Mittelwerte der einzelnen Druckstufen		
KGA = Korngrößenanalysen, TRD = Trockenrohdichte, Hum. = Humusgehalt, Corg = Gehalt an organischem Kohlenstoff, OB = Oberbodenparameter					

7.3.3. Bewertungsansatz

Die Bewertung der Vorhersagegüte der PTF erfolgte in Anlehnung an die Vorschläge von KOBAYASHI & SALAM (2000), GIVI et al. (2004) und DE VOS et al. (2005) mittels ausgewählter, statistischer Maßzahlen.

So wurde der arithmetische Mittelwert des Vorhersagefehlers *MPE* (mean predicted error) entsprechend Gleichung 7.5 aus den Messwerten y_m und Vorhersagewerten y_v berechnet. Dabei gibt der *MPE*, welcher dem Mittelwert aller Residuen entspricht, einen Anhalt, in wie weit die jeweiligen PTF zum systematischen Über- oder Unterschätzen der wahren Werte neigen.

$$MPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{v_i} - y_{m_i}) \quad (7.5)$$

Die zugehörige Standardabweichung des Vorhersagefehlers *SDPE* (standard deviation of the prediction error) kann entsprechend Gleichung 7.6 berechnet werden. Der *SDPE* zeigt die nach Beseitigung der systematischen Abweichung durch Subtraktion des *MPE* verbleibenden, von der Funktion nicht erklärbaren, zufälligen Abweichungen.

$$SDPE = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n ((y_{v_i} - y_{m_i}) - MPE)^2} \quad (7.6)$$

Der Quadratwurzelfehler *RMSPE* (square root of the mean square prediction error) berechnet sich entsprechend Gleichung 7.7. Der *RMSPE* gibt als mittlerer Betrag der einzelnen Vorhersagefehler ein Maß für den durchschnittlich zu erwartenden Gesamtfehler bei Anwendung der jeweiligen PTF auf das verwendete Datenkollektiv an. Die Verhältnisse $MPE^2/RMSPE^2$ und $SDPE^2/RMSPE^2$ geben die relativen Anteile systematischer und zufälliger Fehlerkomponenten am Gesamtfehler an (DE VOS et al., 2005).

$$RMSPE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{v_i} - y_{m_i})^2} \quad (7.7)$$

Zusätzlich wurde der Determinationskoeffizient r^2 auf Grundlage der Kovarianz entsprechend Gleichung 7.8 sowie der Anstieg b (Gl. 7.9) und das absolute Glied a (Gl. 7.10) der entsprechenden linearen Regressionsgleichung bestimmt.

$$r^2 = \frac{\left(\sum_{i=1}^n (y_{m_i} - \bar{y}_m) \cdot (y_{v_i} - \bar{y}_v) \right)^2}{\sum_{i=1}^n (y_{m_i} - \bar{y}_m)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_{v_i} - \bar{y}_v)^2} \quad (7.8)$$

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{m_i} - \bar{y}_m) \cdot (y_{v_i} - \bar{y}_v)}{\sum_{i=1}^n (y_{m_i} - \bar{y}_m)^2} \quad (7.9)$$

$$a = \bar{y}_v - b \cdot \bar{y}_m \quad (7.10)$$

Der Determinationskoeffizient (Bestimmtheitsmaß) und die Parameter der Geradengleichung beschreiben die funktionalen Zusammenhänge zwischen den Mess- und Vorhersagewerten, wobei der Anstieg der Geraden b im Idealfall den Wert 1 und der Schnittpunkt mit der Y-Achse a den Wert null annimmt. Der Determinationskoeffizient r^2 erreicht im Fall optimaler Anpassung ebenfalls den Wert 1 und gibt Aufschluss über die Güte der funktionalen Zusammenhänge. Die beiden Parameter der linearen Regressionsgleichung a und b wurden ergänzend auf Signifikanz gegen null und eins getestet.

Zur Einschätzung des von (DONATELLI et al., 2004, 363) geforderten Kriteriums der systematischen Strukturen innerhalb der Residuen wurden die Residuen der einzelnen PTF in Boxplots veranschaulicht und die Vorhersagewerte in Streudiagrammen den Messwerten gegenübergestellt. Als ein zusammenfassendes Hilfsmittel für die Ableitung von Empfehlungen zur Verwendung konkreter PTF wurde analog zu SCHRAMM et al. (2006) und CORNELIS et al. (2001) die Rangfolge der PTF innerhalb der 6 herangezogenen statistischen Kennwerte gebildet und aus den ungewichteten arithmetischen Mittelwerten eine Gesamtrangliste erstellt.

7.3.4. Relationaler Vergleich – Ergebnisse für die BZE-Stichprobe

Im ersten Schritt wurde ein relationaler Vergleich der PTF anhand von Berechnungen der nFK bis 1 m Bodentiefe durchgeführt. Die Tiefe von 1 m wurde für diese Auswertung zunächst vereinfachend in Annäherung an die mittlere Tiefe des effektiven Wurzelraums gewählt. Die Verwendung eines konstanten Wertes für den effektiven Wurzelraum auf allen Standorten erleichtert zudem relationale Vergleiche zwischen den einzelnen PTF.

Für die ausgewählten Standorte der brandenburgischen BZE zeigten sich erhebliche systematische Unterschiede. Die aus den unterschiedlichen PTF resultierenden Ergebnisse sind in Abbildung 7.5 dargestellt. Der Median der nFK wurde im Minimum mit unter 60 mm (**Schaap KGA**) und im Maximum mit über 220 mm (**Scheinost**) vorhergesagt. Danach würde sich beispielsweise entsprechend dem Bewertungsrahmen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)[115] für die PTF **Schaap KGA** im Mittel eine „sehr geringe“ und bei Anwendung der PTF **Scheinost** eine „sehr hohe“ nFK ergeben, was einer Differenz von vier bei insgesamt sieben definierten Bewertungsstufen entspricht. Auch die Variabilität der vorhergesagten nFK -Werte innerhalb der verschiedenen PTF war mit Boxbreiten (25. Perzentil... 75. Perzentil) zwischen unter 10 mm (**Wösten klass**) und über 60 mm (**Riek**) deutlich differenziert. Die Auswahl einer Pedotransferfunktion zur Schätzung der nFK wirkt sich somit auch für die Verhältnisse brandenburgischer Waldböden ausgesprochen sensitiv auf die erzielten Schätzwerte aus. Diese Ergebnisse bestätigten auch für Brandenburg die bereits von anderen Autoren beobachtete Notwendigkeit einer möglichst genauen Prüfung und Auswahl von PTF vor ihrer Anwendung auf Böden anderer Regionen beziehungsweise Datenkollektive (z.B. CORNELIS et al., 2001; GIVI et al., 2004; STUMPP et al., 2009).

7.3.5. Validierung durch Vergleich mit gemessenen Werten

Eine Bewertung, mit welcher PTF die nFK am besten vorhergesagt wird, ist anhand der BZE-Daten nicht möglich, da für die Standorte der BZE in Brandenburg die nFK nicht messtechnisch ermittelt wurde. Diese Einschätzung erfolgte anhand der mit Messwerten belegten 489 bzw. 315 Datensätze der Stichproben SP I und SP II.

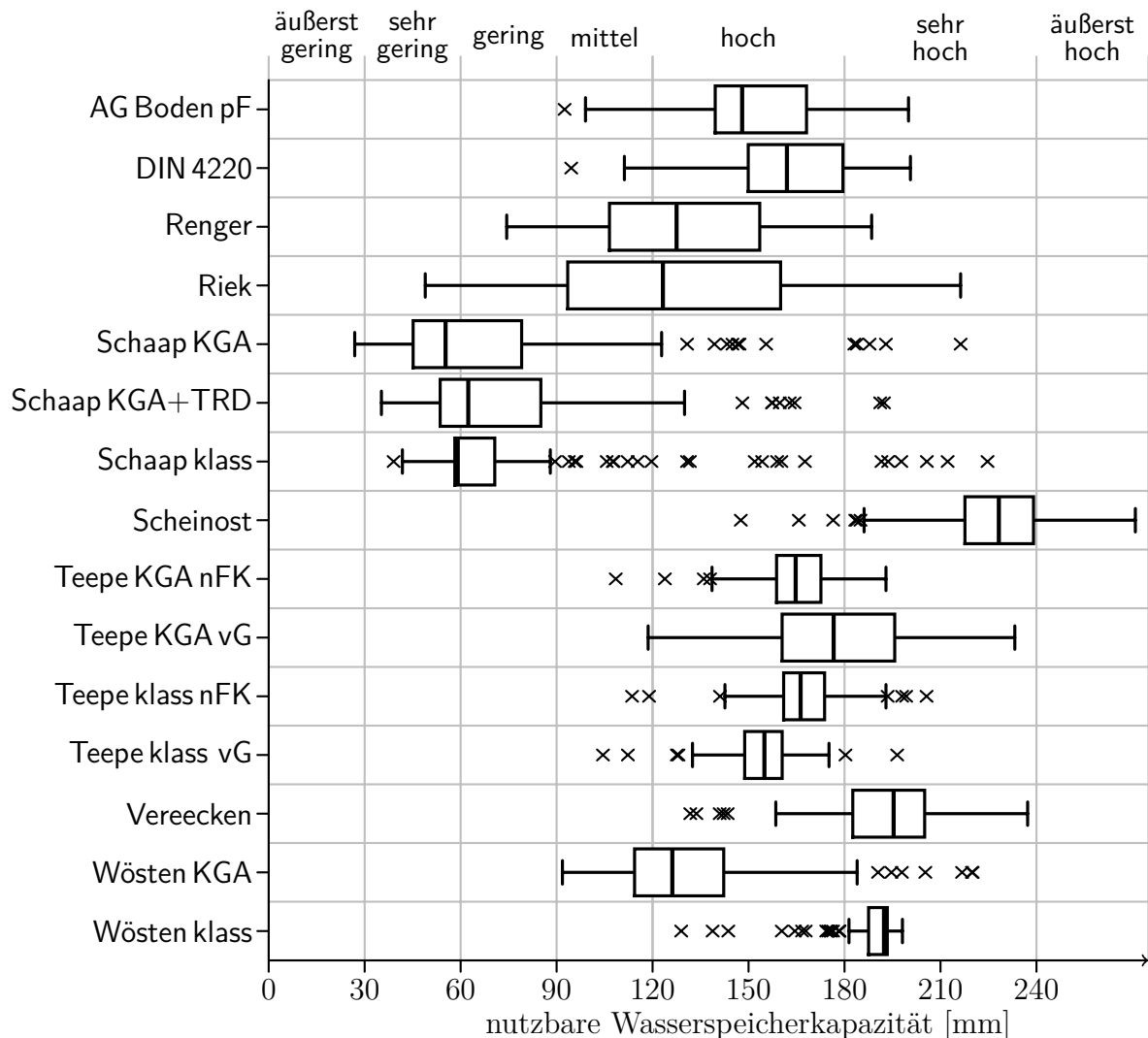


Abb. 7.5.: Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum bis 1 m Tiefe für die brandenburgischen Standorte der zweiten Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald ($n = 137$) über den Bewertungsstufen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)[115]

In den Boxplot-Darstellungen der Residuen für die Stichprobe SPI I (Abb. 7.7) und die Stichprobe SPI II (Abb. 7.6) spiegeln sich die an der BZE-Stichprobe festgestellten allgemeinen Tendenzen zur Über- bzw. Unterschätzung auch in den Residuen zu den Messwerten wieder. Auffällig ist, dass PTF mit geringen Wertespannen (Boxbreiten) für das BZE-Kollektiv (z.B.: Wösten klass, Schaap klass, Scheinost) auffällig weite Wertespannen bei den auftretenden Residuen aufweisen, was darauf hindeutet, dass von diesen PTF ein größerer Teil der auftretenden Unterschiede bei der Ausprägung der *nFK* nur schlecht erklärt werden kann. Im Gegensatz dazu weist unter den Korngrößenanalysen berücksichtigenden Ansätzen insbesondere die PTF Riek für das BZE-Kollektiv die breiteste, für die auftretenden Residuen jedoch die niedrigste Wertespanne auf. Weniger deutlich ausgeprägt trifft dies für die PTF Renger unter den auf Texturklassen basierenden Ansätzen zu. Dies deutet auf ein insgesamt besseres Erklärungspotential dieser PTF hin.

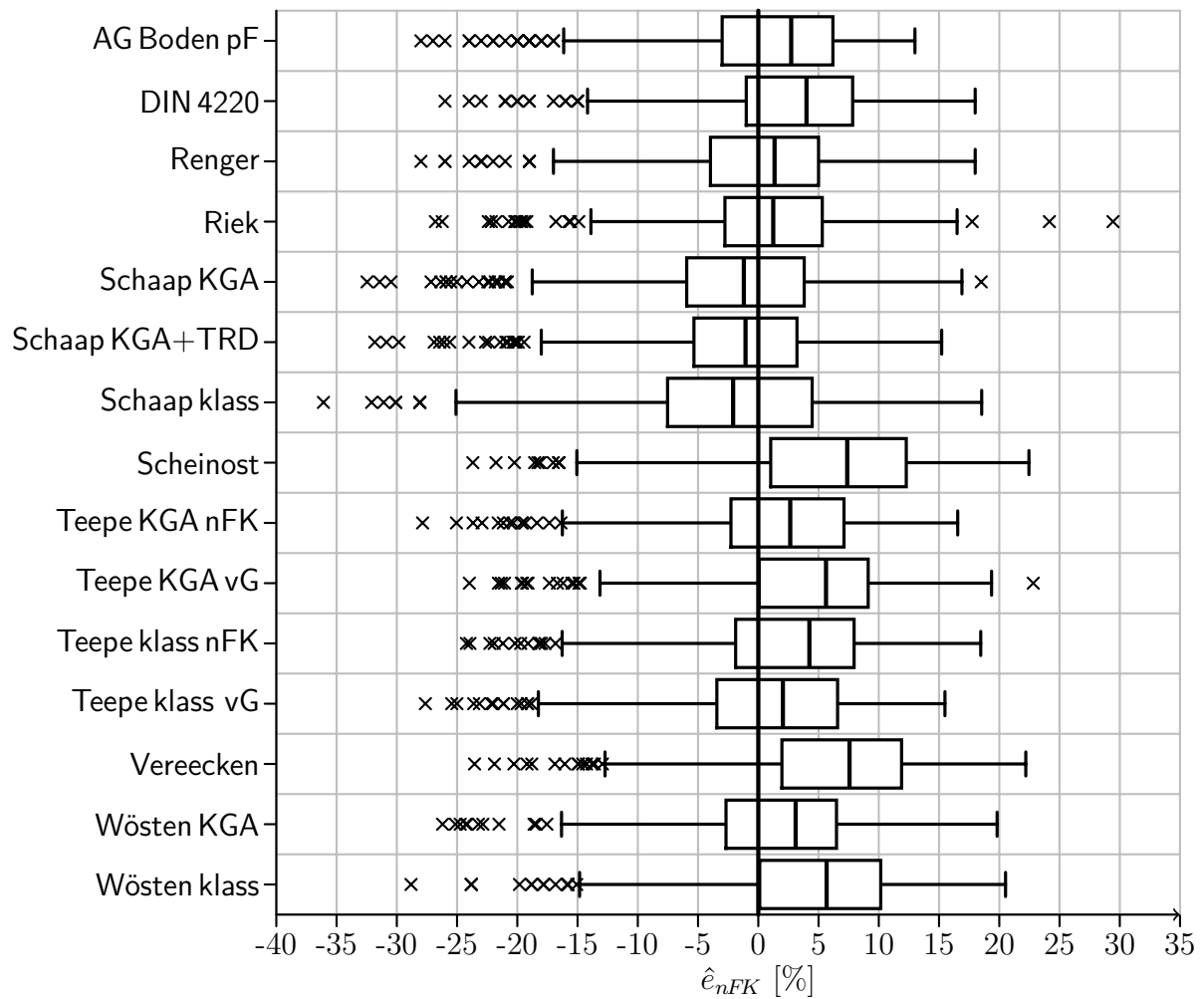


Abb. 7.6.: Verteilung der Residuen bei Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität für die Stichprobe SP II (Korngrößenanalysen)

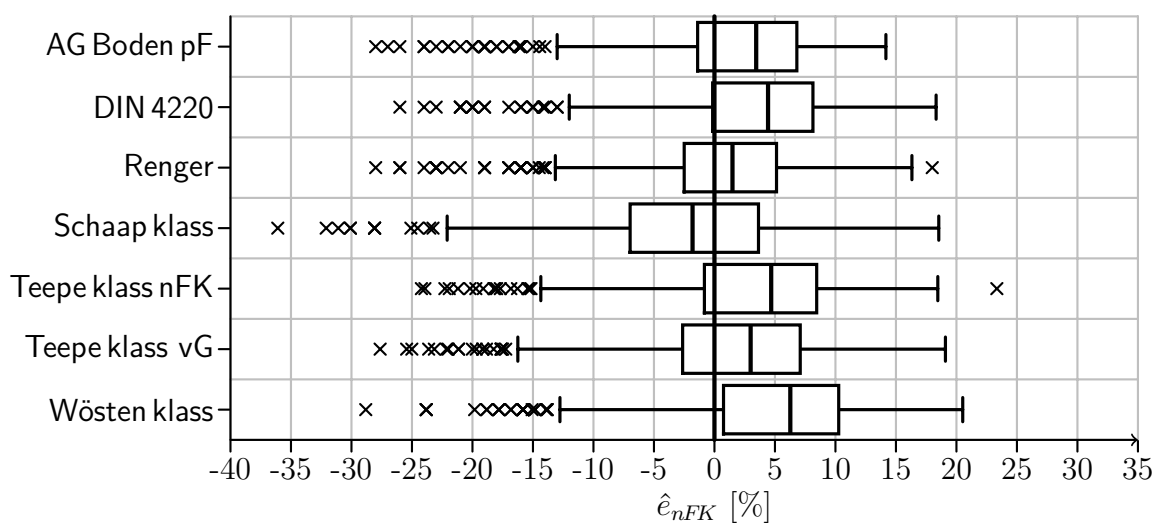
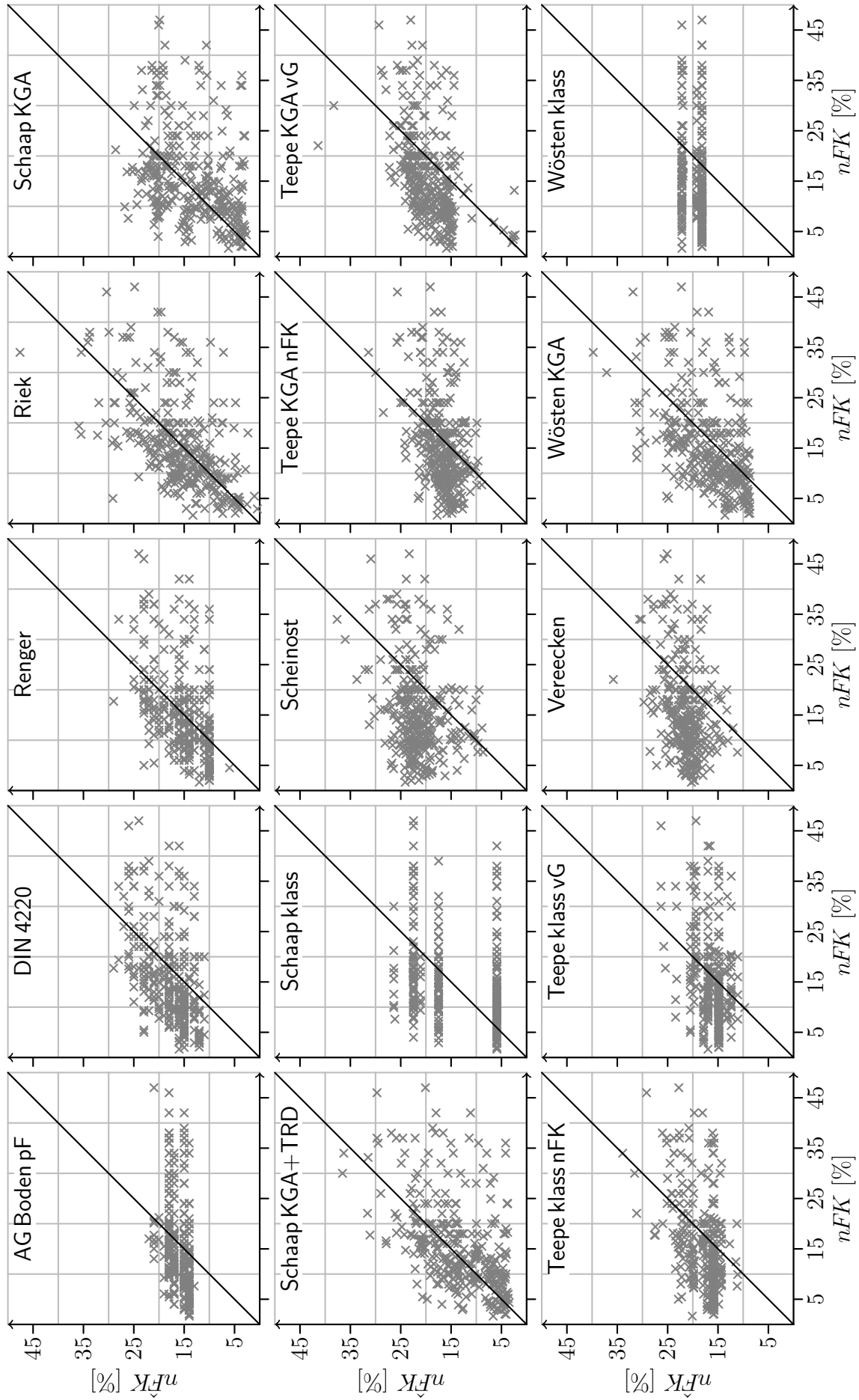


Abb. 7.7.: Verteilung der Residuen bei Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität für die Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv)

Die berechneten statistischen Maßzahlen (Tab. 7.2) zeigen, dass neben den hohen systematischen Unterschieden für das BZE-Kollektiv, mit teilweise zweistelligen Quadratwurzelfehlern (*RMSPE*), auch hohe Vorhersageungenauigkeiten bei allen betrachteten PTF bestehen. In Relation zu den Mittelwerten der gemessenen *nFK* von 15,64 % für die Stichprobe SPII und 14,65 % in der Stichprobe SPI ergeben sich für den mittleren Gesamtvorhersagefehler relative Fehler zwischen 69 % (**Scheinost**) und 50 % (**Renger**). Aus den zahlreichen Ausreißern der Residuen von teilweise über 30 % resultieren somit maximale relative Fehler im dreistelligen Prozentbereich. Den größten Anteil am Gesamtfehler nehmen dabei bei allen Ansätzen mit Anteilen zwischen 70 % (**Vereecken**, **Scheinost**) und 100 % (**Riek**, **Renger**, **AG Boden pF**) nicht systematische, zufällige Abweichungen (*SDPE*) ein. Für den Anteil systematischer Fehler gelten entsprechend umgekehrte Verhältnisse. Die größeren Unterschiede zwischen den PTF bestehen mit einer Spanne von -2,24 % (**Schaap KGA**) und 5,86 % (**Scheinost**) jedoch im Bereich der systematischen Fehler, während die PTF im Bereich der zufälligen Fehler mit Werten zwischen 7,27 % und 9,82 % relativ nah zusammen liegen.

Die funktionalen Zusammenhänge, welche mittels Bestimmtheitsmaß und den Parametern der Geradengleichung einer linearen Regression zwischen Mess- und Vorhersagewerten beschrieben wurden (Tab. 7.2), erscheinen insgesamt nur relativ schwach ausgeprägt. So erreicht das Bestimmtheitsmaß nur Werte von 0,03 (**Wösten klass**) bis 0,29 (**Riek**). Die Parameter der Geradengleichung sind mit Werten für *b* zwischen 0,04 (**Wösten klass**) und 0,44 (**Riek**) durchgehend signifikant verschieden von eins sowie mit Werten für *a* zwischen 7,73 (**Schaap KGA+TRD**) und 19,62 (**Scheinost**) signifikant verschieden von null. Bezüglich der systematischen Abweichung der PTF (Median und *MPE*) erscheinen jene Ansätze, für deren Aufstellung besonders breit gefächerte Datengrundlagen verwendet wurden, besser auf Waldböden im nordostdeutschen Tiefland übertragbar zu sein, während an kleinen Probenkollektiven und für regional eng umgrenzte Gebiete entwickelte Ansätze zum Teil erhebliche Abweichungen aufweisen (**Vereecken**, **Scheinost**). Die PTF mit den kleinsten *MPE* sind ausschließlich Ansätze, welche anhand von Datensätzen entwickelt wurden, welche Probenkollektive des nordostdeutschen Tieflands beinhalten (**Riek**, **Renger**, **AG Boden pF**). Dies entspricht auch den Erwartungen im Hinblick auf die Empfehlungen vieler PTF-Entwickler, die für Böden unterschiedlicher Regionen spezielle PTF entwickelten (BEKE & MACCORMICK, 1985; PATIL et al., 2010) oder die Anwendung der aufgestellten PTF nur für vergleichbare Regionen, Bodenverhältnisse bzw. Probenkollektive (SCHAAP & LEIJ, 1998) empfehlen. Die Validierungsstudien von TIETJE & HENNINGS (1993), CORNELIS et al. (2001), GIVI et al. (2004) und PATIL et al. (2010), bei welchen in der Regel anhand ähnlicher Böden und Regionen entwickelte PTF die besten Vorhersageeigenschaften aufwiesen, kommen zu einem ähnlichen Ergebnis.

Güte und Richtigkeit des funktionalen Zusammenhangs zwischen den von den PTF erzeugten Werten und den Messwerten scheint an die Anzahl der berücksichtigten Eingangsgrößen gekoppelt zu sein. Die PTF **AG Boden pF**, **Schaap KGA**, **Schaap klass** und **Wösten klass**, welche neben der Textur keine weiteren Einflussgrößen berücksichtigen, erreichen nur niedrige Bestimmtheitsmaße und mit $b = 0,0354$ für die PTF **Wösten klass** und $b = 0,0755$ für die PTF **AG Boden pF** die niedrigsten Anstiege für die lineare Regressionsgerade zwischen Mess- und Vorhersagewerten. Eine Ausnahme stellen dabei die PTF **Schaap KGA** und **Schaap klass** dar, welche mit vergleichsweise hohen Werten für *b* und ausgesprochen niedrigen Werten für *a* mit zu den diesbezüglich Besten von allen betrachteten PTF gehören. Bessere Ergebnisse erzielt nur die PTF **Riek** mit den höchsten Werten für Bestimm-

Abb. 7.8.: Gegenüberstellung von gemessenen und mittels PTF prognostizierten Werten der n_{FK} für die Stichprobe II

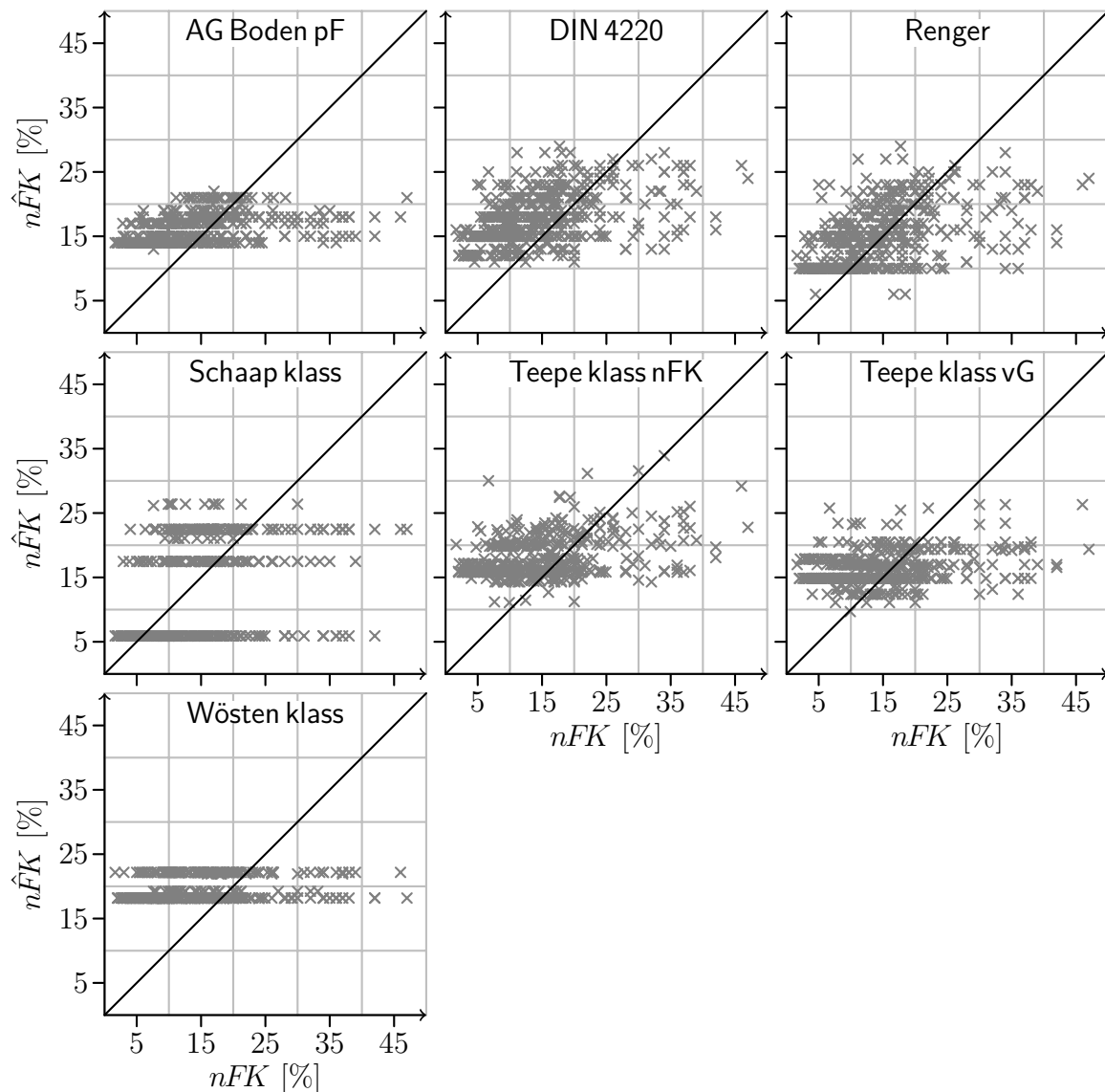


Abb. 7.9.: Gegenüberstellung von gemessenen und mittels PTF prognostizierten Werten der nFK für die Stichprobe I

heitsmaß und Anstieg, sowie die PTF **Schaap KGA+TRD** mit dem deutlich niedrigsten Wert für a und den zweithöchsten Werten für r^2 und m .

Die Beobachtungen von SCHRAMM et al. (2006) und PATIL et al. (2010), dass PTF, welche speziell für die Ableitung der nutzbaren Feldkapazität entwickelt wurden, gegenüber kontinuierlichen PTF die nFK besser vorhersagen, zeigt sich mit Einschränkungen auch für die dieser Untersuchung zugrunde liegenden Stichproben. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die von SCHRAMM et al. (2006) und PATIL et al. (2010) durchgeführten Bewertungen am $RMSPE$ ausgerichtet ist. So erzielen innerhalb der Stichprobe SPI die PTF **Renger**, **DIN4220** und **AG Boden pF** sowie innerhalb der Stichprobe SPII die PTF **Riek** und **Renger** die insgesamt besten Ergebnisse. Ausnahmen bilden in der Stichprobe SPII die PTF **Wösten KGA** und die PTF **Schaap KGA+TRD**, welche insgesamt ebenfalls sehr gute Ergebnisse erzielen und im Fall der PTF **Schaap KGA+TRD** zu den besten PTF bezüglich der Kennwerte r^2 , a und b zählen. Innerhalb der Stichprobe SPI muss berück-

sichtigt werden, dass die schlechter abschneidenden PTF **Wösten klass** und **Schaap klass** im Vergleich zu den anderen Ansätzen teilweise deutlich weniger Eingangsgrößen berücksichtigen und zudem eine wesentlich gröber gefasste Einteilung der Texturklassen zugrunde legen. Die Effekte dieser, gerade für den relativ schmalen betrachteten Texturbereich, im Vergleich zu den anderen betrachteten PTF groben Texturklassen, verdeutlichen sich in den Streudiagrammen zwischen Mess- und Vorhersagewerten (Abb. 7.8 und 7.9).

7.3.6. Zwischenfazit nutzbare Feldkapazität

Die insgesamt hoch erscheinenden Vorhersagefehler und weit vom Optimum entfernten Werte für r^2 , a und b (vgl. Tabelle 7.2 und Abbildungen 7.8 und 7.9) zeigen klare Grenzen für die Verwendung von PTF zur Schätzung der nFK . Soweit möglich, etwa bei detaillierten Betrachtungen an Versuchsflächen oder kleinerer homogener Gebiete, sollte nicht auf PTF ausgewichen und die nFK besser durch Messung im Labor ermittelt werden. Angesichts der schlechten Werte für die Parameter a und b sowie die für einige PTF hohen systematischen Abweichungen erscheint bei ausreichend vorhandenen, geeigneten Messwerten eine Rekalibrierung der PTF für das jeweilige Untersuchungsgebiet interessant. Die großen Anteile der zufälligen Fehlerkomponente ($SDPE$) am Gesamtfehler ($RMSPE$) sowie die niedrigen Werte für r^2 deuten darauf hin, dass sich ein großer Teil der auftretenden Variabilität der nFK nicht durch die den PTF zugrunde liegenden Modelle und herangezogenen Eingangsgrößen erklären lässt. Interessant erscheint in Hinblick auf das mit der PTF **Riek** erzielte, vergleichsweise hohe Bestimmtheitsmaß, die Berücksichtigung von Substrat- und Horizonteigenschaften bei der Ableitung der nutzbaren Feldkapazität.

Wenn die entsprechenden Eingangsgrößen aus bodenkundlichen und geologischen Karten oder aus Kartenwerken der forstlichen Standortserkundung ableitbar sind, erscheinen PTF für Anwendungen der Regionalisierung praktikabel. Die Berücksichtigung weiterer Einflussgrößen, über standardmäßig aus Bodenkarten und Bodeninventuren vorliegende Kennwerte hinaus, ist für eine schnelle, einfache und kostengünstige Ableitung der nFK nicht empfehlenswert (vgl. RUBIO et al., 2008). Insbesondere für die Regionalisierung der nFK für die vorwiegend sandigen Böden des nordostdeutschen Tieflands erscheint die Verwendung weiterer Kennwerte, wie Wassergehalte bei bestimmten Matrixpotentialen oder zusätzliche Kennwerte der Bodenstruktur, weniger interessant.

In der abschließenden Gesamtbewertung der PTF durch Festlegen einfacher Rangfolgen (Tab. 7.3) erzielen in der Stichprobe SPII die PTF **Riek** und in der Stichprobe SPI die PTF **Renger** die besten Ergebnisse. Die abschließend gebildete Rangliste sollte nicht als alleiniges Kriterium für die Auswahl einer PTF herangezogen werden. Neben den sich in der Regel häufig ergebenden Ausschlusskriterien aufgrund der nur eingeschränkt vorliegenden Eingangsgrößen sollte bei der Auswahl einer konkreten PTF ebenfalls berücksichtigt werden, ob für die angestrebte Anwendung möglichst geringe durchschnittlich zu erwartende Fehler ($RMSPE$) oder die Ausprägung des Zusammenhangs zwischen Vorhersagewerten und den angenommenen Einflussgrößen im Vordergrund stehen soll (r^2 , a , b). So erscheint in Abhängigkeit von der jeweiligen Präferenz und den verfügbaren Eingangsgrößen auch die Anwendung der PTF **AG Boden pF**, **Schaap klass**, **Schaap KGA**, **Schaap KGA+TRD**, **Teepe KGA nFK**, und **Wösten KGA** empfehlenswert.

Tab. 7.2.: Statistische Maßzahlen und Rangplätze der PTF in den Stichproben SPI und SPII

Stichprobe SPII (Korngrößenanalysen, n = 315)							Stichprobe SPI (Gesamtkollektiv, n = 489)					
PTF	MPE	SDPE	RMSPE	R ²	a	b	MPE	SDPE	RMSPE	r ²	a	b
AG Boden pF	0,47 [3]	8,55 [10]	8,55 [8]	0,134 [9]	14,93 [10]	0,0755 [14]	1,58 [2]	7,71 [4]	7,86 [2]	0,140 [5]	14,80 [4]	0,0984 [5]
DIN 4220	2,19 [8]	7,99 [2]	8,27 [4]	0,222 [5]	14,54 [7]	0,2102 [8]	3,03 [5]	7,29 [2]	7,89 [3]	0,219 [2]	14,39 [3]	0,2249 [3]
Renger	-0,35 [2]	7,93 [1]	7,92 [1]	0,234 [3]	11,60 [5]	0,2359 [7]	0,33 [1]	7,27 [1]	7,27 [1]	0,229 [1]	11,11 [2]	0,2640 [2]
Riek	0,28 [1]	8,01 [3]	8,00 [2]	0,293 [1]	9,00 [2]	0,4419 [1]	0,11					
Schaap KGA	-2,24 [10]	9,09 [14]	9,35 [11]	0,127 [10]	9,37 [4]	0,2579 [6]	-2,23					
Schaap KGA+TRD	-2,13 [7]	8,28 [7]	8,53 [6]	0,238 [2]	7,73 [1]	0,3696 [2]	-2,26					
Schaap klass	-2,20 [9]	9,82 [15]	10,05 [13]	0,099 [13]	9,32 [3]	0,2632 [4]	-2,00 [4]	8,85 [7]	9,06 [6]	0,140 [4]	7,66 [1]	0,3405 [1]
Scheinost	5,86 [15]	9,05 [13]	10,77 [15]	0,060 [14]	19,62 [15]	0,1203 [12]	7,05					
Teepe KGA nFK	1,24 [5]	8,31 [8]	8,39 [5]	0,158 [8]	14,60 [8]	0,1458 [10]	2,16					
Teepe KGA vG	3,76 [12]	8,04 [4]	8,87 [10]	0,219 [6]	15,30 [11]	0,2620 [5]	4,81					
Teepe klass nFK	2,45 [11]	8,19 [6]	8,54 [7]	0,182 [7]	15,54 [12]	0,1633 [9]	3,30 [6]	7,62 [3]	8,29 [5]	0,148 [3]	15,78 [6]	0,1481 [4]
Teepe klass vG	0,68 [4]	8,55 [11]	8,57 [9]	0,108 [12]	14,79 [9]	0,0980 [13]	1,67 [3]	7,96 [5]	8,13 [4]	0,070 [6]	15,13 [5]	0,0816 [6]
Vereecken	5,79 [14]	8,53 [9]	10,30 [14]	0,113 [11]	19,54 [14]	0,1211 [11]	6,68					
Wösten KGA	1,30 [6]	8,12 [5]	8,21 [3]	0,228 [4]	12,06 [6]	0,3121 [3]	2,10					
Wösten klass	3,76 [13]	8,90 [12]	9,65 [12]	0,034 [15]	18,84 [13]	0,0354 [15]	4,72 [7]	8,07 [6]	9,34 [7]	0,044 [7]	18,73 [7]	0,0444 [7]

MPE: arithmetischer Mittelwert des Vorhersagefehlers [%], SDPE: Standardabweichung des Vorhersagefehlers [%], RMSPE: Quadratwurzelfehler [%], r²: Determinationskoeffizient, b: Anstieg der linearen Regressionsgerade und a: Schnittpunkt mit der y-Achse der linearen Regressionsgerade [%]. Die Parameter der linearen Regressionsgeraden waren in allen Fällen auf dem 0,05-Niveau für *a* signifikant verschieden von 0 und für *b* signifikant verschieden von 1. In eckigen Klammern [] ist jeweils der Rang angegeben, welchen die PTF im Vergleich zu den anderen PTF für die jeweilige Maßzahl erzielt.

Tab. 7.3.: Gesamtrangplätze der PTF in den Stichproben SP I und SP II

PTF	Rang SP I	Rang SP II
AG Boden pF	3	9
DIN 4220	2	5
Renger	1	2
Riek		1
Schaap KGA		10
Schaap KGA+TRD		3
Schaap klass	4	11
Scheinost		15
Teepe KGA nFK		6
Teepe KGA vG		7
Teepe klass nFK	5	8
Teepe klass vG	6	12
Vereecken		13
Wösten KGA		4
Wösten klass	7	14

7.4. Effektiver Wurzelraum

Der effektive Wurzelraum ist ein wichtiger bodenhydrologischer Kennwert, welcher in dieser Arbeit auch als Parameter für die Modellierung des Wasserhaushalts (Kap. 8) benötigt wurde. Da sich die Mächtigkeit des effektiven Wurzelraums unmittelbar auf das im Boden speicherbare pflanzenverfügbare Wasser auswirkt, nimmt der effektive Wurzelraum großen Einfluss auf die Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode sowie die Sickerwasserspende. Dementsprechend ist der effektive Wurzelraum auch als Parameter im eingesetzten Wasserhaushaltsmodell sehr sensitiv und für eine möglichst genaue und die wesentlichen Einflussfaktoren berücksichtigende Abschätzung entsprechend wichtig.

Für die Abschätzung der Mächtigkeit des effektiven Wurzelraums wurde auf die Tiefenfunktionen zur Berechnung der effektiv nutzbaren Bodenwassermenge nach RIEK (1995, 1998) zurückgegriffen. Mit diesem Ansatz können sowohl hydrische Anreize auf die Tiefendurchwurzelung als auch der Einfluss des Bestandesalters auf die fortschreitende Erschließung des Bodenkörpers durch die Baumwurzeln berücksichtigt werden. So werden die in der Literatur beschriebenen, auf Tieflandsböden mit ihren in der Regel tiefgründigen Substraten vorwiegend sandiger Textur vorrangig wirksamen, Einflussfaktoren integrierend berücksichtigt (vgl. LEHNARDT & BRECHTEL, 1980, 124). Dies erlaubt insbesondere für die nordostdeutschen Waldstandorte, gegenüber anderen etablierten Ansätzen, wie etwa der auf der Bodendichte basierende Ansatz nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005), oder die Abschätzung der Wurzeltiefe auf Grundlage des Bestandesalters nach DVWK (1996)[99], eine realistischere Einschätzung des effektiven Wurzelraums. Im Vergleich zur Schätzung des effektiven Wurzelraums aus Bodenarten- und Baumartengruppen sowie der Umtriebszeit nach GLUGLA et al. (2003)[59-60] erscheint das gewählte Vorgehen vor

allem durch die Verwendung vertikaler Gradienten und differenziertere Berücksichtigung des Wasserangebots vorteilhaft.

Zur Abschätzung des effektiven Wurzelraums wurde in einem ersten Schritt für jede Bodentiefe z [cm] entsprechend RIEK (1995)[97–106] die effektiv nutzbare Bodenwassermenge nFK_{eff} [%] aus dem Bestandesalter t_B [a], der nutzbaren Feldkapazität einer Schicht $nFK(z)$ [%] sowie der mittleren nutzbaren Feldkapazität im Oberboden (0...50 cm) nFK_{OB} [%] auf Grundlage der Gleichungen 7.11...7.13 ermittelt. Für die Anwendung in der Regionalisierung wurde die $nFK(z)$ für jede Rasterzelle auf Basis 1 dm-mächtiger Schichten bis 3,0 m Bodentiefe berechnet.

Um neben dem Tiefengradienten der nutzbaren Feldkapazität auch grundwasserbedingte Anreize zur Tiefendurchwurzelung in diesen Ansatz zu integrieren, wurde die $nFK(z)$ zuvor in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand entsprechend RENGGER et al. (2009)[18] korrigiert. In Anlehnung an die Zuwachsentwicklung der meisten Hauptbaumarten wurde davon ausgegangen, dass die vertikale Erschließung des Wurzelraums im Alter von 40 Jahren i.d.R. abgeschlossen ist und t_B entsprechend limitiert. Der gewählte Schwellenwert von 40 Jahren entspricht zugleich dem in RAISSI et al. (2009) wiedergegebenen Vorgehen von HEINZE (1995) für Kiefernbestände, den Altersklassen der Tabellen nach DVWK (1996)[99] sowie den Wendepunkten der in GLUGLA et al. (2003)[58]³ skizzierten Entwicklung des effektiven Wurzelraums in Abhängigkeit von Alter.

$$G_1(z) = 1 - \left[1 + 100e^{(-z t_B^{0,82})} \right]^{-1} \quad \text{mit: } G_1(z) \in \{0 \dots 1\}, t_B \in \{5 \dots 40\} \quad (7.11)$$

$$G_2(z) = \left(\frac{nFK(z)}{nFK_{\text{OB}}} \right)^{1,80} \quad \text{mit: } G_2(z) \in \{0 \dots 1\} \quad (7.12)$$

$$nFK_{\text{eff}}(z) = nFK(z) \sqrt{G_1(z) G_2(z)} \quad (7.13)$$

$$nFK_{\text{Rest}}(z) = nFK(z) \left[1 - \sqrt{G_1(z) G_2(z)} \right] \quad (7.14)$$

Die $nFK_{\text{eff}}(z)$ kann dabei als die gegen Ende der Vegetationsperiode bzw. nach länger andauernden Trockenphasen ausgeschöpfte Wassermenge und $nFK_{\text{Rest}}(z)$ als das noch im Boden gespeicherte (potentiell pflanzenverfügbare) Wasser einer Schicht in der Tiefe z aufgefasst werden.

Werden nun die Volumen von $nFK_{\text{Rest}}(z)$ mit zunehmender Profiltiefe beginnend von der Geländeoberfläche sowie die Volumen $nFK_{\text{eff}}(z)$ mit abnehmender Profiltiefe beginnend bei $z = \infty$ (hier vereinfachend = 300 cm) aufeinander addiert, ergibt sich der effektive Wurzelraum z_{We} entsprechend RENGGER & STREBEL (1980) als die Tiefe z , in der beide Summen den gleichen Betrag aufweisen (Gleichung 7.15).

$$\sum_{z=\infty}^{z_{\text{We}}} nFK_{\text{eff}}(z) = \sum_{i=0}^{z_{\text{We}}} nFK_{\text{Rest}}(z) \quad \text{mit: } z \in \mathbb{N} \quad (7.15)$$

Der Verlauf der beiden alters- ($G_1(z)$) bzw. bodenspezifischen ($G_2(z)$) Gewichtungsfunktionen sowie die nachgeschaltete Bestimmung des effektiven Wurzelraums ist in Abbildung 7.10 am Beispiel eines Altbestands auf einheitlich mittelsandigem Standort mit

³Beim Vergleich der Beziehungen ist ein Druckfehler zu berücksichtigen. So gelten die abgedruckten Gleichungen in GLUGLA et al. (2003)[59-60] offenbar für m und nicht wie angegeben für dm.

einem Grundwasserflurabstand von 3,0m veranschaulicht. Während $G_1(z)$ sigmoidförmig mit zunehmender Tiefe gegen null strebt und somit (in Abhängigkeit vom Alter) die Durchwurzelung nach unten begrenzt, nimmt die Funktion ($G_2(z)$) mit zunehmender Tiefe und abnehmender nFK zunächst ab, um dann mit zunehmender Nähe zum Grundwasser in der Tiefe maximale Werte zu erreichen. Das Gleichungssystem 7.15 zur Ermittlung des effektiven Wurzelraums nach RENGIER & STREBEL (1980) entspricht den beiden schraffierten Flächeninhalten. Der effektive Wurzelraum entspricht dabei jener Tiefe, in welcher der oberhalb des effektiven Wurzelraums gelegene Restwassergehalt der bereits ausgeschöpften, unterhalb gelegenen Menge pflanzenverfügbaren Bodenwassers entspricht.

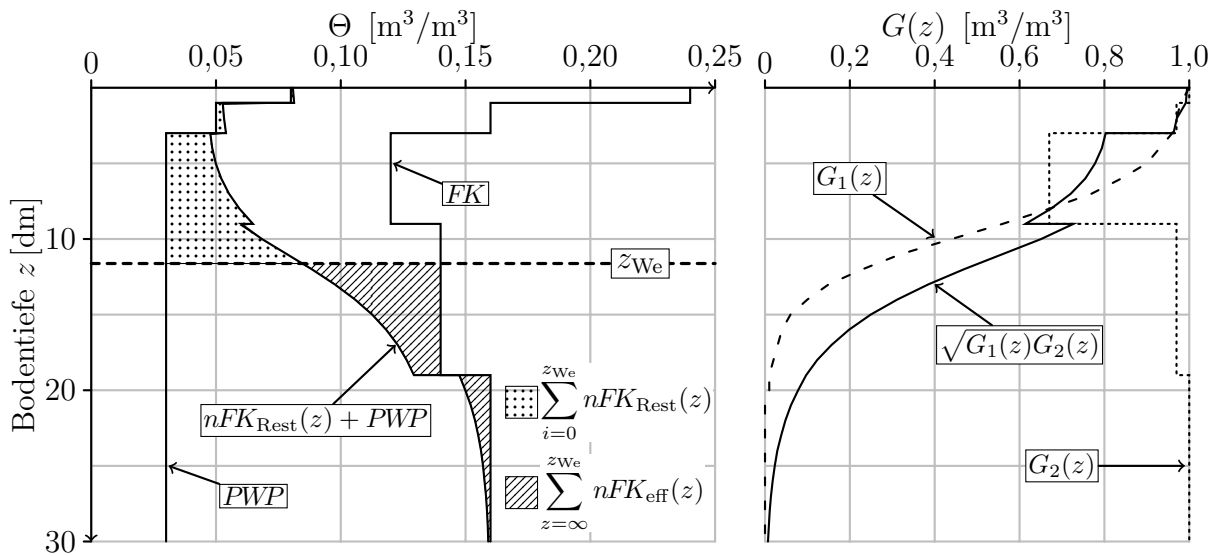


Abb. 7.10.: Ermittlung des effektiven Wurzelraums nach RENGIER & STREBEL (1980) auf Grundlage der Tiefenfunktionen nach RIEK (1995) am Beispiel eines ≥ 40 jährigen Bestandes auf einem einheitlich mittelsandigem Standort mit einem Grundwasserflurabstand von 3,0m

Ausgehend von der Annahme, dass der wassergesättigte Porenraum aufgrund von Luftmangel nicht durchwurzelt wird, wurde im Fall von grundwasserbeeinflussten Böden der berechnete effektive Wurzelraum auf die Tiefe des Grundwasserflurabstandes begrenzt. Als minimaler Wurzelraum wurde unabhängig vom Grundwasserflurabstand eine Durchwurzelungstiefe von 30 cm unterstellt.

7.5. Anwendung der Pedotransferfunktionen auf die Waldfläche

Im Vergleich zur im Rahmen von bodenhydraulischen Untersuchungen etablierten Trockenrohdichte des Gesamtbodens ρ_{ges} nimmt die Trockenrohdichte des Feinbodens ρ_{FB} mit zunehmendem Grobbodenvolumenanteil geringere Werte an. Um bei der Verwendung der regionalisierten Trockenrohdichten als Eingangsgrößen für bodenhydraulische PTF systematische Abweichungen zu vermeiden, wurden die Dichten zuvor entsprechend transformiert. Dafür wurde für typische Stechzylinder Proben bei der Messung von Retentionskurven ein durchschnittlicher Grobbodenvolumenanteil GB von 5 % und eine ent-

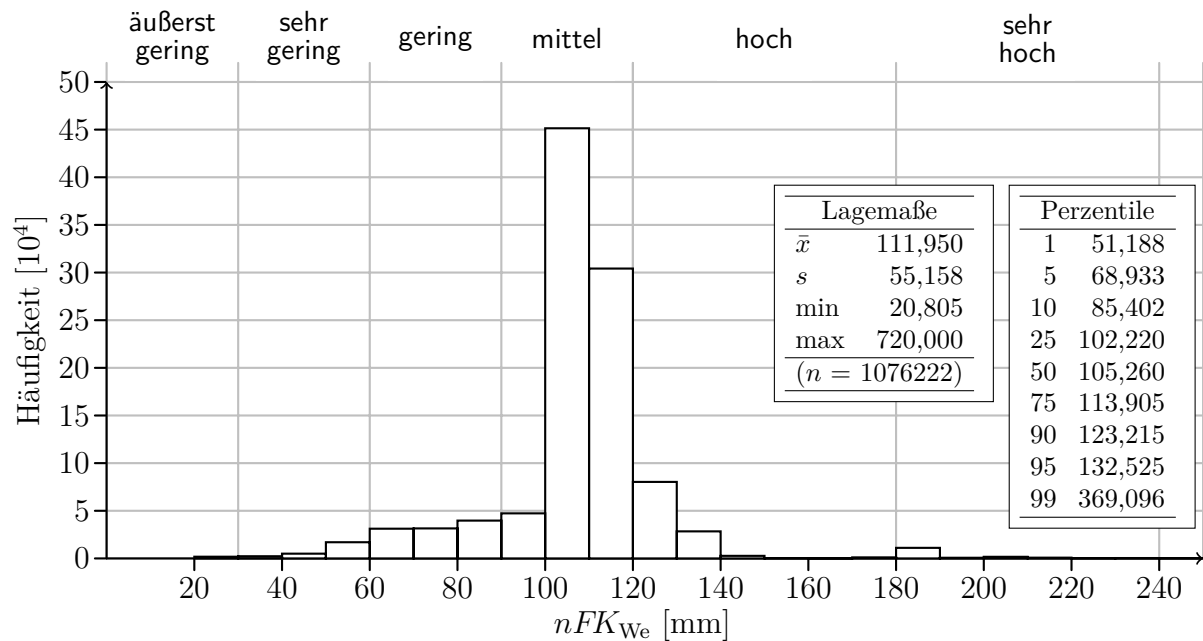


Abb. 7.11.: Häufigkeitsverteilung der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum über den **Bewertungsstufen** des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)[115] und statistische Lagemaße

sprechende Festsubstanzdichte ρ_{FS} der Grobbodenfraktion von $2,65 \text{ g/cm}^3$ angenommen. Entsprechend Gleichung 7.16 berechnet sich $\hat{\rho}_{ges}$ dann als mit dem jeweiligen Volumenanteil gewichteter Mittelwert aus $\hat{\rho}_{FB}$ und ρ_{FS} (vgl. RIEK, 2007; GAFA, 2006)[A2.7,A2.8].

$$\hat{\rho}_{ges} = \frac{100 - GB}{100} \hat{\rho}_{FB} + \frac{GB}{100} 2,65 \quad (7.16)$$

Für die Abschätzung der nutzbaren Feldkapazität auf Grundlage der so transformierten Bodendichten wurde dann die tabellierte PTF RENGGER et al. (2009) zur Schätzung der nFK beim Feuchtigkeitsäquivalent verwendet. Diese PTF basiert auf der im durchgeführten Pedotransferfunktionenvergleich (Kap. 7.3) als sehr gut bewertete PTF Renger, bildet jedoch die unter Feldbedingungen tatsächlich erreichbaren Wasserspeicherkapazitäten besser ab, als Werte der nutzbaren Feldkapazität in einem starren Wasserspannungsbereich von pF 1,8... pF 4,2 (vgl. RENGGER et al., 2009). Für die Abschätzung der nutzbaren Feldkapazität von Torfhorizonten wurde auf die Tabellen der ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) zurückgegriffen.

Bei Anwendung der PTF auf die brandenburgische Waldfläche ergibt sich ein ausgesprochen weites Wertespektrum von 20 mm... 720 mm (Abb. 7.11), womit sämtliche Bewertungsstufen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)[115] überstrichen werden. Der überwiegende Anteil von neunzig Prozent der Standorte weist jedoch lediglich einen wesentlich engeren Wertebereich von 69... 133 mm auf. Etwa dreiviertel der Standorte entfallen allein auf mittlere Werte der nFK_{We} .

Das Kartogramm der nFK_{We} für die brandenburgische Waldfläche zeigt die größte Heterogenität im Bereich der eiszeitlichen Randlagen, welche gewöhnlich auch die größte Reliefenergie und höchste Heterogenität der abgelagerten Substrate aufweisen. Geringe

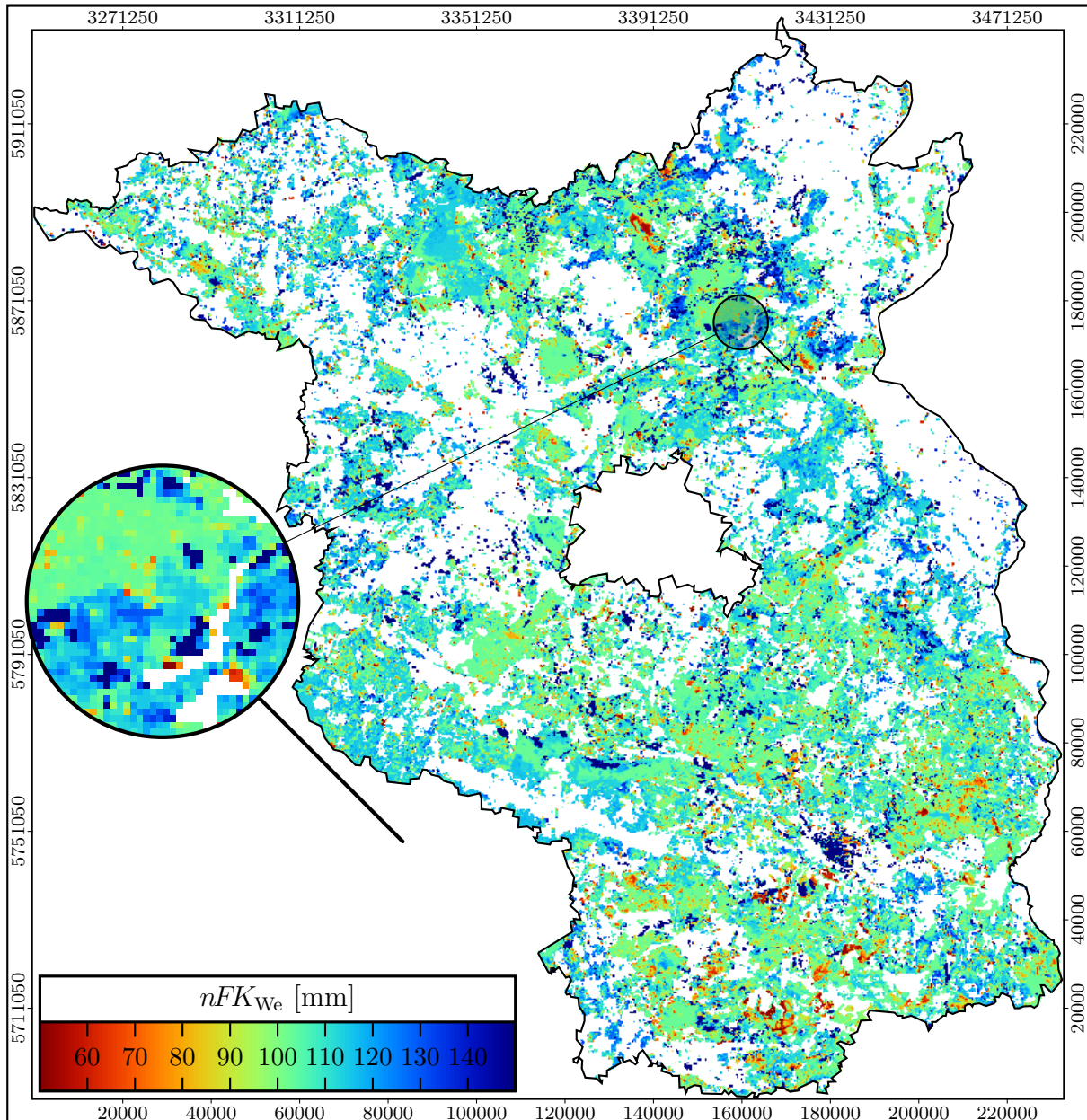


Abb. 7.12.: Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum brandenburgischer Waldstandorte

nFK_{we} -Werte treten aufgrund der dort besonders grobkörnigen Bodenarten gehäuft in den Sandergebieten, Flussauen sowie Flussterrassen auf, während sich im Bereich der Moränen etwas höhere nutzbare Wasserspeicherkapazitäten zeigen. Die höchsten Werte mit Wasserspeicherkapazitäten bis zu 720 mm finden sich auf Torfsubstraten im Bereich der Urstromtäler.

8. Berechnung von Wasserhaushaltskennwerten

Für die Modellierung des Wasserhaushalts forstlicher Standorte liegt eine Vielzahl für verschiedene Fragestellungen optimierter Modelle mit unterschiedlichsten konzeptionellen Ansätzen vor. Eine umfassende Übersicht zu gegenwärtig eingesetzten Modelltypen und Empfehlungen zur Auswahl geeigneter Modelle in Abhängigkeit von Fragestellung und Datenverfügbarkeit geben HÖRMANN et al. (2013). Ein Überblick über speziell für forstliche Fragestellungen häufig eingesetzte Modelle findet sich bei (HÖRMANN et al., 2003).

Die gegenwärtig für forstliche Fragestellungen vorrangig in der Praxis eingesetzten eindimensionalen Modelle lassen sich in die beiden großen Kategorien Richards-Modelle und Speicher-Modelle einteilen. In den Richards-Modellen wird die Wasserbewegung im Boden mit Hilfe der Richards-Gleichung auf Grundlage von Potentialgradienten beschrieben. Dagegen beschreiben Speicher-Modelle den Wasserfluss im Boden auf Grundlage übereinander angeordneter, anhand der nutzbaren Feldkapazität charakterisierter Speicher. (HÖRMANN et al., 2003, 2013)

Eine Sonderstellung nehmen statistische Ansätze ein, welche oft auf direkten Messungen oder auf den Ergebnissen von Wasserhaushaltsmodellierungen mit Richards- oder Speicher-Modellen aufbauen. Diese einfachen Modelle erlauben eine besonders „sparsame“ Beschreibung des Wasserhaushalts und kommen mit einem Minimum an Eingabedaten in Abhängigkeit von der jeweiligen Problemstellung aus (HÖRMANN et al., 2013, 9-10). Die Modelle erlauben somit eine sehr effiziente Berechnung ausgewählter, in der Regel langjähriger Kennwerte des Wasserhaushalts mit hoher räumlicher Auflösung und sind somit für Anwendungen in der Regionalisierung besonders interessant. Das Spektrum der eingesetzten statistischen Verfahren dieser Ansätze reicht von Mittelwertberechnungen für Standorts- / Bestockungstypen (z.B. GRUEHN, 1999) bis hin zu nichtlinearen multivariaten Modellen (z.B. GLUGLA et al., 2003; WESSOLEK et al., 2009) und auf Fuzzylogik basierenden Ansätzen (z.B. PETERS et al., 2011).

Als wichtige Kriterien für die Auswahl eines hydrologischen Modells fassen HÖRMANN et al. (2013)[7] die folgenden Punkte zusammen:

- Die Modellwahl sollte dem spezifischen Zweck der Anwendung und dem Leitgedanken „So einfach wie möglich, so komplex wie nötig“ erfolgen. . .
- Das Modell sollte alle für die jeweilige Problemstellung relevanten Prozesse abbilden. . .
- Bei der Wahl des Modells sollte auch die Verfügbarkeit notwendiger Parameter und Eingabedaten berücksichtigt werden. . .
- Die Nutzer des Modells sollten die Bedeutung aller Parameter kennen.
- Es sollten nur sorgfältig getestete und dokumentierte Modelle angewendet werden. . .

- Es muss sichergestellt sein, dass die Anwendungsbereiche der Parameter- und Wertebereiche nicht überschritten werden, für die das Modell entwickelt und getestet wurde.
- Das Modell sollte im Quellcode vorliegen...

Als hinsichtlich dieser Kriterien, insbesondere unter dem Gesichtspunkt: „So einfach wie möglich, so komplex wie nötig“ ideal geeignetes Modell wurde das Wasserhaushaltsmodell TUB-BGR (WESSOLEK et al., 2008, 2009) für die Berechnung langjähriger Wasserhaushaltskennwerte eingesetzt. Gegenüber anderen statistischen Ansätzen besitzt dieses Modell den großen Vorteil physikalisch basierter Zusammenhänge innerhalb der statistischen

Tab. 8.1.: Parametrisierung des TUB-BGR-Verfahrens

Komponente	Kennwert	Parametrisierung
Klima	• jährliche Niederschlagshöhe • Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr • jährliche FAO-Grasreferenzverdunstung (ALLEN et al., 1998) • FAO-Grasreferenzverdunstung im Sommerhalbjahr	langjährige modellierte Klimakennwerte nach RIEK et al. (2013) (Kap. 3.2)
Bestockung	• Laubholzbestand (boolescher Wert) • Nadelholzbestand (boolescher Wert)	prozentuale Laubholzanteile entsprechend Kapitel 3.3 mit einem Schwellenwert von 50% für die Einordnung als Laub- bzw. Nadelholzbestand
Relief	• Hangneigung • Exposition	Berechnung mit dem Ansatz von ZEVENBERGEN & THORNE (1987) entsprechend Kapitel 3.1.3 und 3.1.2
Bodenwasser-speicher	• nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum	in dieser Arbeit vorgestellter Regionalisierungsansatz (Kap. 1...7)
kapillarer Aufstieg	• Bodenartenprofil zwischen effektivem Wurzelraum und Grundwasserdruckfläche • Grundwasserflurabstand	Ableitung auf Dezimeterbasis anhand der regionalisierten Bodenprofiltypen (Kap. 5) Grundwasserdaten von HANNAPPEL & RIEK (2011a) für ungespannte sowie Grundwasserflurabstände aus der forstlichen Standortskarte für gespannte Grundwasserverhältnisse (Kap. 4)

Modellstrukturen. Zugleich berücksichtigt das TUB-BGR-Verfahren Standorteigenschaften aus allen gemeinhin mit dem Wasserhaushalt forstlicher Standorte assoziierten Standortskomponenten und ist somit in der Lage, alle relevanten Prozesse abzubilden. Die dafür notwendige datensparsame Parametrisierung des Modells ist in Tabelle 8.1 wiedergegeben.

Mit einem empfohlenen klimatischen Anwendungsbereich für Jahresniederschläge > 350 mm und FAO-Grasreferenzverdunstungen im Bereich von 350 mm. . . 900 mm (WESSOLEK et al., 2009, 72) sowie aufgrund der umfangreichen Validierung des Modells anhand von 106 repräsentativen Einzugsgebieten Deutschlands (WESSOLEK et al., 2009, 78) stellt das TUB-BGR-Verfahren ein für das Untersuchungsgebiet besonders geeignetes Modell dar.

8.1. Ausprägung für die Waldfläche Brandenburgs

Die mit Hilfe des TUB-BGR-Verfahrens berechneten Raten der Sickerwasserspende (SWR) und des kapillaren Aufstiegs ($vkap$) aus dem Grundwasser konnten zur Berechnung weiterer, für die Charakterisierung der vegetationswirksamen Standortbedingungen besonders geeigneter Kennwerte verwendet werden. So wurde zur Einschätzung der Menge des dem Bestand für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wasserangebots die Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode (WV) entsprechend: $WV = nFK_{We} + Nd_{Som} + vkap$ berechnet. Als ein Indikator für Wassermangel wurde zudem die Differenz aus aktueller und potentieller jährlicher Verdunstung ($ETa - ET0$) berechnet. Die aktuelle Verdunstung ETa wurde dafür auf Grundlage der Wasserhaushaltsgleichung als: $ETa = Nd - SWR$ aus der Sickerwasserrate und der Jahresniederschlagshöhe ermittelt.

In Abbildung 8.1 werden die drei mit Hilfe des TUB-BGR-Verfahrens für die gesamte Waldfläche Brandenburgs berechneten Kennwerte des Wasserhaushalts WV , SWR und $ETa - ET0$ mit Hilfe von Histogrammen, Perzentilen und einfachen statistischen Lagemaßen dargestellt. So variiert die Wasserverfügbarkeit von den drei betrachteten Kennwerten mit der größten Standardabweichung s , der größten Variationsbreite sowie den größten Quartil- und Dezilabständen innerhalb Brandenburgs am stärksten. Die Häufigkeiten sind deutlich bimodal verteilt, wobei der erste Gipfel vorrangig den grundwasserfernen und der zweite Gipfel den grundwasserbeeinflussten Standorten zugeordnet werden kann. Dementsprechend variiert die Wasserverfügbarkeit auch im Bereich der grundwasserfernen Standorte um mehrere 100 mm. Somit besteht auch in diesem Bereich ein breites Spektrum hydrologisch unterschiedlicher Standorte, was die Notwendigkeit der Regionalisierung von Wasserhaushaltskennwerten unterstreicht.

Eine ähnliche, jedoch innerhalb eines deutlich engeren Bereichs variierende Häufigkeitsverteilung zeigt sich für den Wassermangelindikator ($ETa - ET0$). Auch für diesen Kennwert ist der kleinere Gipfel, der nicht von Wassermangel betroffenen Standorte vorrangig den Standorten mit oberflächennahem Grundwasser zuzuordnen. Jedoch variiert auch das Verdunstungsdefizit der grundwasserfernen Standorte mit ca. 200 mm in einem weiten Bereich, was auch für diese Standorte auf eine deutlich unterschiedliche Bedeutung von Wassermangel innerhalb der brandenburgischen Waldstandorte hinweist.

Dagegen ist die Häufigkeitsverteilung der Sickerwasserraten kaum zweigipfelig ausgeprägt. So zeigt sich im Bereich der negativen, vorrangig vom Grundwasserflurabstand gesteuerten Sickerwasserraten der grundwassernahen Standorte annähernd eine Gleichverteilung der Sickerung. Die Sickerung der terresstrischen Standorte weist am häufigsten Werte im Bereich von 70 mm auf.

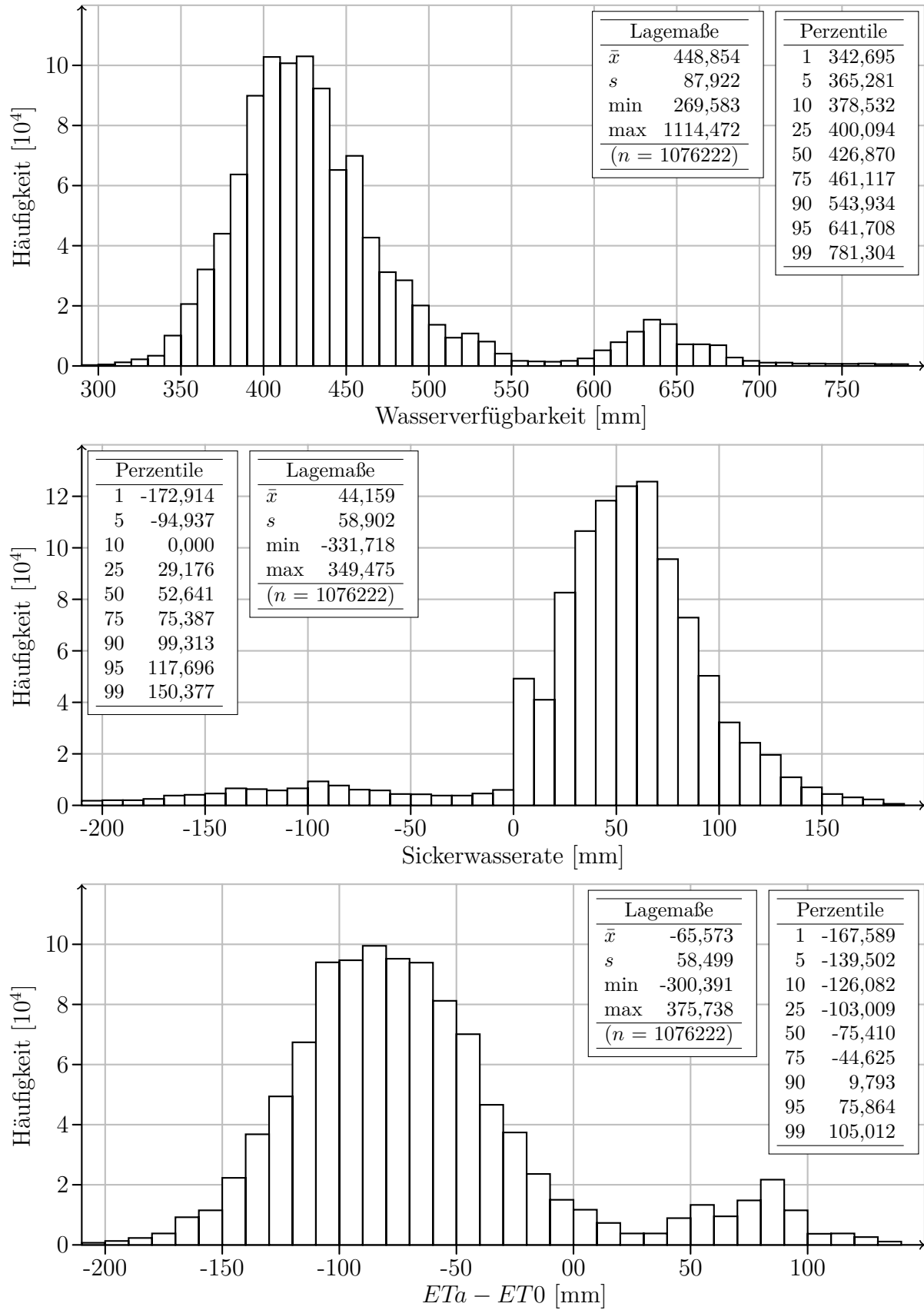


Abb. 8.1.: Häufigkeitsverteilungen und Lagemaße ausgewählter Kennwerte des Wasserhaushalts

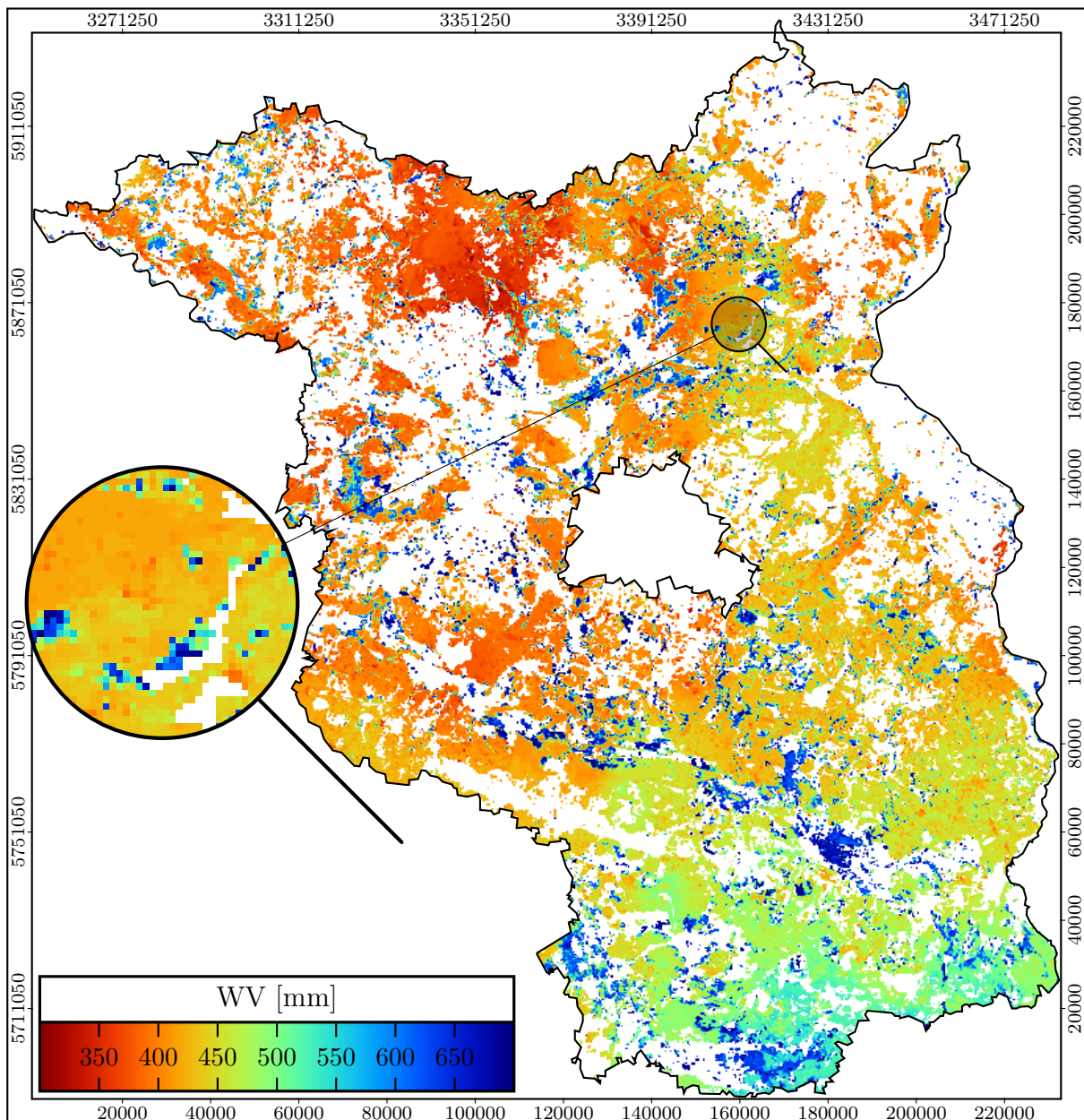


Abb. 8.2.: Übersichtskarte (Rasterzellengröße = 300×300 m) zur räumlichen Verteilung der Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode

Die Übersichtskarte der berechneten Wasserverfügbarkeiten (Abb. 8.2) zeigt innerhalb Brandenburgs einen deutlichen großräumigen Gradienten mit höheren Werten im Süden und Südwesten des Landes, welcher sich vorrangig auf die in diesen Gebieten höheren Niederschläge im Sommerhalbjahr zurückführen lässt. Lokal häufen sich Werte hoher Wasserverfügbarkeit in den Bereichen der Urstromtäler, was neben den dort aufgrund der geringeren Grundwasserflurabstände höheren kapillaren Aufstiegsraten auch eine Folge der dort in der Regel höheren Wasserspeicherkapazität im effektiven Wurzelraum ist (vgl. Kap. 7.5). Besonders niedrige Werte der Wasserverfügbarkeit häufen sich lokal in den Sandergebieten mit größeren Grundwasserflurabständen und gröberer Textur. Trotz der großräumigen klimatischen und geologischen Abhängigkeiten besteht eine hohe klein-

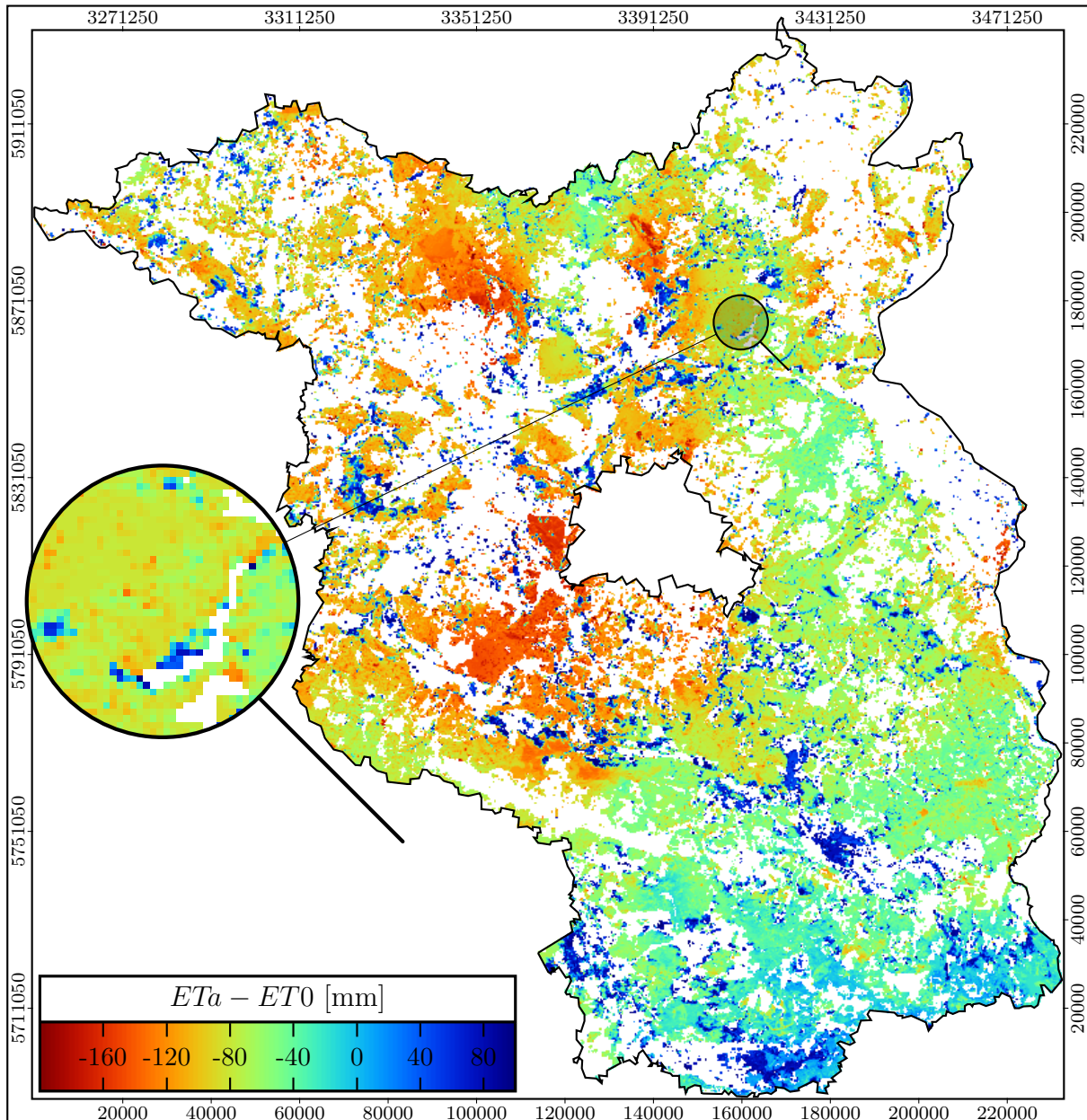


Abb. 8.3.: Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung des Wassermangelindikators $ETa - ET0$

räumige Variabilität. So findet sich selbst innerhalb sehr kleiner Gebiete oft das gesamte landesweite Wertespektrum wieder.

Ein sehr ähnliches Bild zeigt sich anhand der Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung des Wassermangelindikators $ETa - ET0$ (Abb. 8.3). Auch hier besteht ein deutlicher klimatischer Gradient mit niederschlagsbedingt geringerem Trockenstress im Süden und Häufung besonders niedriger Werte in den mittleren und westlichen Landesteilen. Die beschriebenen Abhängigkeiten zur glazialen Serie sind mit tendenziell günstigeren Verhältnissen in den Moränen-Gebieten im Vergleich zu den angrenzenden Sandern ebenfalls erkennbar. Analog zur Wasserverfügbarkeit ist auch der Trockenstress in Abhängigkeit von den lokalen Substrat-, Grundwasser- und Reliefverhältnissen kleinräumig sehr variabel.

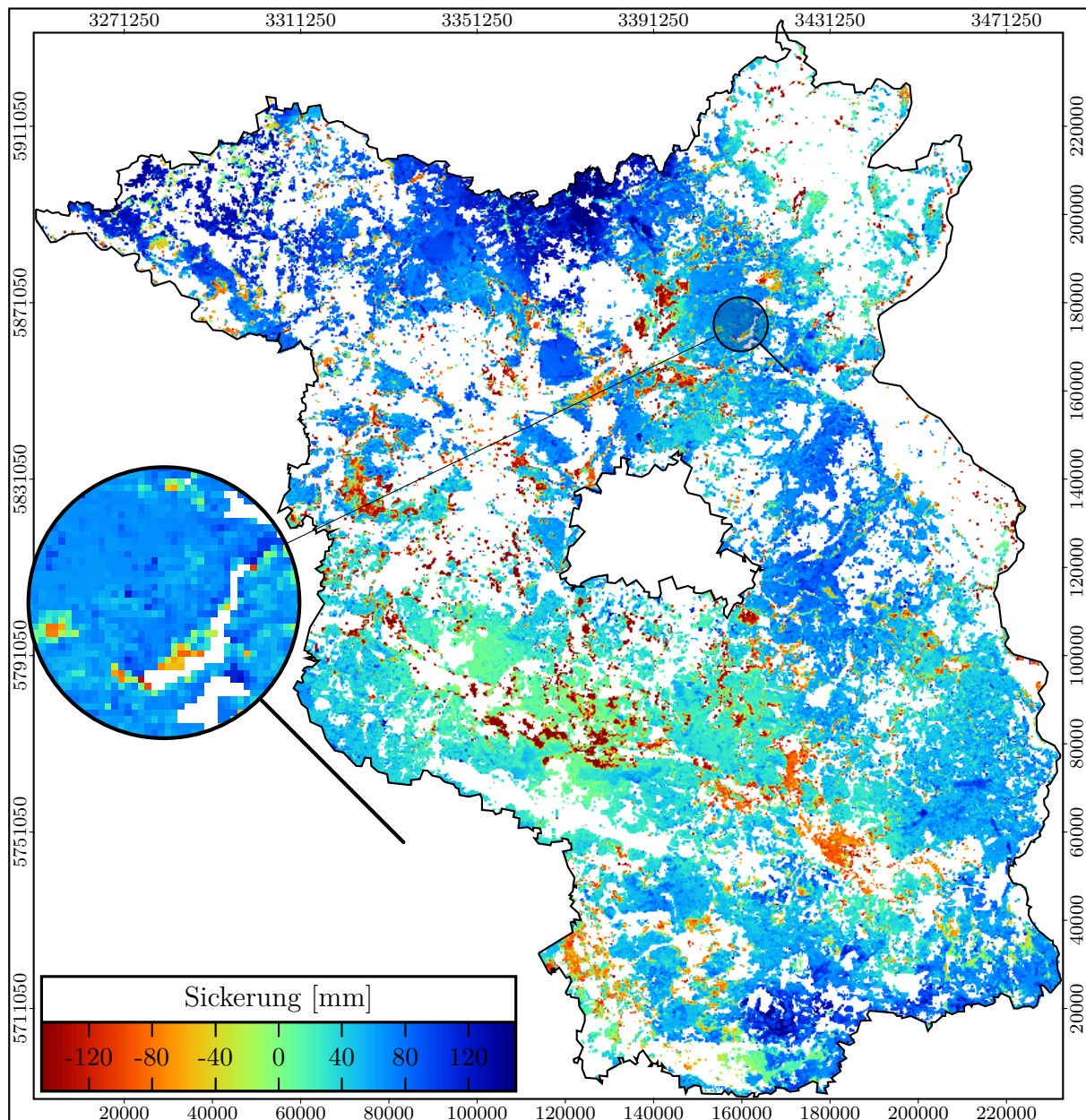


Abb. 8.4.: Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der Sickerwasserraten

Ein abweichendes Bild zeigt sich für die berechneten Sickerwasserraten (Abb 8.4). Aufgrund der stärkeren Abhängigkeit der Sickerung von den Niederschlägen im Winterhalbjahr und der in Brandenburg bestehenden unterschiedlichen räumlichen Verteilung von Winter- und Sommerniederschlägen häufen sich hohe Sickerwasserraten vorrangig im Norden, während die Häufung höherer Raten im Süden geringer ausfällt. Die großräumig geringste Sickerung besteht in den westlichen Teilen Mittelbrandenburgs. Aufgrund des für die Bäume erreichbaren Grundwassers ergeben sich in den Bereichen der Urstromtäler gehäuft negative Sickerwasserraten. Auch die Sickerwasserrate zeigt eine hohe kleinräumige Variabilität und überstreicht innerhalb kürzester Entfernungen oft den gesamten Wertebereich.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Regionalisierung von Wasserhaushaltskennwerten für die gesamte Waldfläche Brandenburgs als Grundlage für Anwendungen in der langfristigen waldbaulichen Planung. Im Rahmen der Arbeit wurden sowohl zahlreiche Datenbanken und Kartenwerke aus landesweiten bodenkundlichen und forstlichen Inventuren sowie Kartierungen ausgewertet, als auch im Rahmen eigener Geländearbeiten ergänzende bodenkundliche Inventurdaten für 140 Aufnahmepunkte gewonnen.

Die entwickelte Methodik zur Regionalisierung des **Grundwasserflurabstands** auf Grundlage der Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte und eines digitalen Geländemodells erlaubt eine vertikal und horizontal hoch aufgelöste, kontinuierliche Schätzung des Grundwasserflurabstands. Beim Vergleich mit anhand von Grundwassermessstellen ermittelten Grundwasserflurabständen zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen beiden Verfahren. Mit zunehmender Nähe zu Bereichen mit gespannten Grundwasserverhältnissen, wie sie im Bereich der Grund- und Endmoränen auftreten, konnten beim Vergleich beider Verfahren für die aus der forstlichen Standortskarte abgeleiteten Grundwasserflurabstände geringere Werte beobachtet werden. In diesen Bereichen werden von beiden Verfahren gehäuft unterschiedliche Grundwasserkörper angesprochen. Die anhand der forstlichen Standortskarte ermittelten Grundwasserflurabstände können insbesondere in Gebieten mit gespannten Grundwasserverhältnissen zur Einschätzung der Wasserversorgung der aufstockenden Bestände herangezogen werden.

Im Rahmen der Regionalisierung von **Substrateigenschaften** wurden Diskriminanzmodelle zur Disaggregation sowie Klassifikationsbäume zur Prognose von Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte erstellt. Als insgesamt am besten diskriminierende Reliefkennwerte für die Disaggregation multipler Legendeneinheiten konnten in Abhängigkeit von den zu trennenden Standortsformen und hierarchischen Ebenen der Legendeneinheiten die negative openness, die Hangneigung, die Exposition, die Höhe über Tiefenlinie, der Topographic Wetness Index, der Topographic Position Index sowie der Massenbilanzindex beobachtet werden. Im Mittel konnten für die 1400 erstellten Diskriminanzmodelle geringe bis mittlere Übereinstimmungen zwischen den beobachteten und prognostizierten Legendeneinheiten beobachtet werden.

In den Klassifikationsbäumen zur Prognose der Standortsformen für bisher nicht standortkundlich bearbeitete Gebiete zählten die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte, gefolgt von klimatischen Kennwerten und dem geologischen Alter, zu den wichtigsten Prädiktoren. Die einflussreichsten Reliefkennwerte sind der Terrain Ruggedness Index sowie Kennwerte, welche die Exposition gegenüber Wind und Sonneneinstrahlung beschreiben. In Abhängigkeit von den vorherzusagenden Formen und Hierarchieebenen werden vorrangig mittlere, vereinzelt auch geringe und hohe Übereinstimmungen der Klassifikationen erreicht.

Bei der Validierung der erstellten Diskriminanzmodelle und Klassifikationsbäume mit Inventurdaten zeigten sich für alle Formen und Hierarchieebenen mit der forstlichen Standortskarte vergleichbare und in keinem Fall signifikant schlechtere Klassifikationen.

Für Schätzung der Höhe der **Kohlenstoffvorräte** im gesamten Solum mittels multipler schrittweiser Regressionsanalyse konnten im Bereich der terrestrischen Standorte insgesamt elf signifikante Prädiktoren ermittelt werden. So wird der Kohlenstoffvorrat dieser Standorte neben der Hangneigung des Einzugsgebiets und der relativen Hangposition vorrangig vom Carbonatgehalt des geologischen Ausgangssubstrats gesteuert. Zudem werden in den auf Grundlage der vorliegenden Inventurdaten erstellten Regressionsmodellen auch für die direkte Sonneneinstrahlung sowie den das Erosionspotential kennzeichnenden Stream Power Index vergleichsweise hohe Regressionskoeffizienten ermittelt. Der Kohlenstoffvorrat grundwasserbeeinflusster Standorte wird dagegen maßgeblich vom Grundwasserflurabstand sowie von der Größe des Einzugsgebiets geprägt. Mit den erstellten Modellen konnten über 60% der beobachteten Varianz erklärt werden. Die Berücksichtigung der räumlichen Lage mittels geostatistischer Methoden führte zu keiner Verbesserung der Schätzungen.

Die vertikale Verteilung der Kohlenstoffvorräte im Boden wurde mittels Clusteranalyse in Form relativer Tiefengradiententypen typisiert. Die anschließende Vorhersage dieser Tiefengradiententypen mit einem optimal beschnittenen Klassifikationsbaum erlaubte die Schätzung der Kohlenstoffvorräte einzelner Schichten mit Bestimmtheitsmaßen zwischen 0,23...0,64. Das gewählte Vorgehen erlaubte eine konsistente Schätzung zu den Vorräten im Solum sowie die Identifikation der für die vertikale Verteilung verantwortlichen Faktoren. So wurde der größte Einfluss auf die vertikale Verteilung der Kohlenstoffvorräte für die Kennwerte Baumartenzusammensetzung, Bestandesalter sowie Tongehalt des Ausgangssubstrats beobachtet.

Die Varianz der Trockenrohdichten der Waldböden konnte durch Rekalibrierung einer physikalisch basierten, nichtlinearen **Pedotransferfunktion** allein auf Grundlage des Humusgehaltes zu fast 80 % erklärt werden. Im Rahmen eines Vergleichs unterschiedlicher Pedotransferfunktionen zur Schätzung der nutzbaren Feldkapazität konnte eine für die Waldböden des nordostdeutschen Tieflands besonders geeignete Funktion ermittelt werden. Diese Validierung konnte auf Grundlage insgesamt 505 Bodenhorizonte umfassender Labordatenbanken durchgeführt werden. Die ausgewählte Funktion konnte 23 % der Varianz erklären und erlaubt die Schätzung der nutzbaren Feldkapazität mit einem mittleren Gesamtfehler von 7,3 %. Für die Schätzung der Tiefe des effektiven Wurzelraums wurden zwei bestehende Ansätze aus der Literatur aufgegriffen und miteinander kombiniert. Im Gegensatz zu bisher vorliegenden Verfahren konnten somit vertikal differenzierte hydrische Anreize zur Tiefendurchwurzelung sowie das Bestandesalter als die Tiefendurchwurzelung steuernde Faktoren berücksichtigt werden.

Die finale Berechnung wichtiger **Wasserhaushaltskennwerte** auf Grundlage des TUB-BGR-Verfahrens zeigte für die Kennwerte Wasserverfügbarkeit, Wassermangel (Differenz aus realer und potentieller Verdunstung) sowie die Sickerwasserrate sowohl eine hohe großräumige, als auch hohe kleinräumige Variabilität. Die geringsten Wasserverfügbarkeiten und höchsten Wassermangelkennwerte zeigen sich dabei auf grundwasserfernen Bereichen südwestlich von Berlin. Deutlich feuchtere Verhältnisse bestehen in den Bereichen der Urstromtäler sowie in den klimatisch günstigeren südlichen Landesteilen. Kleinräumig zeigen sich feuchtere Bedingungen in Abhängigkeit vom Auftreten bindigerer Substrate sowie das Wasserangebot begünstigender Reliefsituationen. Die für die Ableitung von Anbauempfehlungen besonders wichtigen Kennwerte Wasserverfügbarkeit und Wassermangel variieren innerhalb der brandenburgischen Waldfläche um mehrere 100 mm. Allein im Bereich der grundwasserfernen Standorte variiert die Wasserverfügbarkeit im Bereich von 300...500 mm und das Wasserdefizit zwischen -200...0 mm.

Summary

The present work deals with different problems concerning the regionalization of water budget components for the whole forest area of Brandenburg (Germany). The created maps can later be used as a basis for long-term forest planning applications. Therefore, several databases and maps from statewide soil and forest inventories were evaluated. At the same time and on a regional scale, a soil sampling campaign was carried out in order to obtain supplementary inventory data on 140 sample sites.

The developed approach for the estimation of continuous **groundwater depths**, using forest site mapping data and a digital elevation model, provides a significantly enhanced vertical and horizontal spatial resolution. A high degree of compliance between both assessments was shown in the validation based on groundwater depths derived from groundwater monitoring wells. This was especially the case in areas with predominantly unconfined groundwater, like glacial valleys, sandar or other coarse-textured deposits. According to this, with decreasing distance from regions with confined groundwater, which mainly occur at deposits of ground and terminal moraines, higher differences were observed. In these regions the approaches based on forest site mapping and monitoring wells resulted in respectively shallower and deeper estimates. These observations can be explained by a higher frequency of different ground water bodies examined under both approaches. Due to these findings the groundwater depths obtained from forest site mapping data provide, especially in regions with confined groundwater, more suitable estimates to describe the water supply of forest stands.

Parent material properties like texture, content of gravel and carbonates, or the age of the geological deposits were also regionalized on the basis of forest site mapping data. In a first step, discriminant analysis was carried out for the disaggregation of compounded mapping units, to derive spatially unambiguous assignments. Subsequently, classification trees were grown to predict mapping units for previously unmapped areas. With the different spatial scales of both problems, for disaggregation, predictor variables derived from digital elevation model were used exclusively; for prediction in unmapped areas in turn, further variables, obtained from data sources with a smaller scale – like general soil and geological maps, groundwater level maps and climate data – were taken in account.

Depending on the kind of mapping units that had to be disaggregated, in the discriminant analysis the most important predictor variables were: topographic wetness index, slope, aspect, height above channel network, topographic position index, and mass-balance index. On the whole, the 1400 discriminant models ranged from slight to moderate classification accuracies.

The variables selected most frequently through classification tree analysis in descending order were: mapping units of the general soil map, climate parameters and the age of geological deposit derived from the general geological map. The topographic indices with the highest importance in the classification trees were the terrain ruggedness index and terrain attributes describing the exposure to wind and solar radiation. In dependence of the forms and hierarchical groups which had to be predicted, mainly fair and moderate agreement measures could be reached.

The external validation of discriminant models and classification trees using inventory data (concrete sample sites) showed (for all forms and hierarchical groups of the forest site map) results that were comparable to sites mapped by classical field survey. In none of the considered groupings the accuracy measures of the developed models were significantly poorer than those achieved by field survey.

The amount of **carbon stocks** in the whole solum was estimated by stepwise multiple linear regression analysis on the basis of inventory data. In the range of terrestrial soils a significant influence could be identified for eleven predictor variables. Thus, the carbon stocks of these soils are mainly determined by the mean slope of catchment area, relative slope position and carbonate content of parent material. Furthermore, the standardized regression coefficients estimated for direct solar radiation and stream power index (a measure for potential erosion due to flowing water) were relatively high. However, the carbon stocks of soils influenced by groundwater were preferentially influenced by depth to groundwater table and extent of catchment area. The further consideration of spatial position using geostatistical methods did not lead to an improved estimation of carbon stocks.

The vertical distributions of carbon stocks were transformed to relative depth gradients, which were then grouped through cluster analysis. The subsequently performed prediction of obtained clusters using an optimally pruned class probability tree allowed the estimation of carbon stocks in single soil layers. The coefficient of determination for this analysis varied between 0.23 and 0.64. The proposed approach provides the estimation of single layer carbon stocks in high consistency to the total stocks. As a further advantage, the approach also enables the determination of the main factors affecting the vertical distribution of carbon stocks. So the highest influence on vertical distribution was found for tree species composition, stand age and clay content of parent material.

Almost 80 % of the observed variance of bulk densities could be explained by organic matter content after the recalibration of a non-linear, physically based **pedotransfer function**. A validation of pedotransfer functions for estimating the plant available water capacity was carried out, using several soil databases consisting of a total of 505 horizons. On the basis of these analyses a most suitable function for estimating plant available water capacity of forest soils in the north-eastern lowlands could be selected. Using this function yielded a coefficient of determination of 0.23 and a root mean square prediction error of 7.3 %. The estimation of effective rooting depth was done by combining two already existing approaches, selected from literature. In contrast to the commonly used approximations, this approach also takes into account the stand age and vertical differences in the amount of soil water as factors affecting the vertical root distribution of trees.

The calculation of important **water budget components** could be accomplished by using hydro-pedotransfer functions (TUB-BGR-approach). The calculated values for crop water supply, water shortage (derived from the difference between actual and potential annual evapotranspiration), and percolation rate showed a high degree of variability at large as well as at small spatial scales. The lowest values of crop water supply and correspondingly highest water shortage, were found for terrestrial sites in the south west of Berlin. Conditions of significantly higher moisture were found at glacial valleys and in regions with a higher climatic humidity in the southern parts of the state. Considerations at small spatial scales showed higher values for crop water supply at sites with a finer textured parent material. This was also the case for terrain situations that potentially

enhance moisture supply. Crop water supply and water shortage varied by several 100 mm within the forest area of Brandenburg. Even only considering the terrestrial sites, crop water supply and water shortage varied within a range of 300... 500 mm and -200... 0 mm, respectively. This was a particularly interesting result, since crop water supply and water shortage are some of the most important factors affecting the derivation of tree species recommendations.

Literaturverzeichnis

- ADAMS, W.A. (1973): The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *Journal of Soil Science* **24** (1): 10–17. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1973.tb00737.x>.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl. IHW-Verlag, Eiching bei München, 352 S.
- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and drainage paper, Bd. 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom, 300 S. URL <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm#Contents>.
- ALTERMANN, M., JÄGER, K.D., KOPP, D., KOWALKOWSKI, A., KÜHN, D., SCHWANECKE, W. (2008): Zur Kennzeichnung und Gliederung von periglaziär bedingten Differenzierungen in der Pedosphäre. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **6**: 5–42.
- ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 437 S.
- ARYA, L.M., PARIS, J.F. (1981): A Physicoempirical Model to Predict the Soil Moisture Characteristic from Particle-Size Distribution and Bulk Density Data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **45** (6): 1023–1030. URL <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500060004x>.
- ASCHE, N. (2008): Walddtypenkarten für NRW auf Basis der forstlichen Standortklassifikation - Unter besonderer Berücksichtigung des Klimawandels. *AFZ-Der Wald* **63** (1): 25–27.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., WEIBER, R. (2011a): Multivariate Analysemethoden - Eine anwendungsorientierte Einführung. 13. Aufl. Springer-Verlag, Berlin, [u. a.], 583 S.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., WEIBER, R. (2011b): Fortgeschrittene multivariate Analysemethoden - Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer, Berlin, [u. a.], 384 S.
- BALLABIO, C. (2009): Spatial prediction of soil properties in temperate mountain regions using support vector regression. *Geoderma* **151** (3-4): 338–350.
- BARITZ, R., ZIRLEWAGEN, D., VAN RANST, E. (2006): Multi-source inventory methods for quantifying carbon stocks and stock changes in European forests - CarboInvent - Final Report to the EC: Methodological standards to detect forest soil carbon stocks and stock changes related to land use change and forestry: Part II – Landscape level. Techn. Ber., JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, Steyrergasse 17, 8010 Graz, AUSTRIA. URL http://www.joanneum.at/carboinvent/carboinvent_report.php.
- BARTHOLD, F.K., WIESMEIER, M., BREUER, L., FREDE, H.G., WU, J., BLANK, F.B. (2013): Land use and climate control the spatial distribution of soil types in the grasslands of Inner Mongolia. *Journal of Arid Environments* **88**: 194–205.

- BEHRENS, T., FÖRSTER, H., SCHOLTEN, T., STEINRÜCKEN, U., SPIES, E.D., GOLDSCHMITT, M. (2005): Digital soil mapping using artificial neural networks. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **168** (1): 21–33. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200421414>.
- BEHRENS, T., SCHOLTEN, T. (2007): A comparison of data-mining techniques in predictive soil mapping. In: P. LAGACHERIE, A. MCBRATNEY, M. VOLTZ (Hrsg.): *Digital Soil Mapping - An introductory perspective*. Developments in Soil Science, Bd. 31. Elsevier, Amsterdam, [u. a.], S. 353–364.
- BEHRENS, T., ZHU, A.X., SCHMIDT, K., SCHOLTEN, T. (2010): Multi-scale digital terrain analysis and feature selection for digital soil mapping. *Geoderma* **155** (3–4): 175–185.
- BEKE, G.J., MACCORMICK, M.J. (1985): Predicting Volumetric Water Retentions for Subsoil Materials from Colchester County, Nova Scotia. *Can. J. Soil Sci.* **65** (1): 233–236.
- BEVEN, K.J., KIRKBY, M.J. (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* **24** (1): 43–69. URL <http://dx.doi.org/10.1080/02626667909491834>.
- BISHOP, T., MCBRATNEY, A., LASLETT, G. (1999): Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. *Geoderma* **91** (1): 27 – 45. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00003-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00003-8).
- BMELV (2006): *Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II)*. 2. Aufl. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Selbstverlag.
- BODAGHABADI, M.B., SALEHI, M.H., MARTINEZ-CASASNOVAS, J.A., MOHAMMADI, J., TOOMANIAN, N., BORUJENI, I.E. (2011): Using Canonical Correspondence Analysis (CCA) to identify the most important DEM attributes for digital soil mapping applications. *Catena* **86** (1): 66–74.
- BÖHNER, J., ANTONIĆ, O. (2009): Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. In: T. HENGL, H.I. REUTER (Hrsg.): *Geomorphometry - Concepts, Software, Applications*. Developments in Soil Science, Bd. 33. Elsevier, Amsterdam u. a., S. 195–226.
- BÖHNER, J., KÖTHE, R. (2003): Bodenregionalisierung und Prozessmodellierung: Instrumente für den Bodenschutz. *Petermanns Geographische Mitteilungen* **147** (3): 72–82.
- BREIMAN, L., FRIEDMAN, J.H., OLSHEN, R.A., STONE, C.J. (1984): *Classification and regression trees*. The Wadsworth Statistics/Probability Series, Wadsworth, Belmont, California, 358 S.
- BUCHANAN, S., TRIANTAFILIS, J., ODEH, I.O.A., SUBANSINGHE, R. (2012): Digital soil mapping of compositional particle-size fractions using proximal and remotely sensed ancillary data. *Geophysics* **77** (4, S): WB201–WB211.
- BUI, E., HENDERSON, B., VIERGEVER, K. (2009): Using knowledge discovery with data mining from the Australian Soil Resource Information System database to inform soil carbon mapping in Australia. *Global Biogeochem. Cycles* **23**: 1–15.
- CIMMERY, V. (2007): *User Guide for SAGA (version 2.0)*. URL <http://sourceforge.net/projects/saga-gis/files/>.
- COHEN, S., WILLGOOSE, G., HANCOCK, G. (2010): The mARM3D spatially distributed soil evolution model: Three-dimensional model framework and analysis of hillslope and landform responses. *J. Geophys. Res.* **115**: F04013.

- COLLARD, F., SABY, N., RICHER DE FORGES, A., LEHMANN, S., PAROISSIEN, J.B., ARROUNAYS, D. (2014): Spatial prediction of soil organic carbon at different depths using digital soil mapping. In: D. ARROUNAYS, N. MCKENZIE, J. HEMPEL, A. RICHER DE FORGES, A.B. MCBRATNEY (Hrsg.): *GlobalSoilMap - Basis of the global spatial soil information system*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, [u. a.], S. 494.
- CONGALTON, R.G., GREEN, K. (2009): *Assessing the accuracy of remotely sensed data - Principles and practices*. 2. Aufl. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, [u. a.], 183 S.
- CONRAD, O. (2007): *SAGA - Entwurf, Funktionsumfang und Anwendung eines Systems für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen*. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen. URL <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2007/conrad/conrad.pdf>.
- CORNELIS, W.M., RONSYN, J., VAN MEIRVENNE, M., HARTMANN, R. (2001): Evaluation of Pedotransfer Functions for Predicting the Soil Moisture Retention Curve. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **65** (3): 638–648. URL <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2001.653638x>.
- CRUZ-CARDENAS, G., ORTIZ-SOLORIO, C.A., OJEDA-TREJO, E., MARTINEZ-MONTOYA, J.F., SOTELO-RUIZ, E.D., LICONA-VARGAS, A.L. (2011): Computer-assisted cartography using topographic properties: precision and accuracy of local soil maps in central Mexico. *R. Bras. Ci. Solo* **35** (3): 683–691. URL http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832011000300003&nrm=iso.
- DE VOS, B., VAN MEIRVENNE, M., QUATAERT, P., DECKERS, J., MUYS, B. (2005): Predictive Quality of Pedotransfer Functions for Estimating Bulk Density of Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **69** (2): 500–510. URL <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2005.0500>.
- DEBELLA-GILO, M., ETZELMÜLLER, B. (2009): Spatial prediction of soil classes using digital terrain analysis and multinomial logistic regression modeling integrated in GIS: Examples from Vestfold County, Norway. *Catena* **77** (1): 8–18.
- DESMET, P., GOVERS, G. (1996): A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. Soil and Water Cons.* **51** (5): 427–433. URL <http://www.jswnonline.org/content/51/5/427.abstract>.
- DEUMLICH, D., SCHMIDT, R., SOMMER, M. (2010): A multiscale soil-landform relationship in the glacial-drift area based on digital terrain analysis and soil attributes. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **173** (6): 843–851. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200900094>.
- DEUTSCHE STRATIGRAPHISCHE KOMMISSION (Hrsg.) (2002): *Stratigraphische Tabelle von Deutschland*. GeoForschungsZentrum, Potsdam. URL <http://www.stratigraphie.de/std/>.
- DIN4220 (2008): *Bodenkundliche Standortbeurteilung – Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten*. Beuth, Berlin, 50 S.
- DONATELLI, M., WÖSTEN, J., BELOCCHI, G. (2004): Methods to evaluate pedotransfer functions. In: Y. PACHEPSKY, W. RAWLS (Hrsg.): *Development of Pedotransfer Functions in Soil Hydrology, Developments in Soil Science*, Bd. 30. Elsevier, Amsterdam, [u. a.], S. 357 – 411. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30020-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30020-6).
- DOZIER, F., FREW, J. (1990): Rapid Calculation of Terrain Parameters for Radiation Modeling from Digital Elevation Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **28** (5): 963–969. URL <http://dx.doi.org/10.1109/36.58986>.

- DVWK (Hrsg.) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Bd. 238. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 135 S.
- ERSKINE, R.H., GREEN, T.R., RAMIREZ, J.A., MACDONALD, L.H. (2007): Digital elevation accuracy and grid cell size: Effects on estimated terrain attributes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **71** (4): 1371–1380.
- FAHRMEIR, L., HAMERLE, A., TUTZ, G. (Hrsg.) (1996): Multivariate statistische Verfahren. 2. Aufl. Walter de Gruyter, Berlin [u. a.], 902 S.
- FAIRFIELD, J., LEYMARIE, P. (1991): Drainage Networks From Grid Digital Elevation Models. *Water Resour. Res.* **27** (5): 709 – 717. URL <http://dx.doi.org/10.1029/90WR02658>.
- FISHER, R.A. (1936): The use of multiple measurements in taxonomic problems. *Annals of eugenics* **7** (2): 179–188.
- FLORINSKY, I.V. (2012): The Dokuchaev hypothesis as a basis for predictive digital soil mapping (on the 125th anniversary of its publication). *Eurasian Soil Science* **45** (4): 445–451.
- FREEMAN, T. (1991): Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. *Computers & Geosciences* **17** (3): 413–422. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0098-3004\(91\)90048-I](http://dx.doi.org/10.1016/0098-3004(91)90048-I).
- FRIEDRICH, K. (1996): Digitale Reliefgliederungsverfahren zur Ableitung bodenkundlich relevanter Flächeneinheiten, Frankfurter geowissenschaftliche Arbeiten Serie D Physische Geographie, Bd. 21. Fachbereich Geowissenschaften der Johann-Wolfgang-Goethe-Universität, Frankfurt, 213 S. S.
- FUCHS, M., UTERMANN, J., HOFFMANN, R. (2010): Regionalisierung von organischem Kohlenstoff in Böden Deutschlands - eine Annäherung. In: FOSSGIS 2010. S. 1–9. URL <http://www.fossgis.de/konferenz/2010/events/17.de.html>.
- GAFA (2005): In: Handbuch Forstliche Analytik - Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich, Bd. D: Elementbestimmungsverfahren. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- GAFA (2006): Gutachterausschuss Forstliche Analytik: Handbuch Forstliche Analytik - Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich, Bd. A: Boden und Humusuntersuchungen. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- GAUER, J., FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K. (2011): Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 7–16. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01226>.
- GEHRT, E., BOCK, M. (2009): Ermittlung der Grundwasserflurabstände auf Grundlage digitaler Höhenmodelle. In: Jahrestagung der DBG. Bonn, S. 4. URL http://eprints.dbges.de/306/1/Text_GW_3.pdf.
- GERSTENGARBE, F.W., BADECK, F., HATTERMANN, F., KRYSANOVA, V., LAHMER, W., LASCH, P., STOCK, M., SUCKOW, F., WECHSUNG, F., WERNER, P.C. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. *Techn. Ber.* 83, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. URL <http://www.pik-potsdam.de/research/publications/pikreports/.files/pr83.pdf>.

- GIASSON, E., FIGUEIREDO, S., TORNQUIST, C., CLARKE, R. (2008): Digital soil mapping using logistic regression and terrain parameters for several ecological regions in southern brazil. In: A.E. HARTEMINK, A. MCBRATNEY, M.L. MENDONÇA-SANTOS (Hrsg.): Digital soil mapping with limited data. Springer, Dordrecht, [u. a.], S. 225–232.
- GIASSON, E., SARMENTO, E.C., WEBER, E., FLORES, C.A., HASENACK, H. (2011): Decision trees for digital soil mapping on subtropical basaltic steepplands. *Scientia Agricola* **68** (2): 167–174. URL http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162011000200006&nrm=iso.
- GIVI, J., PRASHER, S., PATEL, R. (2004): Evaluation of pedotransfer functions in predicting the soil water contents at field capacity and wilting point. *Agric. Water Manage.* **70** (2): 83 – 96. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2004.06.009>.
- GLUGLA, G., JANKIEWICZ, P., RACHIMOW, C., LOJEK, K., RICHTER, K., FÜRTIG, G., KRAHE, P. (2003): Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses, BfG-Berichte, Bd. 1342. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- GREVE, M.H., KHEIR, R.B., GREVE, M.B., BOCHER, P.K. (2012a): Quantifying the ability of environmental parameters to predict soil texture fractions using regression-tree model with GIS and LIDAR data: The case study of Denmark. *Ecological Indicators* **18**: 1–10.
- GREVE, M.H., KHEIR, R.B., GREVE, M.B., BOCHER, P.K. (2012b): Using Digital Elevation Models as an Environmental Predictor for Soil Clay Contents. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **76** (6): 2116–2127.
- GRIMM, R., BEHRENS, T. (2010): Uncertainty analysis of sample locations within digital soil mapping approaches. *Geoderma* **155** (3-4): 154–163.
- GRIMM, R., BEHRENS, T., MAERKER, M., ELSENBEER, H. (2008): Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island - Digital soil mapping using Random Forests analysis. *Geoderma* **146** (1-2): 102–113.
- GRINAND, C., ARROUAYS, D., LAROCHE, B., MARTIN, M.P. (2008): Extrapolating regional soil landscapes from an existing soil map: Sampling intensity, validation procedures, and integration of spatial context. *Geoderma* **143** (1-2): 180–190.
- GRUEHN, D. (1999): Ableitung von Indikatoren für die regional- bzw. naturraumspezifische Bewertung der Grundwasserneubildungsfunktion. In: U. STEINHARDT, M. VOLK (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. B. G. Teubner, Stuttgart, [u. a.], S. 204–220.
- GUISAN, A., WEISS, S.B., WEISS, A.D. (1999): GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* **143** (1): 107–122. URL <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009841519580>.
- HAASE, J. (2008): In Fahrland liegt die Mitte Brandenburgs. Der Tagesspiegel vom 08.06.2008 URL <http://www.tagesspiegel.de/berlin/brandenburg/wunderschoen-ist-es-dort-in-fahrland-liegt-die-mitte-brandenburgs/1251380.html>.
- HAIDER, K. (1996): Biochemie des Bodens. Ferdinand Enke, Stuttgart, 174 S.
- HANGEN, E., SCHERZER, J. (2004): Ermittlung von Pedotransferfunktionen zur rechnerischen Ableitung von Kennwerten des Bodenwasserhaushalts (FK, PWP, nFK, kapillarer Aufstieg). Techn. Ber., UDATA - Umweltschutz und Datenanalyse im Auftrag des Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL). URL http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Pedotransfer_

- Physik_1/PTF-Studie.pdf.
- HANNAPPEL, S., LIMBERG, A. (2007): Ermittlung des Flurabstandes des oberflächennahen Grundwassers in Berlin. Brandenburg. geowiss. Beitr. **14** (1): 65–74.
- HANNAPPEL, S., RIEK, W. (2011a): Analyse langjähriger Veränderungen der Flurabstände des oberflächennahen Grundwassers in der gesamten Waldfläche Brandenburgs. In: Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel in Deutschland - Fachsymposium der deutschen Akademie der Technikwissenschaften (acatech), der berlin-brandenburgischen Akademie der Wissenschaften und des innovationsnetzwerkes Klimaanpassung Brandenburg Berlin (INKA BB) am 22.06.2011 in Großräschen.
- HANNAPPEL, S., RIEK, W. (2011b): Berechnung des Flurabstandes des oberflächennahen Grundwassers der Waldfläche Brandenburgs für hydrologisch typische Zeiträume. Hydrologie und Wasserwirtschaft **55** (1): 4–15.
- HÄNTZSCHEL, J., GOLDBERG, V., BERNHOFER, C. (2005): GIS-based regionalisation of radiation, temperature and coupling measures in complex terrain for low mountain ranges. Meteorological Applications **12** (1): 33–42. URL <http://dx.doi.org/10.1017/S1350482705001489>.
- HÄRING, T., DIETZ, E., KÖLLING, C. (2009): Zusammenhang zwischen Rastergröße und Modellgüte für die Prognose von Bodenkarten im Maßstab 1:25.000. In: Jahrestagung der DBG. S. 4. URL <http://eprints.dbges.de/192/>.
- HÄRING, T., DIETZ, E., OSENSTETTER, S., KOSCHITZKI, T., SCHROEDER, B. (2012): Spatial disaggregation of complex soil map units: A decision-tree based approach in Bavarian forest soils. Geoderma **185**: 37–47.
- HARTGE, K.H., HORN, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. 3. Aufl. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 177 S.
- HARTGE, K.H., HORN, R. (1999): Einführung in die Bodenphysik. 3. Aufl. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 304 S.
- HENGL, T. (2006): Finding the right pixel size. Computers & Geosciences **32** (9): 1283–1298.
- HENGL, T., HEUVELINK, G.B.M., ROSSITER, D.G. (2007): About regression-kriging: From equations to case studies. Computers & Geosciences **33** (10): 1301–1315. Geostats-UK 2005 Meeting, Queens Univ, Belfast, NORTH IRELAND, 2005.
- HEUVELINK, G.B., PEBESMA, E.J. (1999): Spatial aggregation and soil process modelling. Geoderma **89** (1–2): 47 – 65. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00077-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00077-9).
- HJERDT, K., McDONNELL, J., SEIBERT, J., RODHE, A. (2004): A new topographic index to quantify downslope controls on local drainage. Water Resources Research, **40**: W05602. URL <http://dx.doi.org/10.1029/2004WR003130>.
- HOLLINGSWORTH, I.D., BUI, ELISABETH, N., ODEH, INAKWU, O., MCLEOD, P. (2007): Rule-based land unit mapping of the tiwi islands, northern territory, australia. In: P. LAGACHERIE, A. MCBRATNEY, M. VOLTZ (Hrsg.): Digital Soil Mapping - An introductory perspective. Developments in Soil Science, Bd. 31. Elsevier, Amsterdam, [u. a.], S. 401–414.
- HOLLIS, J.M., HANNAM, J., BELLAMY, P.H. (2012): Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. Eur. J. Soil Sci. **63** (1): 96–109. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01412.x>.

- HÖRMANN, G., FOHRER, N., KLUGE, W. (2013): Modelle zum Wasserhaushalt. In: W. SCHRÖDER, F. MÜLLER (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften: Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung, Kap. V-3.2 (23. Erg. Lfg. 1/13). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, S. 1–18. URL <http://dx.doi.org/10.1002/9783527678525.hbuw2013003>.
- HÖRMANN, G., SCHERZER, J., SUCKOW, F., MÜLLER, J., WEGEHENKEL, M., LUKES, M., HAMMEL, K., KNISS, A., MEESENBURG, H. (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- HOWELL, D., KIM, Y., HAYDO-HOUDESHELL, C. (2008): Development and Application of Digital Soil Mapping Within Traditional Soil Survey: What will it Grow Into? In: A.E. HARTEMINK, A. MCBRATNEY, M. DE LOURDES MENDONÇA-SANTOS (Hrsg.): Digital Soil Mapping with Limited Data. Springer, S. 43–51.
- ILLES, G., KOVACS, G., HEIL, B. (2011): Comparing and evaluating digital soil mapping methods in a Hungarian forest reserve. *Can. J. Soil Sci.* **91** (4): 615–626.
- JENNY, H. (1941): Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. 1. Aufl. McGraw-Hill, New York, 281 S. (unveränderter Nachdruck, Dover Publications, New York, 1994).
- KASS, G.V. (1980): An Exploratory Technique for Investigating Large Quantities of Categorical Data. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* **29** (2): 119–127. URL <http://www.jstor.org/stable/2986296>.
- KAUR, R., KUMAR, S., GURUNG, H.P. (2002): A pedo-transfer function (PTF) for estimating soil bulk density from basic soil data and its comparison with existing PTFs. *Aust. J. Soil Res.* **40** (5): 847–858. URL <http://dx.doi.org/10.1071/SR01023>.
- KEIL, M., BOCK, M., ESCH, T., METZ, A., NIELAND, S., PFITZNER, A. (2010): CO-RINE Land Cover Aktualisierung 2006 für Deutschland. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V., Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum im Auftrag des Umweltbundesamtes, Oberpfaffenhofen, 55 S.
- KEMPEN, B., BRUS, D.J., STOORVOGEL, J.J. (2011): Three-dimensional mapping of soil organic matter content using soil type-specific depth functions. *Geoderma* **162** (1-2): 107–123.
- KHEIR, R.B., BOCHER, P.K., GREVE, M.B., GREVE, M.H. (2010): The application of GIS based decision-tree models for generating the spatial distribution of hydromorphic organic landscapes in relation to digital terrain data. *Hydrology and Earth System Sciences* **14** (6): 847–857.
- KOBAYASHI, K., SALAM, M.U. (2000): Comparing Simulated and Measured Values Using Mean Squared Deviation and its Components. *Agron. J.* **92** (2): 345–352. URL <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2000.922345x>.
- KÖNIG, T. (2011): Substratfeuchte – wichtige Auswerteeinheit der Standortserkundung; dargestellt am Beispiel Sachsens. In: Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends - Gemeinsames Kolloquium des AK „Waldböden“ der DBG und der Sektion „Wald & Wasser“ im DVFFA und des vTI Eberswalde in Freiburg am 18.-19.Mai 2010. Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 88. S. 90–100.
- KONOPATZKY, A. (1998): Informationen der Standortskarten zu grundwasserfernen Sandstandorten Brandenburgs als Hilfe bei der Auswahl von Flächen für die Laubholzverjüngung sowie zur Abschätzung der standörtlichen Leistungsfähigkeit - Berücksichtigung

- des substratbedingten Wasserhaushaltes, der Körnung im Oberboden und der Kalktiefe. unveröffentlichter Bericht - Landesforstanstalt Eberswalde.
- KONOPATZKY, A. (2012): Das Wasser macht's - Substratfeuchte in der forstlichen Standortsgliederung - erste Skalierungs- und Bewertungsansätze in Brandenburg. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 7. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 73–82. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- KOPP, D. (1961): Das Arbeitsverfahren der forstlichen Standortserkundung im Nordostdeutschen Tiefland. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 62 S.
- KOPP, D., JÄGER, K.D., SUCCOW, M. (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung. Akademie-Verlag, Berlin, 339 S.
- KOPP, D., JOCHHEIM, H. (2002): Forstliche Boden- und Standortformen des nordostdeutschen Tieflands als Datenbasis für die Landschaftsmodellierung. Kessel Verlag, Remagen-Oberwinter, 207 S.
- KOPP, D., SCHWANECKE, W. (1994): Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologischer Forstwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 248 S.
- KOPP, D., STANDORTERKUNDER-KOLLEKTIV (1969): Ergebnisse der forstlichen Standortserkundung in der Deutschen Demokratischen Republik - Die Waldstandorte des Tieflandes, Bd. 1. VEB Forstprojektierung Potsdam, 141 S.
- KÖTHE, R. (2007): Expertise - Qualität des DGM25 von Brandenburg und durchgeführte Qualitätsverbesserungen. Techn. Ber., scilands GmbH im Auftrag des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR).
- KREIENKAMP, F., SPEKAT, A. (2009): Regionalisierung standortsbezogener Kenwerte (1 x 1 km Raster-Interpolation) für Brandenburg. CEC, Potsdam GmbH. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesbetriebs Forst Brandenburg. Potsdam: 30 S.
- KÜHN, D. (2003): Die Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300 000 (BÜK 300) - eine digitale Karte mit einer Präsentation im Internet. Brandenburg. geowiss. Beitr. **10** (1/2): 53–60. URL http://www.geobasis-bb.de/GeoPortal1/produkte/fachkarten/lbgr/lbgr_1-2-2003.htm#Kuehn.
- KÜHN, D. (2006): Die Böden Brandenburgs und ihre Verbreitung. Brandenburg. geowiss. Beitr. **13** (1/2): 11–25. URL http://www.geobasis-bb.de/GeoPortal1/produkte/fachkarten/lbgr/lbgr_1-2-2006.htm#Kuehn.
- KUTTIG, H. (2008): MEMO-TOOLS VERSION 6.5. GEO-NET Umweltconsulting GmbH, Hannover.
- LACOSTE, M., LEMERCIER, B., WALTER, C. (2011): Regional mapping of soil parent material by machine learning based on point data. *Geomorphology* **133** (1-2): 90–99.
- LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A. (2007): Spatial soil information systems and spatial soil inference systems: Perspectives for digital soil mapping. In: P. LAGACHERIE, A. MCBRATNEY, M. VOLTZ (Hrsg.): Digital Soil Mapping - An introductory perspective. Developments in Soil Science, Bd. 31. Elsevier, Amsterdam, [u. a.], S. 3–22.
- LANDIS, J.R., KOCH, G.G. (1977): The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics* **33** (1): pp. 159–174. URL <http://www.jstor.org/stable/2529310>.
- LANGGUTH, H., KOPP, D., HEINERT, D., DANNROTH, G., SCHÜBEL, G. SCHULENBURG, H., SCHULZKE, D., GOLTZ, J., KLAHR, H., LINKE, H. LORENZ, W.D., MATTES, S., MUNDEL, G., NOHSE, G., RUDAT, E., LEMBKE, G., DANNROTH, G. (1969):

- Ergebnisse der forstlichen Standortserkundung im Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Eberswalde. Techn. Ber., VEB Forstprojektierung Potsdam.
- LEHNARDT, F., BRECHTEL, H.M. (1980): Durchwurzelungs- und Schöpftiefen von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen bei unterschiedlichen Standortverhältnissen. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **141**: 120–127.
- LEMERCIER, B., LACOSTE, M., LOUM, M., WALTER, C. (2012): Extrapolation at regional scale of local soil knowledge using boosted classification trees: A two-step approach. *Geoderma* **171** (SI): 75–84.
- LGRB (1997): Geologische Übersichtskarte des Landes Brandenburg 1 : 300 000. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoff Brandenburg in Zusammenarbeit mit Landesvermessungsamt Brandenburg.
- LGRB (2001): Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg (BÜK) 1 : 300 000. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg.
- LIESS, M., GLASER, B., HUWE, B. (2012): Uncertainty in the spatial prediction of soil texture Comparison of regression tree and Random Forest models. *Geoderma* **170**: 70–79.
- LIPPSTREU, L. (2010): Atlas zur Geologie von Brandenburg. Kap. Landschaftsgenese. 4. Aufl. Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg, S. 38–39. URL http://www.geobasis-bb.de/GeoPortal1/produkte/fachkarten/lbgr/4_geoatlas.htm.
- LIPPSTREU, L., BROSE, F., MARCINEK, J. (1995): Brandenburg. In: L. BENDA (Hrsg.): *Das Quartär Deutschlands*. Berlin, [u. a.], S. 116–147.
- MALONE, B., MCBRATNEY, A., MINASNY, B. (2011): Empirical estimates of uncertainty for mapping continuous depth functions of soil attributes. *Geoderma* **160** (3-4): 614 – 626. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.11.013>.
- MALONE, B.P., MCBRATNEY, A.B., MINASNY, B., LASLETT, G.M. (2009): Mapping continuous depth functions of soil carbon storage and available water capacity. *Geoderma* **154** (1-2): 138–152.
- MCBRATNEY, A., MENDONÇA-SANTOS, M., MINASNY, B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma* **117**: 3–52. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4).
- MCBRATNEY, A., MINASNY, B. (2004): Soil inference systems. In: Y. PACHEPSKY, W. RAWLS (Hrsg.): *Development of Pedotransfer Functions in Soil Hydrology, Developments in Soil Science*, Bd. 30. Elsevier, Amsterdam, [u. a.], S. 323 – 348. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30018-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30018-8).
- MEERSMANS, J., DE RIDDER, F., CANTERS, F., DE BAETS, S., VAN MOLLE, M. (2008): A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* **143** (1-2): 1–13.
- MENDONÇA-SANTOS, M., MCBRATNEY, A., MINASNY, B. (2007): Soil prediction with spatially decomposed environmental factors. In: P. LAGACHERIE, A. MCBRATNEY, M. VOLTZ (Hrsg.): *Digital Soil Mapping - An introductory perspective*. *Developments in Soil Science*, Bd. 31. Elsevier, Amsterdam, [u. a.], S. 269–278.
- MENDONÇA-SANTOS, M.L., SANTOS, H.G., DART, R.O., PARES, J.G. (2008): Digital mapping of soil classes in Rio de Janeiro State Brazil: Data, Modelling and Prediction. In: A.E. HARTEMINK, A. MCBRATNEY, M.L. MENDONÇA-SANTOS (Hrsg.): *Digital soil mapping with limited data*. Springer, Dordrecht, [u. a.], S. 381–396.

- MILNIK, A., HEYDE, M., SCHULT, R., BORMEISTER, H.J., HELBIG, K., KÖHLER, J., RÖMPLER, W., SCHWARTZ, E., WAGENKNECHT, E., WEBER, T. (1998): In Verantwortung für den Wald - Die Geschichte der Forstwirtschaft in der Sowjetischen Besatzungszone und der DDR. Brandenburgisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Potsdam, 516 S.
- MITSUDA, Y., ITO, S., SAKAMOTO, S. (2007): Predicting the site index of sugi plantations from GIS-derived environmental factors in Miyazaki Prefecture. *Journal of Forest Research* **12**: 177–186. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10310-007-0004-1>.
- MOJENA, R. (1977): Hierarchical grouping methods and stopping rules: An evaluation. *The Computer Journal* **20** (4): 359–363.
- MÖLLER, M. (2004): Disaggregation von Bodeninformationen auf der Grundlage digitaler Reliefdaten. In: M. MÖLLER, H. HELBIG (Hrsg.): GIS-gestützte Bewertung von Bodenfunktionen – Datengrundlagen und Lösungsansätze. Wichmann, S. 67–89.
- MÖLLER, M., VOLK, M., FRIEDRICH, K., LYMBURNER, L. (2008): Placing soil-genesis and transport processes into a landscape context: A multiscale terrain-analysis approach. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **171** (3): 419–430. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200625039>.
- MOORE, G.E. (1965): Cramming more components onto integrated circuits. *Electronics* **38** (19): 114–117.
- MOORE, I.D., GESSLER, P.E., NIELSEN, G.A., PETERSON, G.A. (1993): Soil Attribute Prediction Using Terrain Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57** (2): 443–452. URL <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700020026x>.
- MOORE, I.D., GRAYSON, R.B., LADSON, A.R. (1991): Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrol. Process.* **5** (1): 3–30. URL <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.3360050103>.
- NELSON, M., ODEH, I. (2009): Digital soil class mapping using legacy soil profile data: a comparison of a genetic algorithm and classification tree approach. *Soil Research* **47** (6): 632–649. URL <http://dx.doi.org/10.1071/SR08224>.
- NEMES, A., WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., VOSHAAR, J.H.O. (1999): Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases. *Geoderma* **90** (3-4): 187 – 202. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00014-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00014-2).
- NIELSEN, D.R., WENDROTH, O. (2003): Spatial and temporal statistics: Sampling field soils and their Vegetation. *GeoEcology textbook*, Catena Verlag, Reiskirchen, 398 S.
- O'CALLAGHAN, J.F., MARK, D.M. (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* **28** (3): 323–344. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0734-189X\(84\)80011-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0734-189X(84)80011-0).
- OEHMICHEN, K., DEMANT, B., DUNGER, K., GRÜNEBERG, E., HENNING, P., KROHNER, F., NEUBAUER, M., POLLEY, H., RIEDEL, T., ROCK, J., SCHWITZGEBEL, F., STÜMER, W., WELLBROCK, N., ZICHE, D., BOLTE, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald, Landbauforschung-Sonderhefte, Bd. 343. Johann Heinrich von Thünen-Institut – Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI). URL <http://www.ti.bund.de/de/startseite/thuenen-publikationen/thuenen-report/sonderhefte-2011.html>.
- OKE, T.R. (1987): Boundary layer climates. 2. Aufl. Methuen, London, New York, 435 S.

- OLAYA, V. (2004): A gentle introduction to SAGA GIS. URL <http://www.saga-gis.org/en/about/references.html>.
- OSENSTETTER, S., FALK, W., DIETZ, E., KÖLLING, C., ZIMMERMANN, L. (2009): Einflüsse der Pedotransferfunktionen auf Ergebnisse bodenhydrologischer Modellierung an Waldstandorten. In: Jahrestagung der DBG. S. 4 S. URL http://eprints.dbges.de/195/1/DBG-Tagung2009-Beitrag_SebastianOsenstetter.pdf.
- PATIL, N.G., CHATURVEDI, A. (2012): Estimation of bulk density of waterlogged soils from basic properties. *Archives of Agronomy and Soil Science* **58** (5): 499–509. URL <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2010.530254>.
- PATIL, N.G., RAJPUT, G.S., NEMA, R.K., SINGH, R.B. (2010): Calibration and evaluation of pedotransfer functions to estimate available water capacity of seasonally impounded shrink-swell soils of central India. *Archives of Agronomy and Soil Science* **56** (5): 525–538. URL <http://dx.doi.org/10.1080/03650340903161187>.
- PERRUCHOUD, D., KIENAST, F., KAUFMANN, E., BRÄKER, O.U. (1999): 20th Century Carbon Budget of Forest Soils in the Alps. *Ecosystems* **2** (4): 320–337. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s100219900083>.
- PETERS, A., DURNER, W. (2008): Simplified evaporation method for determining soil hydraulic properties. *J. Hydrol.* **356** (1-2): 147–162. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.04.016>.
- PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H. (2011): Fuzzy-Inference-Systeme zur Regionalisierung des Standortwasserhaushalts von Wäldern. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 111–117. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-12128>.
- PUHLMANN, H., VON WILPERT, K., LUKES, M., DRÖGE, W. (2009): Multistep outflow experiments to derive a soil hydraulic database for forest soils. *Eur. J. Soil Sci.* **60** (5): 792–806. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01169.x>.
- RAISSI, F., MÜLLER, U., MEESENBURG, H. (2009): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten, Geofakten, Bd. 9. 4. Aufl. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, 7 S. URL <http://www.lbeg.niedersachsen.de>.
- RAMANN, E. (1911): *Bodenkunde*. 3. Aufl. Julius Springer Verlag, 619 S.
- RAWLS, W.J., PACHEPSKY, Y.A., RITCHIE, J.C., SOBECKI, T.M., BLOODWORTH, H. (2003): Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* **116** (1-2): 61–76. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6).
- RENARD, K., FOSTER, G., WESSIES, G., MCCOOL, D., YODER, D. (1996): Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), *Agriculture Handbook*, Bd. 703. United States Department of Agriculture. URL http://www.techtransfer.osmre.gov/nttmainsite/Library/hbmanual/rusle/ah_703.pdf.
- RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G., ZACHARIAS, S. (2009): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“, zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. In: *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese*, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 5–51.
- RENGER, M., STREBEL, O. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser und Boden* **32** (12): 572–575.

- RIEK, W. (1995): Standorteigenschaften, Wuchsleistung und Schädigung von Kiefern- und Eichenforsten im Berliner Raum, Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 16. Selbstverlag Technische Universität Berlin, 144 S.
- RIEK, W. (1998): Verfahren zur Bestimmung des effektiv nutzbaren Bodenwassers von Kiefernstandorten im pleistozänen Tiefland. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. **32** (1): 28–33.
- RIEK, W. (2007): Bestimmung von Trockenrohdichte, Grobbodenanteil und Feinboden-vorrat skeletthaltiger Materialien. In: Jahrestagung 2007 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 02. bis 09. September 2007 in Dresden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 110. S. 527–528.
- RIEK, W. (2009): Erste Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (BZE-2) in Brandenburg. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 4. Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 40. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, Eberswalde, S. 6–13. URL www.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs40.pdf.
- RIEK, W. (2010): Regionale und standortsbedingte Unterschiede zu den Auswirkungen des Klimawandels. In: MINISTERIUM FÜR INFRASTRUKTUR UND LANDWIRTSCHAFT (MIL) DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.): Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 5. Winterkolloquium am 25. Februar 2010 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 44. S. 38–48. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- RIEK, W., KALLWEIT, R., RUSS, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz **13**: 17–32. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01350>.
- RIEK, W., RUSS, A. (2014): Regionalisierung des Bodenwasserhaushalts für Klimaszenarien als Grundlage für die forstliche Planung. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 9. Winterkolloquium am 27. Februar 2014 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg - Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 20–30. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGGER, M., FACKLAM, M. (1992): Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus Basisdaten auf der Grundlage von bodenkundlichen Labordatenbanken. Techn. Ber., TU-Berlin im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGGER, M., VETTERLEIN, E. (1995): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität von Substrat-Horizontgruppen - eine statistische Auswertung von Labordatenbanken. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **158** (5): 485–491. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19951580512>.
- RILEY, J.S., DEGLORIA, S.D., ELLIOT, R. (1999): A Terrain Ruggedness Index that quantifies Topographic Heterogeneity. Intermountain Journal of Sciences **5** (1-4): 23–27. URL www.fw.msu.edu/~rileysh2/Terrain%20Ruggedness%20Index.pdf.
- ROMANO, N., CHIRICO, G. (2004): The role of terrain analysis in using and developing pedotransfer functions. In: Y. PACHEPSKY, W. RAWLS (Hrsg.): Development of Pedotransfer Functions in Soil Hydrology, Developments in Soil Science, Bd. 30. Elsevier, Amsterdam, [u. a.], S. 273 – 294. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30016-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30016-4).

- RUBIO, C.M., LLORENS, P., GALLART, F. (2008): Uncertainty and efficiency of pedotransfer functions for estimating water retention characteristics of soils. *Eur. J. Soil Sci.* **59** (2): 339–347. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.01002.x>.
- SCAMONI, A. (1951): Waldgesellschaften und Waldstandorte - Dargestellt am Gebiet des Diluviums von Mecklenburg, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen. Akademie-Verlag, Berlin, 108 S.
- SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J. (1998): Database-related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions. *Soil Sci.* **163** (10): 765–779.
- SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J., VAN GENUCHTEN, M.T. (2001): Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.* **251** (3-4): 163 – 176. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00466-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00466-8).
- SCHEINOST, A.C., SINOWSKI, W., AUERSWALD, K. (1997): Regionalization of soil water retention curves in a highly variable soilscape, I. Developing a new pedotransfer function. *Geoderma* **78** (3-4): 129 – 143. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00046-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00046-3).
- SCHINDLER, U. (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk.* **24**: 1–7.
- SCHMIDT, R. (1997): Grundsätze der Bodenvergesellschaftung. In: *Handbuch der Bodenkunde*, Bd. 3, Kap. 3.4.1- Böden als Teile von Landschaften - Grundsätze der Bodenvergesellschaftung. Ecomed Verlag, Landsberg, S. 1–24.
- SCHOLTEN, T. (2003): Beitrag zur flächendeckenden Ableitung der Verbreitungssystematik und Eigenschaften periglaziärer Lagen in deutschen Mittelgebirgen, *Relief Boden Paläoklima*, Bd. 19. Gebrüder Bornträger, Berlin, [u. a.], 149 S.
- SCHÖNING, I., GRÜNEBERG, E., SIERRA, CARLOS, A., HESSENMÖLLER, D., SCHRUMPF, M., WEISSER, W.W., SCHULZE, E.D. (2013): Causes of variation in mineral soil C content and turnover in differently managed beech dominated forests. *Plant Soil* **370** (1-2): 625–639. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1654-8>.
- SCHRAMM, D., SCHULTZE, B., SCHERZER, J. (2006): Validierung von Pedotransferfunktionen zur Berechnung von bodenhydrologischen Parametern als Grundlage für die Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes im Rahmen der BZE II. Techn. Ber., TU Bergakademie Freiberg und UDATA - Umweltschutz und Datenanalyse im Auftrag des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV). URL http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Pedo_Physik_2/Abschlussbericht_PTFII.pdf.
- SCHREY, H.P. (2008): Die bodenartenspezifischen Kennwerte der KA5 - FAQ_KA5 – die Liste der häufig gestellten Fragen zu den Kennwerten der KA5. Techn. Ber., Geologischer Dienst NRW. URL http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/Adhocag/Downloads/KA5_bodenspezKennwerte.pdf?__blob=publicationFile&v=2.
- SCHRÖDER, W. (1994): CHAID-Analyse des Bedingungsgefüges von Waldschäden. In: W. SCHRÖDER, L. VETTER, O. FRÄNZLE (Hrsg.): *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. Vieweg & Sohn, Braunschweig, [u. a.], S. 195–223.
- SCHRÖDER, W., SCHMIDT, G., PESCH, R. (2009): Großräumige Regionalisierung der Kohlenstoffbindung in Wäldern Nordrhein-Westfalens. *Umweltwiss. Schadst. Forsch.* **21** (6): 516–526. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s12302-009-0091-z>.

- SCHROEDER, D., BLUM, W.E. (1992): Bodenkunde in Stichworten. 5. Aufl. Ferdinand Hirt in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin [u. a.], 175 S.
- SCHULZ, R. (2003): Flächenbezogene Modelle zur Unterstützung der Forstlichen Standortskartierung im Niedersächsischen Bergland. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen. URL <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2003/schulz/schulz.pdf>.
- SCHULZE, G. (1996a): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland - (Standorterkundungsanleitung) SEA 95, Bd. A - Standortsform. Schwerin, 298 S.
- SCHULZE, G. (1996b): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland - (Standorterkundungsanleitung) SEA 95, Bd. B - Praktisches Arbeitsverfahren. Schwerin, 252 S.
- SCHULZE, G. (1998): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland - (Standorterkundungsanleitung) SEA 95, Bd. D - Bodenformen-Katalog. 3. Aufl. Schwerin, 252 S.
- SEIBERT, J., MCGLYNN, B.L. (2007): A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models. *Water Resour. Res.* **43** (4): W04501-. URL <http://dx.doi.org/10.1029/2006WR005128>.
- SEIBERT, J., STENDAHL, J., SØRENSEN, R. (2007): Topographical influences on soil properties in boreal forests. *Geoderma* **141** (1-2): 139–148. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.05.013>.
- SØRENSEN, R., ZINKO, U., SEIBERT, J. (2006): On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrology and Earth System Sciences* **10** (1): 101–112. URL <http://dx.doi.org/10.5194/hess-10-101-2006>.
- SPEKAT, A., ENKE, W., KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Umweltbundesamt. URL <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3133.pdf>.
- SPSS (2007): SPSS 17.0 Command Syntax Reference. SPSS Inc., Chicago. URL <http://www.spss.com>.
- STEIDEL, J., MERZ, C., DANNOWSKI, R. (1999): GIS-gestützte Parameterisierung hydrogeologiescher Datenmodelle für die Grundwassermodellierung in jungpleistozänen Einzugsgebieten. In: N. FOHRER, P. DÖLL (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten - Workshop am 19./ 20. 11.98 in Rauischholzhausen bei Gießen. Kassel University Press, S. 197–205. URL <http://www.upress.uni-kassel.de/online/frei/978-3-933146-21-2.volltext.frei.pdf>.
- STUMPP, C., ENGELHARDT, S., HOFMANN, M., HUWE, B. (2009): Evaluation of pedotransfer functions for estimating soil hydraulic properties of prevalent soils in a catchment of the Bavarian Alps. *Eur. J. Forest Res.* **128** (6): 609–620. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-008-0241-7>.
- TARBOTON, D.G. (1997): A New Method for the Determination of Flow Directions and Upslope Areas in Grid Digital Elevation Models. *Water Resour. Res.* **33**: 309 – 319. URL <http://dx.doi.org/10.1029/96WR03137>.

- TEEPE, R., DILLING, H., BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **166** (1): 111–119. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200390001>.
- TIETJE, O., HENNINGS, V. (1993): Bewertung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung der Wasserspannungskurve. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **156** (5): 447–455. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19931560512>.
- VEREecken, H., MAES, J., FEYEN, J., DARIUS, P. (1989): Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil Sci.* **148** (6): 389–403.
- VÖLKER, G., FRIEDRICH, J. (1991a): IX Humus- und C-Gehalt. In: B. ULRICH (Hrsg.): Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 24. S. 91–100.
- VÖLKER, G., FRIEDRICH, J. (1991b): XII Scheinbare Dichte. In: B. ULRICH (Hrsg.): Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 24. S. 101–113.
- WANG, L., LIU, H. (2006): An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling. *International Journal of Geographical Information Science* **20** (2): 193–213. URL <http://dx.doi.org/10.1080/13658810500433453>.
- WARD, J.H. (1963): Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association* **58** (301): 236–244. URL <http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1963.10500845>.
- WEBSTER, R., OLIVER, M.A. (2007): *Geostatistics for Environmental Scientists*. 2. Aufl. Statistics in practice, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, [u. a.], 315 S.
- WEISS, A.D. (2000): Topographic Position and Landforms Analysis. In: ESRI International User Conference, San Diego, CA, USA. URL www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc_18x22.pdf.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W., TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *J. Hydrol.* **356** (1-2): 17 – 27. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.03.007>.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W.H., TRINKS, S. (2009): Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden – das TUB-BGR-Verfahren. In: *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis*. Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 66–80.
- WIESMEIER, M., BARTHOLD, F., BLANK, B., KOEGEL-KNABNER, I. (2011): Digital mapping of soil organic matter stocks using Random Forest modeling in a semi-arid steppe ecosystem. *Plant Soil* **340** (1-2, SI): 7–24.
- WILLER, J., BARITZ, R., SCHULER, U., KRUG, D., JAHN, R. (2011): Reliefanalyse als Mittel für eine objektivere Abgrenzung von Bodengroßlandschaften. In: *Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2011: "Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen"*. Berichte der DGB. URL <http://eprints.dbges.de/780/>.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning, *Agriculture Handbook*, Bd. 537. United States Department of Agriculture. URL <http://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>.
- WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., NEMES, A., BAS, C.L. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* **90** (3-4): 169 – 185. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00132-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00132-3).

- WÖSTEN, J.H.M., PACHEPSKY, Y.A., RAWLS, W.J. (2001): Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *J. Hydrol.* **251** (3-4): 123 – 150. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00464-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00464-4).
- YOKOYAMA, R., MICHIO, S., PIKE, R.J. (2002): Visualizing Topography by Openness: A New Application of Image Processing to Digital Elevation Models. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **68** (3): 257–265. URL <http://www.asprs.org/PE-RS-Journals-2002/PE-RS-March-2002.html>.
- ZACHARIAS, S., WESSOLEK, G. (2007): Excluding Organic Matter Content from Pedotransfer Predictors of Soil Water Retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **71** (1): 43–50. URL <http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci;71/1/43>.
- ZEVENBERGEN, L.W., THORNE, C.R. (1987): Quantitative analysis of land surface topography. *Earth Surf. Process. Landf.* **12** (1): 47–56. URL <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3290120107>.
- ZIRLEWAGEN, D. (2003): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften, Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 19. Eigenverlag FVA-Freiburg, 154 S.
- ZIRLEWAGEN, D., VON WILPERT, K. (2010): Upscaling of Environmental Information: Support of Land-Use Management Decisions by Spatio-Temporal Regionalization Approaches. *Environ. Manage.* **46** (6): 878–893.
- ZIRLEWAGEN, D., WILPERT, K. (2011): Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 73–83. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01286>.
- ZUSHI, K. (2006): Spatial distribution of soil carbon and nitrogen storage and forest productivity in a watershed planted to Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don). *Journal of Forest Research* **11**: 351–358. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10310-006-0222-y>.

A. Anhang

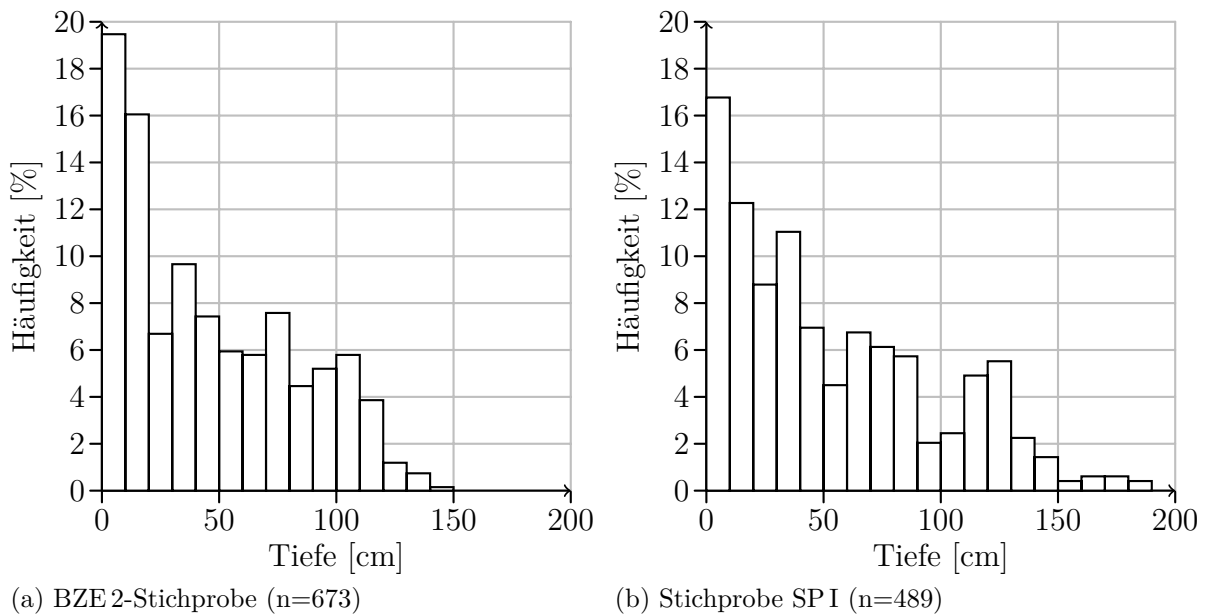


Abb. A.1.: Häufigkeitsverteilung der Entnahmetiefen für die BZE-Stichprobe und der Stichprobe SP I im Rahmen des Pedotransferfunktionenvergleichs

Tab. A.1.: Häufigkeiten der Horizontierung in der Stichprobe der BZE, der Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv) und der Stichprobe SP II (Datensätze mit Korngrößenanalysen) im Rahmen des Pedotransferfunktionenvergleichs

Horizonte	BZE [%] (n = 673)	SP I [%] (n = 489)	SP II [%] (n = 315)
Ah, Aeh	16,493	15,542	18,730
Ae, Ahe	7,578	5,930	4,762
Ael, Al	1,486	4,090	5,397
Bv, Bhv, Bsv, Ah-Bv	37,593	28,425	27,937
Bt, Cv+Bbt, Ael+Bt	3,863	6,135	7,619
Bs, Bhs, Bvs, Bsh	4,012	5,112	4,127
C, Cv	23,774	21,677	19,683
Go, Gw, rGo	2,675	4,090	3,492
Gr, Gor, rGr	0,297	2,249	1,905
Sw, Sew	0,743	3,476	2,857
Sd, Swd	1,486	3,272	3,492

Bodenökologie und Bodengenese

Herausgeber: Gerd Wessolek, Martin Kaupenjohann

Heft-Nr.		Stand: Juni 2015
1	Claus DALCHOW: EDV gestützte Prognose der Verbreitung und Eigenschaften der quartären Sedimente im Einzugsgebiet des Krummbaches (nördliches Harzvorland)	Dissertation 1991
2	Holger HENSEL: Verfahren zur EDV-gestützten Abschätzung der Erosionsgefährdung von Hängen und Einzugsgebieten	Dissertation 1991
3	Rudolf PLAGGE: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden	Dissertation 1991
4	Abdolkarim RAKEI: Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes auf Rostbraunerde des Grunewaldes (Berlin)	Dissertation 1991
5	Christiane EHRIG: Eignung von Laubkompost als Mittel zur Bodenverbesserung auf landwirtschaftlichen Flächen	Dissertation 1992
6	Christian ROTH: Die Bedeutung der Oberflächenverschlammung für die Auslösung von Abfluss und Abtrag	Habilitation 1992
7	Katharina HELMING: Die Bedeutung des Mikroreliefs für die Regentropfen-erosion	Dissertation 1992
8	Gerd WESSOLEK, Ralf KÖNIG & Manfred RENGGER (unter Mitarbeit von Christian Roth, Heiko Bohl & Rudolf Plagge): Entwicklung und Anwendung von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen für Hangstandorte	Bericht 1992
9	Carl-Andreas ABITZ: Kaliumdiffusion in Abhängigkeit von Standorteigenschaften	Dissertation 1992
10	Heiko DIESTEL, Joachim MOEDE & Norbert MARKWARDT: Experimentelle Untersuchungen sowie Modellentwicklungen zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in der ungesättigten Bodenzone	Bericht 1993
11	Cord FAHRENHORST: Retardation und Mobilität von Blei, Antimon und Arsen im Boden am Fallbeispiel von Schrotschießplätzen	Dissertation 1993
12	Richard BEISECKER: Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandstandortes	Dissertation 1994
13	Margitta DANNOWSKI: Einfluss differenzierter mechanischer Bodenbelastungen auf Bodengefügeeigenschaften, Durchwurzelbarkeit und Pflanzenertrag eines sandigen Moränenstandortes	Dissertation 1994
14	Winfried RIEK & Gerd WESSOLEK (unter Mitarbeit von A. von Lührte): Wasserhaushalt und Zuwachsverhalten von Kiefern und Eichen im Raum Berlin	Bericht 1994
15	Stefan GÄTH: Ursachen der Luftporensprengung	Habilitation 1995
16	Winfried RIEK: Standorteigenschaften, Wuchsleistung und Schädigung von Kiefern- und Eichenforsten im Berliner Raum	Dissertation 1995
17	Andreas GENSJÖR: Humus-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik einer Rostbraunerde unter dem Einfluss einer Kalkung/Düngung	Dissertation 1995
18	Dorothee LÜTKEMÖLLER: Auswirkungen stationärer und instationärer Wasserflüsse auf den Stofftransport eines Löß- und eines Sandbodens nach langjähriger differenzierter Bodenbearbeitung	Dissertation 1995
19	Nicola FOHRER: Auswirkungen von Bodenfeuchte, Bodenart und Oberflächenbeschaffenheit auf Prozesse der Flächenerosion durch Wasser	Dissertation 1995
20	Petra DÖLL: Modeling of Moisture Movement under the Influence of Temperature Gradients: Desiccation of Mineral Liners Below Landfills	Dissertation 1996
21	Heinz TÖLLE & Rainer TÖLLE: Feinwurzeln mittelalter Kiefern -Wurzelatlas-	Bericht 1996

Heft-Nr.		Stand: Juni 2015
22	Heiko BOHL: Eichung von TDR zur Wassergehaltsbestimmung in Böden auf Basis gemischt-dielektrischer Modelle	Dissertation 1996
23	Jochen GROSS: Einfluss der Bodenvariabilität auf Wasserhaushalt und Bromidverlagerung	Dissertation 1997
24	Andrea RUDOLPH: Das Mikrorelief im Initialprozess der Oberflächenabflussbildung - Ableitung eines Kennwertes zu seiner Charakterisierung	Dissertation 1997
25	Bernd MARSCHNER: Chemische und biologische Einflussfaktoren der PAK- und PCB-Mobilisierung im Boden (vergriffen)	Habilitation 1997
26	Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden	Tagungsband 1998
27	Andreas BROSE: Messungen der Bodenatmung-konzeptionelle Überlegungen und Beispiele zu den Methoden und Auswertungsmöglichkeiten	Dissertation 1998
28	Ulrike DÖRING: Physikochemische Einflüsse auf das Sorptionsverhalten von Benzo(a)pyren und 2,2' und 5,5'-Tetrachlorbiphenyl an der gelösten organischen Bodensubstanz und in anthropogen beeinflussten Böden	Dissertation 1998
29	Sebastian KOFALK: Einfluss von Bodenvariabilität und Relief auf Wasserhaushalt und Stickstoffgehalte eines Grundmoränenstandortes	Dissertation 1998
30	Jörg BERKENHAGEN: Die Morphologie von Oberflächenverschlämmungen bei variierten Entstehungsbedingungen und ihre Bestimmungen mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie	Dissertation 1998
31	Gabriele SCHAUMANN: Kinetische Untersuchungen an Bodenmaterial am Beispiel der Freisetzung von organischen Substanzen und Ionen	Dissertation 1998
32	Heinz STOFFREGEN: Hydraulische Eigenschaften deponiespezifischer Materialien unter Berücksichtigung von Temperaturveränderungen	Dissertation 1998
33	Torsten TISCHNER: Untersuchungen zur Phosphatverlagerung und Phosphatbindung im Boden und Grundwasser einer landwirtschaftlich genutzten Fläche	Dissertation 2000
34	Holger BÖKEN & Christian HOFFMANN: Immobilisierung von Schwermetallen auf Rieselfeldflächen der Berliner Forsten	Sonderausgabe auf CD-ROM 2002
35	Christian HOFFMANN: Schwermetallmobilität und Risikopotentiale der Rieselfeldböden Berlin-Buch	Dissertation 2002
36	Jan SIEMENS: Controls of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus fluxes in vadose zone and groundwater of protected watersheds in Münster (Germany)	Dissertation 2003
37	Andreas Greiffenhagen: Einfluss der Humusaufgabe auf das Benetzungsverhalten und den Wasserhaushalt von Kiefernstandorten	Dissertation 2005
38	Birgit KOCHER: Einträge und Verlagerung straßenverkehrsbedingter Schwermetalle in Sandböden an stark befahrenen Außerortsstraßen	Dissertation 2006
39	Yvonne OELMANN: Plant diversity effects on N and P cycling in an experimental grassland	Dissertation 2007
40	Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis	Sonderausgabe 2009
41	Manfred WOLF: Salare des Altitaliano – ihre Entstehung und wirtschaftliche Bedeutung	Sonderausgabe 2010
42	Steffen TRINKS: Einfluss des Wasser- und Wärmehaushaltes von Böden auf den Betrieb erdverlegter Energiekabel	Dissertation 2010
43	Manfred RENGGER, Klaus BOHNE und Gerd WESSOLEK: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis, Teil II	Sonderausgabe 2014
44	Alexander RUSS: Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs	Dissertation 2015