



Scopus Indexed Journal

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz


Pedotransferfunktionen zur Abschätzung der Trockenrohdichte von Waldböden in Deutschland

Pedotransfer functions for estimation of bulk density of forest soils in Germany

Christian Steinicke, Michael Köhler, Bernd Ahrends, Nicole Wellbrock, Jan Evers, Lutz Hilbrig & Henning Meesenburg

Abstract

The aim of this study was to evaluate a set of published pedotransfer functions (PTF) for bulk density (TRD) using data from the National Forest Soil Inventory (BZE II). The predictive quality of all functions was evaluated using published parameter values. Many pedotransfer functions caused strongly biased predictions (high ME) and large errors (high RMSE) when using their original parameter values. The pedotransfer functions of ALEXANDER (1980), MANRIQUE & JONES (1991) and TAMMINEN & STARR (1994) resulted in satisfying predictions for all soil depths. Considerable improvements resulted from recalibrations using the BZE II data set. However, some functions could still not satisfactorily predict high bulk densities. A generalized additive mixed model employing soil organic matter, soil depth, coarse fraction and the parent material group of the BZE II yielded best predictive power.

Keywords: bulk density, pedotransfer functions, soil organic matter, forest soils.

Zusammenfassung

Die Zielsetzung dieser Studie war die Evaluierung von publizierten Pedotransferfunktionen (PTF) zur Abschätzung der Trockenrohdichte (TRD) anhand von Ergebnissen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Verschiedene Funktionstypen wurden mit publizierten Parameterwerten am BZE II-Datensatz geprüft. Viele Funktionen zeigten bei einer unkalibrierten Anwendung einen deutlichen Bias (ME) und einen großen Fehler der prognostizierten Werte im Vergleich zu den Messwerten (RMSE). Dem gegenüber erweisen sich die Funktionen von ALEXANDER (1980), MANRIQUE & JONES (1991) und TAMMINEN & STARR (1994) über alle Bodentiefen als sehr robust. Die Modellgüte der getesteten Funktionen ließ sich durch eine Neukalibrierung am BZE II-Datensatz z. T. wesentlich verbessern, allerdings zeigten viele Funktionen gerade im Bereich hoher TRD systematische Fehler. Die höchste Modellgüte wurde durch ein einfaches gemischtes additives Modell erreicht, das

die organische Substanz, die Tiefenstufe, den Skeletthalt und die Substratgruppe der BZE II als Eingangsdaten berücksichtigt.

Schlüsselwörter: Trockenrohdichte, Pedotransferfunktionen, Humusgehalt, Waldböden.

1 Einleitung

Die TRD ist das Verhältnis der Masse einer bei 105 °C getrockneten, meist mit Stechzylinder entnommenen, natürlich gelagerten Bodenprobe in Bezug auf ihr Volumen (AG BODEN 2005, S. 340). Diese physikalische Größe wird für viele Fragestellungen im Bereich des forstlichen Umweltmonitorings benötigt. Das umfasst zum Beispiel die Ermittlung von Elementvorräten für stoffliche Fragestellungen (EVERS et al. 2013, MEIWES et al. 2013, SCHRUMPF et al. 2011) oder die Parametrisierung von Wasser- und Stoffhaushaltsmodellen, mit denen die Auswirkungen von Klimawandel, atmosphärischer Deposition, Vollbaumnutzung oder auch von Bodenschutzkalkungen auf forstliche Standorte bewertet werden können (AHNER et al. 2013, AHRENDTS et al. 2010, EVERS et al. 2008, GAUER et al. 2011, GUCKLAND et al. 2012, SCHWÄRZEL et al. 2009, SUTMÖLLER et al. 2011).

Da die Bestimmung der TRD durch Entnahme von Bodenproben und anschließende Laboranalyse einen erheblichen Aufwand und Kosten verursacht (ALLEN et al. 2010, DON et al. 2007), werden TRD-Messungen oft nur stichprobenhaft durchgeführt. Eine häufig angewendete Alternative zur direkten Messung ist die Abschätzung der TRD aus verfügbaren Bodeneigenschaften mit Hilfe von PTF (HOLMES et al. 2011). In der Vergangenheit wurde eine Vielzahl von PTF entwickelt, die sich nach Funktionstyp in lineare, exponentielle, logarithmische und polynomische Gleichungstypen einteilen lassen. Häufig verwendete Eingangsdaten sind Humusgehalt, Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}), Texturklassen und Korngrößenfraktionen (DE VOS et al. 2005, NANKO et al. 2013), die aus bodenkundlichen Übersichtskarten entnommen werden können oder aus Inventuren vorliegen. Speziell für Deutschlands Waldböden konnten keine Aussagen darüber gefunden werden, welche PTF am besten eingesetzt werden

sollte. Hinzukommt, dass viele PTF entweder aus regionalen Datensätzen abgeleitet wurden und/oder zusätzlich von Ackerböden stammen. Da sich bei Waldböden die Verteilung der Bodendichte und der Humusgehalte erheblich von landwirtschaftlich genutzten Böden unterscheiden kann (TEEPE et al. 2003), ist zu vermuten, dass die Anwendung solcher Funktionen auf Böden anderer Landnutzungsarten zu erheblichen Fehlern führen kann. Von einer direkten Übertragung von PTF, die für eine bestimmte geomorphologische Region entwickelt wurden, wird wegen der Variabilität der Bodeneigenschaften ohnehin abgeraten (McBRATNEY et al. 2002). Nach Möglichkeit sollten bereits veröffentlichte PTF an regionalen Datensätzen neu kalibriert werden (vgl. BENITES et al. 2007, DE VOS et al. 2005, KAUR et al. 2002, NANKO et al. 2013). Es existieren auch eine Reihe relativ neuer Ansätze zur Vorhersage von TRD, welche mit gemischten Modellen (SUUSTER et al. 2011) oder Boosted Regression Trees (JALABERT et al. 2010, MARTIN et al. 2009) arbeiten, und die im Vergleich zu den klassischen Funktionen überzeugende, bei der letztgenannten Studie sogar im direkten Vergleich (bezogen auf die von DE VOS et al. (2005) betrachteten Funktionstypen), deutlich bessere Ergebnisse liefern. Aus der dargelegten Notwendigkeit und den Problemen der Übertragbarkeit lassen sich folgende Zielsetzungen für diese Untersuchung zusammenfassen:

1. Evaluierung bestehender PTF an dem Datensatz der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II).
2. Neuparametrisierung bestehender PTF für Waldböden in Deutschland anhand der BZE II.
3. Entwicklung eines statistischen Modells zur Abschätzung der TRD für Waldböden in Deutschland anhand der BZE II.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlagen und -aufbereitung

In der von 2006–2008 bundesweit durchgeführten zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) wurden in einem 8 x 8 km-Raster an insgesamt 1853 Punkten Datenerhebungen durchgeführt. Dabei wurden Standortmerkmale (Baumartenzusammensetzung, Hangneigung, u. a.) erfasst, bodenkundliche Profilbeschreibungen nach KA5 (AG BODEN 2005) durchgeführt sowie Proben der organischen Auflage und des Mineralbodens in Tiefenstufen bis 90 cm (0–5 cm, 5–10 cm, 10–30 cm, 30–60 cm, 60–90 cm) entnommen, welche auf eine Vielzahl von Parametern untersucht wurden (C_{org} , TRD des Feinbodens, Skelettgehalt, Sandgehalt, Schluffgehalt, Tongehalt, u. a.). Details zum Aufnahmeverfahren und den Labormethoden sind bei WELLBROCK et al. (2006) und KÖNIG (2005) zu finden.

Für die Anwendung bzw. Neukalibrierung der analysierten PTF wurden folgende Parameter für Mineralbodenproben aus dem BZE II-Datensatz verwendet: TRD des Feinbodens, C_{org} -Gehalt, Sand-, Schluff-, Tongehalt. Für organische Auflagen lagen keine Untersuchungen der TRD vor. Der Glühverlust (LOI), welcher in einigen PTF als Prädiktor verwendet wird, wurde mit dem Humusgehalt gleichgesetzt (BALL 1964). Dazu wurden aus den analytisch bestimmten C_{org} -Gehalten der BZE II die Humusgehalte nach bodenkundlicher Kartieranleitung abgeschätzt (AG BODEN 2005, S. 111). Proben mit Humusgehalten über 30% wurden nicht

berücksichtigt, da entsprechende Gehalte i. d. R. außerhalb des Gültigkeitsbereiches der PTF liegen und sie nur einen verhältnismäßig geringen Anteil am Gesamtdatensatz (137) einnehmen. In etwa der Hälfte aller Proben waren für die Textur keine Labormesswerte, sondern Einschätzungen der Bodenart im Gelände mittels Fingerprobe nach bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODEN 2005, S. 85–89) vorhanden. Zur Auswertung wurden die Sand-, Schluff- und Tongehalte verwendet, welche den Werten des Zentroids des Polygons entsprechen, das die jeweilige Bodenartenklasse im Körnungsdreieck kennzeichnet. Einzelne sachlich nicht plausible Werte wurden aus dem Datensatz entfernt. Der Datensatz wurde dann zunächst zufällig tiefenstufenklassenübergreifend in 75% Kalibrierungsdaten und 25% Validierungsdaten aufgeteilt. In Anlehnung an DE VOS et al. (2005) wurden dann alle Messwerte den beiden Tiefenstufenklassen (Oberboden (0–10 cm) und Unterboden (10–90 cm)) zugeordnet. Bei der Verwendung der Tiefenstufe als Prädiktor gibt es unterschiedliche Erkenntnisse: Einige Studien finden nur einen sehr geringen (CALHOUN et al. 2001, DE VOS et al. 2005, HEUSCHER et al. 2005), andere (MARTIN et al. 2009, SUUSTER et al. 2011) einen erheblichen Einfluss, daher wurden die Modelle für Tiefenstufenklassen sowohl spezifisch (0–10 cm; 10–90 cm) als auch übergreifend (0–90 cm) kalibriert.

7795 TRD-Messwerte konnten insgesamt für diese Arbeit ausgewertet werden. Der BZE II-Datensatz deckt ein sehr großes Spektrum an Werten ab (Tab. 1). Entsprechendes gilt auch für die in den meisten PTF verwendeten Variablen wie C_{org} . Ebenso findet sich ein weites Spektrum der vertretenen Bodenarten, wobei Tonbodenarten weniger stark repräsentiert sind (Abb. 1).

Tab. 1: Verteilung von organischem Kohlenstoff (C_{org} , %) und Trockenrohdichte (TRD, $g\ cm^{-3}$) in den verwendeten Tiefenstufen des BZE II-Datensatzes.

Tab. 1: Distribution of organic carbon (C_{org} , %) and bulk density (TRD, $g\ cm^{-3}$), separated by the depth ranges of the BZE II dataset.

Parameter	Tiefe	Minimum	Median	Mittelwert	Maximum
C_{org} (%)	0–10	0,324	3,810	4,479	17,220
	10–90	0,002	0,638	1,046	14,420
	0–90	0,002	1,580	2,567	17,220
TRD ($g\ cm^{-3}$)	0–10	0,300	0,990	0,978	2,020
	10–90	0,300	1,360	1,312	2,160
	0–90	0,300	1,190	1,164	2,160

Zusätzlich erfolgte eine Zuordnung aller Bodenprofile zu Substratgruppen (SG, Tab. 2), in Anlehnung an die Substrateinteilung der Bodenübersichtskarte Deutschlands im Maßstab 1 : 1 000 000 (BÜK1000; RICHTER et al. 2007) nach der Klassifikation von GRÜNEBERG et al. (2014).

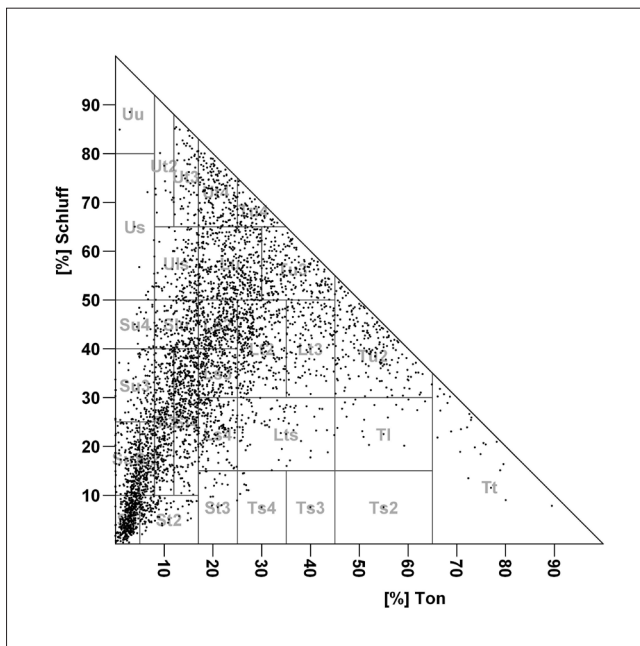


Abb. 1: Verteilung der Bodentextur (Schluff% und Ton%: Sand % = 100 - Schluff % - Ton %) im BZE II-Datensatz.

Fig. 1: Distribution of soil texture (Silt %, Clay %: Sand % = 100 - Silt % - Clay %) in the BZE II dataset.

2.2 Pedotransferfunktionen und deren Parametrisierung

Die Auswahl der untersuchten PTF orientiert sich im Wesentlichen an den zwei Studien von De Vos et al. (2005) und NANKO et al. (2013). Die hieraus zusammengestellten Funktionen lassen sich je nach Funktionstyp, Eingangsparametern und Gültigkeitsbereich grob klassifizieren (vgl. Tab. 3).

Die PTF wurden zunächst mit den publizierten Parametern auf den Validierungsdatensatz der BZE II angewendet. In einem zweiten Schritt wurden die Parameter mittels des R-Pakets nlstools (BATY & DELIGNETTE-MULLER 2015) anhand des Kalibrierungsdatensatzes neu geschätzt und anschließend ebenfalls am Validierungsdatensatz getestet. Beide Schritte wurden separat für Ober-, Unterboden und das gesamte Profil durchgeführt.

2.3 Parametrisierung eines verallgemeinerten gemischten additiven Modells (GAMM)

Zusätzlich zu den klassischen PTF wurde ein verallgemeinertes additives gemischtes Regressionsmodell (GAMM) für die Vorhersage der TRD kalibriert. Das GAMM wird im Statistikpaket R 3.01.0 (R CORE TEAM 2014) unter Verwendung der R-Bibliothek mgcv 1.7-16 (WOOD 2006) durch einen Aufruf der

Tab. 2: Substratgruppen (SG) der BZE II mit Anzahl der Plots (n), nach GRÜNEBERG et al. (2014).

Tab. 2: Parent material groups (SG) of the BZE II with number of plots (n), acc. to GRÜNEBERG et al. (2014).

SG	Beschreibung	n
1	Böden aus nährstoffarmen Sanden	205
2	Böden aus sandigen bis lehmigen Terrassen- oder Flussablagerungen	96
3	Böden aus kalkhaltigen, lehmig-tonigen Terrassen- oder Flussablagerungen	35
4	Böden aus sandig-lehmigen Deckschichten über Geschiebelehm	99
5	Böden aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	92
6	Böden aus nährstoffreichen Sanden	50
7	Böden der Lössgebiete	121
8	Böden aus Hangschutt über Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen über schluffig-tonigen Umlagerungsprodukten	115
9	Böden aus Umlagerungsprodukten der Kalk-, Mergel- und Dolomitstein-Verwitterung	45
10	Böden aus Mergel- und Tongestein und kalkhaltigen Schottern	81
11	Böden aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen	54
12	Böden aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	183
13	Böden aus harten Ton- und Schluffschiefern	269
14	Böden aus basenarmen Quarziten, Sandsteinen und Konglomeraten	279
15	Böden im engräumigen Wechsel aus Grauwacken, Tonschiefer, Kalkstein, Sand-, Schluff- und Tonsteinen sowie Lösslehm	40
16	Hochgebirgsböden	23
17	Moore	19
18	Sonstige	10

R-Bibliothek nlme (PINHEIRO et al. 2008) direkt als gemischtes Modell parametrisiert. Die allgemeine Form für normal und homogen verteilte Beobachtungen lautet:

ε : unabhängiger identisch verteilter Fehlerterm der Schicht s des Profils p

$$TRD_{sp} = b_0 + f_1(x_{1,sp}) + \dots + f_n(x_{n,sp}) + Z_p b_p + \varepsilon_{sp} \quad (1)$$

TRD: Trockenrohdichte in der Schicht s des Profils p
 b_0 : Regressionskonstante bzw. Faktor
 $f_1, f_2 \dots f_n$: eindimensionale glättende Funktion
 $x_{1,sp}, x_{2,sp} \dots x_{n,sp}$: erklärende Variablen der Schicht s des Profils p
 Z_p : Modellmatrix der Zufallseffekte auf Profilebene
 b_p : Vektor mit profilspezifischen Zufallseffekten

Mit additiven Modellen können nichtlineare Effekte von Prädiktoren auf eine Zielgröße ohne Vorgabe fixer Funktionsformen mit penalisierten Regressionssplines geschätzt werden (WOOD 2006). Die Flexibilität der Splines wird über Glättungsparameter (Knoten) gesteuert, deren Anzahl mit einer internen Kreuzvalidierung optimiert wird. Als kontinuierliche Prädiktoren wurden C_{org} , Skelett-, Sand-, Schluff- und Tongehalt getestet, SG und Tiefenstufe der BZE II (5 Stufen) waren kategorische Prädiktoren. Interaktionen zwischen Faktoren können im GAMM nicht betrachtet werden. Abweichend zu den klassischen PTF wurde das GAMM, wegen der Verwendung der Tiefenstufen als Modellparameter, nicht zusätzlich für Ober- und Unterboden getrennt, sondern nur für das gesamte Profil kalibriert. Die Validierung erfolgte allerdings wieder für die beiden Tiefenstufen und das Gesamtprofil.

Tab. 3: Pedotransferfunktionen (PTF) zur Abschätzung der Trockenrohdichte (TRD). Der Großbuchstabe in der Spalte PTF-Typ kennzeichnet Gruppen verschiedener Funktionstypen. a, b, c, d, e: konstante Faktoren, S: Sandgehalt (%), U: Schluffgehalt (%), T: Tongehalt (%), LOI (Loss on ignition): Glühverlust, C_{org} : organischer Kohlenstoff (%), Humus = Humusgehalt (%), Tiefe.

Tab. 3: Pedotransfer functions (PTF) for estimation of bulk density (TRD). The capital letter in the column "PTF-Typ" identifies different groups of functions. a, b, c, d, e: constant factors, S: sand content (%), U: silt content (%), T: clay content (%), LOI: Loss on ignition, C_{org} : organic carbon (%), Humus = organic matter content (%), depth.

PTF-Typ	Quelle	Datenherkunft (Region)	Landnutzung	PTF
A1	HARRISON & BOCOCK (1981) (Oberboden)	Diverse	Diverse	$TRD = a + b \log_{10}(LOI)$
A2	HARRISON & BOCOCK (1981) (Unterboden)	Diverse	Diverse	$TRD = a + b \log_{10}(LOI)$
A3	JEFFREY (1970)	Australien, Großbritannien	Diverse	$TRD = a + b \log_{10}(LOI)$
B1	LEONAVICIUTÉ (2000) (A-Horizont)	Litauen	Diverse	$TRD = a + b U + c T + d C_{org}$
B2	LEONAVICIUTÉ (2000) (B/C-Horizont)	Litauen	Diverse	$TRD = a + b \ln(U) + c \ln(T) + d \ln(S) + e \ln(C_{org})$
C1	ADAMS (1973)	Wales	Wald	$TRD = 100 / [(LOI/a) + ((100 - LOI)/b)]$
C2	HONEYSETT & RATKOWSKI (1989)	Tasmanien	Wald	$TRD = 1 / (a + b LOI)$
D1	FEDERER (1983)	USA	Wald	$\ln(TRD) = a + b \ln(Humus) + c [\ln(Humus)]^2$
D2	HUNTINGTON et al. (1989)	USA	Wald	$\ln(TRD) = a + b \ln(Humus) + c [\ln(Humus)]^2$
E1	ALEXANDER (1980)	USA	Diverse	$TRD = a + b (C_{org})^{0.5}$
E2	MANRIQUE & JONES (1991)	USA, Hawaii, Puerto Rico	Diverse	$TRD = a + b (C_{org})^{0.5}$
E3	TAMMINEN & STARR (1994)	Finnland	Wald	$TRD = a + b (LOI)^{0.5}$
F	KAUR et al. (2002)	Australien	Diverse	$\ln(TRD) = a + b C_{org} + c T + d T^2 + e U$
G	GRIGAL et al. (1989)	USA	Wald	$TRD = a + b \exp(c LOI)$
H	DE VOS et al. (2005) Typ „B“	Belgien	Wald	$TRD = a + b (LOI)^{0.5} + c S^{0.5} + d T^{0.5} + e \text{ Tiefe}$

Die Entscheidung für ein gemischtes Modell ergibt sich aus dem Aufbau der BZE II-Daten: Durch die Auswertung von fünf Tiefenstufen je Profil in einer Gesamtdatenmenge ergibt sich eine hierarchische Struktur, denn die Bodeneigenschaften sind innerhalb eines Profils nicht unabhängig voneinander. Bei klassischen linearen Regressionsmodellen, wie den PTF in Tabelle 3, stellt das ein nicht unerhebliches statistisches Problem dar. In gemischten Modellen können solche unbekannten, nicht erfassten oder nicht erfassbaren Zusammenhänge (SUUSTER et al. 2011, GOIDTS et al. 2009) innerhalb der Tiefenstufen eines Bodenprofils (hier: BZE II Plot) durch einen Zufallseffekt für jedes Profil geschätzt werden. Werden solche Zusammenhänge ignoriert, besteht die Gefahr, dass der tatsächliche Informationsgehalt der vorliegenden Daten falsch eingeschätzt wird bzw. falsche Hypothesen generiert werden (SUUSTER et al. 2011). Zu beachten ist, dass ein Zufallseffekt nur für die Kalibrierungsdaten geschätzt werden kann, weil die Profile der Validierungsdaten nicht zum Modellaufbau benutzt werden.

Im Zuge der Modellselektion wurden anschließend schrittweise nichtsignifikante Variablen (basierend auf der F-Statistik; $p > 0,05$) entfernt. Das ursprüngliche und das reduzierte Modell wurden zusätzlich mit LR-Tests verglichen. Bei nichtsignifikanten Unterschieden wurde das jeweils einfachere Modell für den nächsten Selektionsschritt gewählt. Zur Aufdeckung von Modellverletzungen und der Beurteilung der Modellgüte wurden Residualanalysen mit QQ-Plots durchgeführt. Der Vergleich der PTF und des finalen GAMM erfolgte durch die Gegenüberstellung der am Validierungsdatensatz gemachten Vorhersagen mit den dort gemessenen TRD

anhand des Bestimmtheitsmaßes R^2 , des mittleren Fehlers ME und des mittleren Quadratwurzelfehlers RMSE.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_i')^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (2)$$

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - y_i') \quad (3)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - y_i')^2} \quad (4)$$

In Gl. (2) bis (4) ist n die Stichprobengröße, y und y' sind die jeweils gemessenen bzw. mittels PTF bzw. GAMM vorhergesagten Werte der Stichprobe. Die Analyse der für einen unabhängigen Datensatz gemachten Vorhersagen erübrigte einen Vergleich der PTF mit dem GAMM über AIC bzw. BIC und machte den Vergleich mit unkalibrierten PTF erst möglich.

3 Ergebnisse

Von den PTF mit Originalparametern (Tab. 4) weist im Oberboden die Funktion A1 (HARRISON & BOCKOCK 1981) den geringsten Bias (ME) und mittleren Quadratwurzelfehler (RMSE) auf. Diese Funktion wurde auch speziell für den Oberboden eines breiten Spektrums von Bodeneigenschaften kalibriert. Die aus der gleichen Publikation für Unterböden entnommene Funktion A2 ist aber mit bedeutend mehr Unsicherheiten behaftet.

Tab. 4: Gütemaße der auf den Validierungsdatensatz (25% der BZE II-Daten für das gesamte Profil, Ober- bzw. Unterboden) angewendeten Pedotransferfunktionen (PTF) mit Originalparametern (vgl. Tab. 2): R^2 = Bestimmtheitsmaß, ME = Mittlerer Fehler, RMSE = Mittlerer Quadratwurzelfehler; keine Werte für PTF H.

Tab. 4: Quality measure indices of the pedotransfer functions (PTF) with original coefficients (see Tab. 2), applied to the validation dataset (25% of the BZE II data for the whole profile, upper soil and subsoil): R^2 = coefficient of determination, ME = mean error, RMSE = root mean square error; no data available for PTF H.

PTF	Gesamtes Profil			Oberboden			Unterboden		
	R^2	RMSE	ME	R^2	RMSE	ME	R^2	RMSE	ME
	(-)	g cm ⁻³		(-)	g cm ⁻³		(-)	g cm ⁻³	
A1	0,516	0,317	0,136	0,529	0,193	0,006	0,323	0,390	0,240
A2	0,516	0,419	0,291	0,529	0,242	0,145	0,323	0,520	0,410
A3	0,516	0,283	0,078	0,529	0,195	-0,030	0,323	0,337	0,166
B1	0,510	0,315	0,195	0,482	0,288	0,154	0,345	0,336	0,229
B2	0,296	0,621	0,473	0,286	0,780	0,704	0,124	0,452	0,286
C1	0,542	0,277	0,132	0,522	0,278	0,191	0,355	0,275	0,084
C2	0,563	0,307	0,193	0,536	0,225	0,101	0,371	0,360	0,268
D1	0,394	0,304	-0,148	0,535	0,245	-0,151	0,057	0,345	-0,145
D2	0,020	0,422	-0,181	0,512	0,201	-0,040	0,111	0,539	-0,295
E1	0,562	0,235	0,076	0,525	0,206	0,068	0,377	0,256	0,082
E2	0,562	0,230	0,062	0,525	0,200	0,048	0,377	0,252	0,073
E3	0,562	0,222	-0,010	0,525	0,195	-0,014	0,377	0,243	-0,007
F	0,523	0,352	-0,239	0,514	0,387	-0,322	0,282	0,321	-0,171
G	0,543	0,232	-0,047	0,524	0,200	-0,045	0,354	0,255	-0,048

Die Funktionstypen der Gruppe E (ALEXANDER 1980; MANRIQUE & JONES 1991; TAMMINEN & STARR 1994) und G (GRIGAL et al. 1989) schätzen die TRD über alle Bodentiefen sehr robust, obwohl sie jeweils für verschiedene Böden kalibriert wurden. Dagegen weisen besonders die Funktionen der Gruppen B (LEONAVICIUTÉ 2000) und D (FEDERER 1983; HUNTINGTON et al. 1989) sehr große Abweichungen auf, obwohl gerade letztere für Waldböden hergeleitet wurden. Die PTF der Gruppen C (ADAMS 1973; HONEYSETT & RATKOWSKI 1989) liefern etwas schlechtere Prognosegüten als die Gruppe E. Für Gruppe H (DE VOS et al. 2005) lagen keine Parameter in der Veröffentlichung vor, daher fehlt diese Funktion hier.

Die Kalibrierung der Funktionen am BZE II-Datensatz (Tab. 5, Abb. 2) zeigt eine deutliche Verbesserung der jeweiligen Modellgüte im Gegensatz zu den Originalparametern. Die Funktionen des Typs E und G zeigen die geringsten Veränderungen durch die Neuanpassung. Insgesamt liegen die Gütemaße aller Funktionen relativ dicht zusammen. Die PTF von DE VOS et al. (2005) liefert die besten Schätzungen der TRD mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,56 für die gesamte Profiltiefe.

Die Schätzung der TRD für den Unterboden ist mit einem deutlich größeren Fehler behaftet als für den Oberboden, weil hier C_{org} als wichtiger Parameter eine deutlich kleinere Spanne an Werten abdeckt (vgl. Tab. 1). Zusätzlich erschwert bei skelettreichen Böden der meist mit der Tiefe zunehmende Skelettgehalt die Beprobung mit Stechzylindern und kann somit zu einer höheren Fehlerrate führen. Die Residuen einiger geschätzter PTF weichen zum Teil stark von einer Normalverteilung ab, was besonders die Modelle für den Unterboden betrifft. Bei diesen PTF (z.B. C1, C2, D1 und

D2) können insbesondere hohe TRD nicht wiedergegeben werden (Abb. 2). Dies hängt mit den unterschiedlichen Wertebereichen der TRD der Böden zusammen, welche bei der Entwicklung der jeweiligen PTF betrachtet wurden (z.B. D2 HUNTINGTON et al. 1989: 0,2–1,9 g cm⁻³; F KAUR et al. 2002: 0,85–1,79 g cm⁻³). Die Parameter aller neu kalibrierten Funktionen sind im Anhang Tabelle A1 angegeben.

Die mit Abstand beste Anpassung für alle Bodentiefen liefert das GAMM, wobei der mittlere Fehler geringfügig höher ist als bei den rekalierten PTF (Tab. 5; Abb. 3 unten, schwarze Kreuze). Es wurde zunächst ein Modell mit allen Prädiktoren (SG, Tiefenstufe der BZE, je eine nichtlineare eindimensionale Glättungsfunktion für C_{org} , Sand-, Schluff- und Tongehalt sowie für den Grobbodenanteil) ohne Zufallseffekte parametrisiert (nicht dargestellt). Die Residuen des Modells wurden extrahiert und ein daran angepasstes Interzeptmodell, mit Zufallseffekten für jeden BZE II-Plot, erklärte signifikant mehr Variabilität der Residuen als ein Interzeptmodell ohne Zufallseffekte (LR-Test, $p < 0,001$). Folglich war es nötig, Zufallseffekte im GAMM zu berücksichtigen (GILMAN et al. 2012). Anschließend wurde das Modell erneut mit Zufallseffekten parametrisiert und anschließend schrittweise nichtsignifikante Prädiktoren entfernt: Die Glättungsfunktionen für Sand- und Schluffgehalt hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Schätzung der TRD ($p = 0,319$ und $p = 0,341$). Ein Modell mit diesen Größen hatte keinen signifikant niedrigeren AIC (AIC = -3966) als ein Modell ohne (AIC = -3959, $p = 0,897$). Die Glättungsfunktion für den Tongehalt war zwar signifikant ($p = 0,041$), wurde aber, aufgrund des ebenfalls fehlenden signifikanten Unterschiedes im AIC zwischen einem Modell mit und ohne Tongehalt, nicht berücksichtigt.

Tab. 5: Gütemaße der auf die Validierungsdatensätze (25% der BZE II Daten für das gesamte Profil, Ober- bzw. Unterboden: R^2 = Bestimmtheitsmaß, ME = Mittlerer Fehler, RMSE = Mittlerer Quadratwurzelfehler) angewendeten, neu kalibrierten Pedotransferfunktionen (PTF) und eines verallgemeinerten gemischten additiven Modells (GAMM) mit den Eingangsgrößen organischer Kohlenstoff (C_{org}), Tiefenstufen, Skelettgehalt und Substratgruppen (SG).

Tab. 5: *Quality measure indices of the recently fitted pedotransfer functions (PTF) and a generalized additive mixed model (GAMM) with the input parameters organic carbon (C_{org}), depth, coarse fraction and parent material groups (SG), applied to the validation dataset 25% of the BZE II data for the whole profile, upper soil and subsoil: R^2 = coefficient of determination, ME = mean error, RMSE = root mean square error).*

PTF	Gesamtes Profil			Oberboden			Unterboden		
	R^2	RMSE	ME	R^2	RMSE	ME	R^2	RMSE	ME
	(-)	g cm ⁻³		(-)	g cm ⁻³		(-)	g cm ⁻³	
A1/A2/A3	0,516	0,234	0,013	0,529	0,193	0,007	0,323	0,249	0,018
B1	0,525	0,231	0,014	0,546	0,190	0,007	0,365	0,242	0,019
B2	0,545	0,226	0,013	0,562	0,186	0,007	0,353	0,244	0,019
C1	0,560	0,223	0,011	0,533	0,193	0,006	0,372	0,240	0,016
C2	0,560	0,223	0,011	0,533	0,193	0,006	0,372	0,240	0,016
D1/D2	0,558	0,223	0,012	0,535	0,192	0,007	0,376	0,239	0,016
E1/E2	0,562	0,222	0,013	0,525	0,195	0,007	0,377	0,239	0,018
E3	0,562	0,222	0,013	0,525	0,195	0,007	0,377	0,239	0,018
F	0,566	0,221	0,012	0,581	0,182	0,007	0,387	0,237	0,017
G	0,561	0,222	0,012	0,535	0,192	0,006	0,373	0,240	0,016
H	0,580	0,218	0,012	0,583	0,182	0,005	0,393	0,236	0,018
GAMM	0,650	0,2	0,018	0,633	0,17	0,01	0,483	0,219	0,025

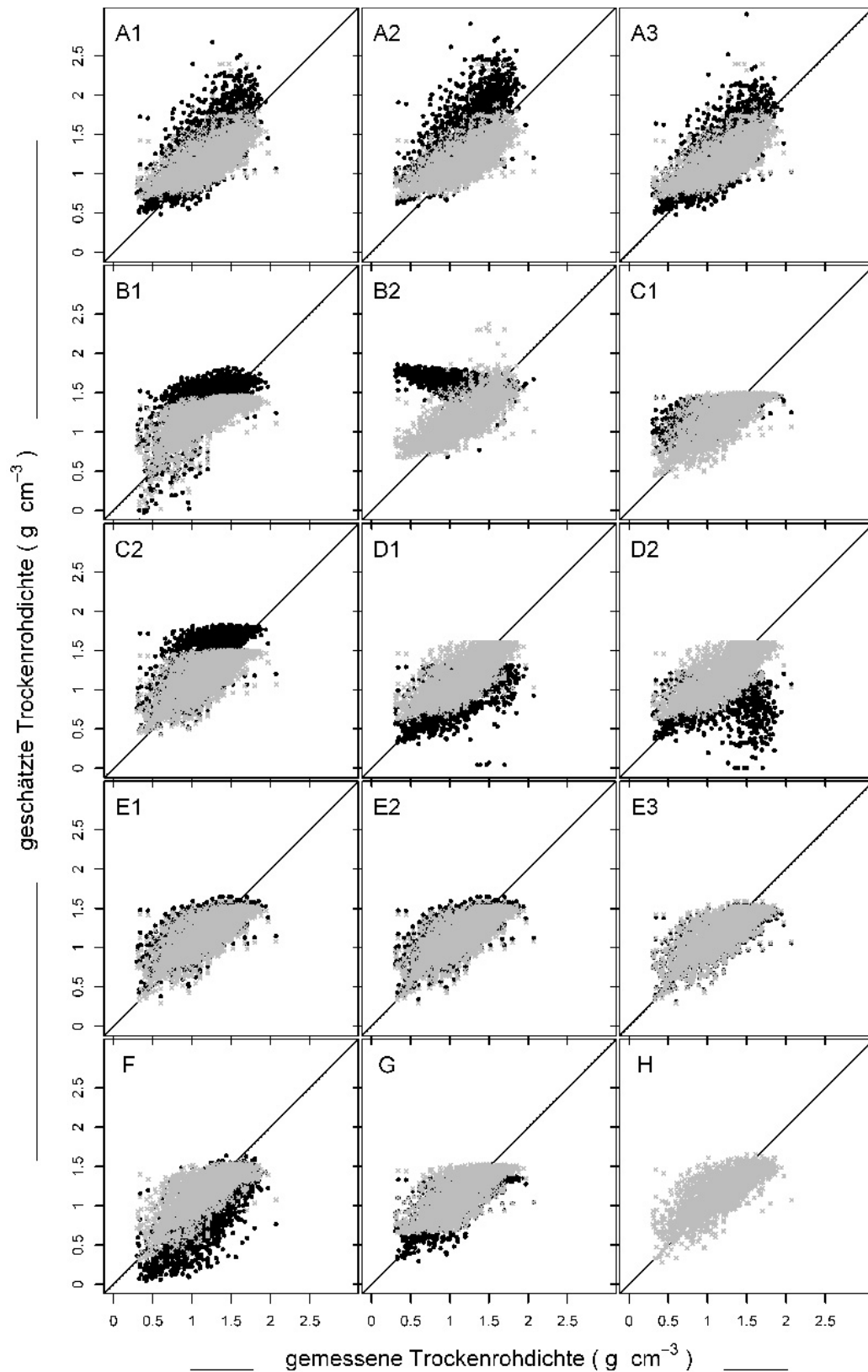


Abb. 2: Gemessene (Validierungsdatensatz gesamtes Bodenprofil) und mit verschiedenen Pedotransferfunktionen (PTF) geschätzte Trockenrohddichte (TRD; g cm⁻³) mit originalen (schwarze Punkte) und neu kalibrierten Parametern (graue Kreuze). Die Diagonalen entsprechen den 1:1 Linien, Großbuchstaben geben den PTF-Typ an.

Fig. 2: Measured (validation dataset for the whole soil profile) and by different pedotransfer functions (PTF) estimated bulk densities (TRD; g cm⁻³) with original (black points) and refitted coefficients (grey crosses). The diagonals represent the 1:1 lines, capital letters specify the PTF type.

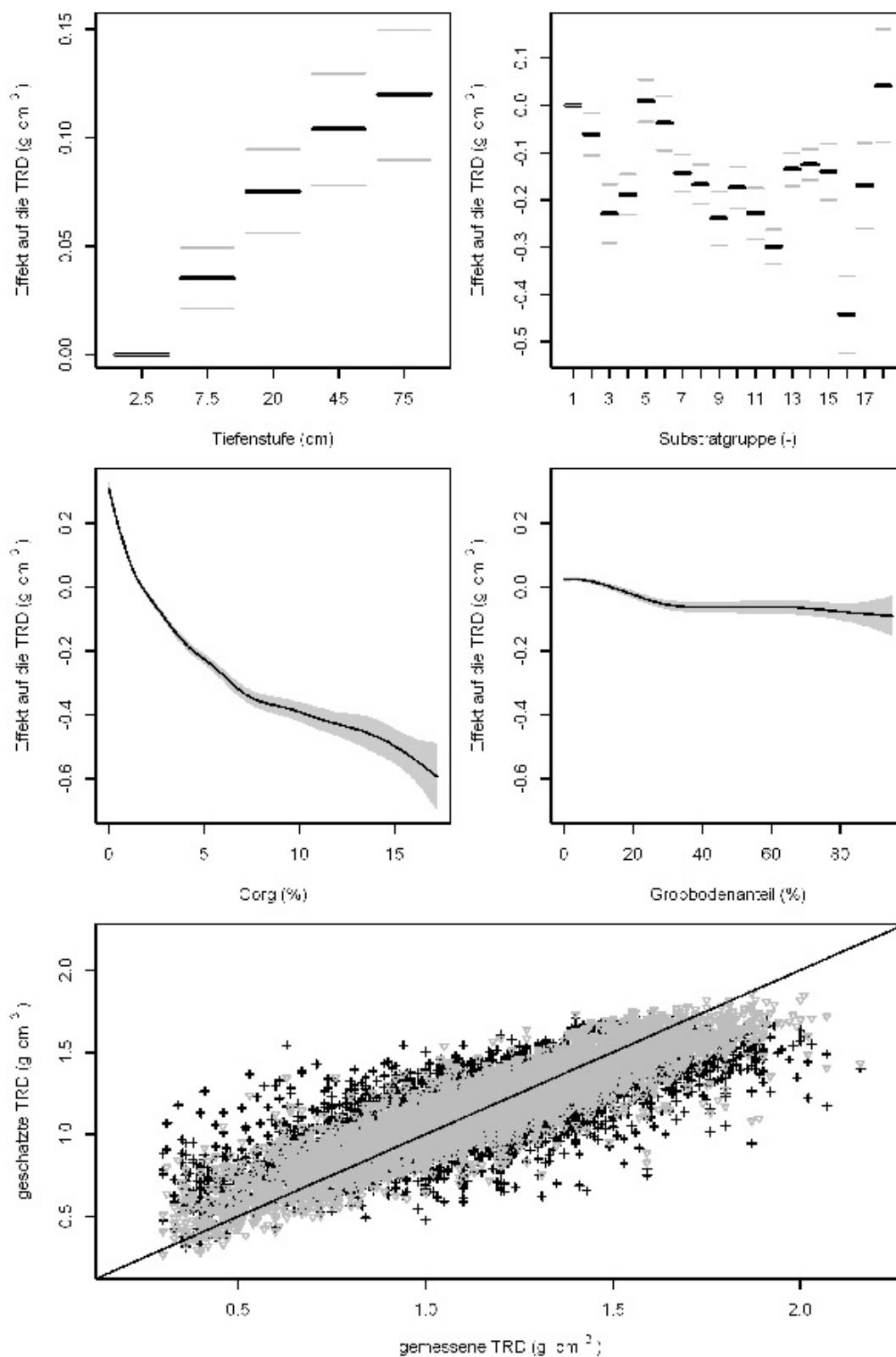


Abb. 3: Effekte von Tiefenstufe (cm), Substratgruppe, organischer Substanz (C_{org} ; %) und Grobbodenanteil (%) auf die Trockenrohdichte (TRD; g cm^{-3}) und mit (graue Dreiecke) und ohne (schwarze Kreuze) Zufallseffekte geschätzte, im Vergleich zur gemessenen TRD des Kalibrierungsdatensatzes (die Gerade entspricht der 1:1 Linie). In den Effektplots ist der Bereich von ± 2 Standardfehlern grau hinterlegt, die Effekte entsprechen den Einflüssen der Prädiktoren auf die TRD relativ zum Interzept (0,0 auf der Skala).

Fig. 3: Effects of depth range (cm), parent material groups, organic matter (C_{org} ; %) and coarse fraction (%) on bulk density (TRD; g cm^{-3}); estimated compared to measured TRD of the calibration data, with (grey triangles) and without (black crosses) random effects (the diagonal represents the 1:1 line). In the effect plots, the range of ± 2 standard errors is marked grey, the effects represent the influence of the predictors, relative to the intercept (0.0 on the scale).

Eine weitere Reduktion des Modells (jeweilige Entfernung des Grobbodenanteils, der Substratgruppe oder der Tiefenstufen) führte zu keiner Verbesserung bzw. einer signifikanten Verschlechterung der Modellgüte.

Die statistischen Kenngrößen des Modells sind im Anhang Tabelle A2 zusammengestellt.

Abnehmende C_{org} -Gehalte führen tendenziell zu einer Erhöhung der TRD, wobei sich der Effekt mit zunehmendem C_{org} -Gehalt abschwächt (Abb. 3, links). Mit zunehmender Tiefe nimmt auch die TRD zu (Abb. 3, links oben). Auch die meisten SG unterscheiden sich relativ zum Interzept (BZE SG 1) hinsichtlich ihres Einflusses auf die TRD, mit Ausnahme sandiger (BZE II-SG 5 und 6) und sonstiger Substrate (BZE II-SG 18, Abb. 3, rechts oben). Der Grobbodenanteil hat bei Gehalten über 20 % einen schwach negativen Einfluss auf die TRD (Abb. 3, rechts). Betrachtet man die relative Effektstärke der Effektplots der Variablen (Abb. 3, Mitte und Oben), zeigt sich, dass C_{org} die stärksten Effekte im Modell hat, gefolgt von der SG und den Tiefenstufen. Die geringsten Effekte hat der Grobbodenanteil.

Das Modell mit Zufallseffekten (Abb. 3 unten, graue Dreiecke) bildet die TRD erheblich besser ab ($R^2 = 0,85$; RMSE = 0,13; ME = $1,7 \times 10^{-16}$) als das gleiche Modell ohne Zufallseffekte (Abb. 3 unten, schwarze Kreuze). Da Zufallseffekte für die Validierungsdaten nicht geschätzt werden können, verschlechtern sich hier die Gütemaße entsprechend ($R^2 = 0,65$; RMSE = 0,2; ME = 0,018).

4 Diskussion

Für die Abschätzung der TRD von Deutschlands Waldböden stellt der Datensatz der BZE II, mit den repräsentativ über das ganze Land verteilten Untersuchungspunkten, eine ideale Datenbasis dar. Beim Vergleich der hier untersuchten Daten mit anderen Studien ist zunächst zu beachten, dass die messtechnische Erfassung der TRD innerhalb der BZE II leicht von den sonst üblichen Verfahren zur Bestimmung abweicht. So wurde bei der Bestimmung der TRD hier der Grobbodenanteil nicht berücksichtigt. Volumen und Gewicht der Steine, welche sich in der mittels Stechzylinder entnommenen Bodenprobe befanden, wurden von dem Gesamtvolumen bzw. der Gesamtmasse abgezogen. Das Ergebnis ist die TRD des Feinbodens, die auf skeletthaltigen Böden tendenziell niedriger ausfällt als die TRD des Gesamtbodens, da Steine, welche mit einer TRD von ca. $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ (AG BODEN 2005) miteinbezogen werden, die TRD wesentlich erhöhen. Der Effekt verstärkt sich mit zunehmender Bodentiefe, da dort in der Regel der Skelettanteil zunimmt. Die von der AG BODEN (2005) beschriebene Vorgehensweise zur Bestimmung der TRD im Labor macht keine Aussage dazu, ob und wie der Grobboden in die Berechnung mit einbezogen werden sollte. Entsprechende Unklarheiten bestehen auch für die betrachteten PTF, z. B. gibt es in den Veröffentlichungen von MANRIQUE & JONES (1991) sowie RAWLS & BRAKENSIEK (1985) keine methodischen Angaben dazu (siehe auch DE VOS ET AL. 2005). Bei HONEYSETT & RATKOWSKY (1989) sowie GRIGAL et al. (1989) wurde der Grobbodenanteil aber in die Berechnung der TRD einbezogen.

Neben solchen möglicherweise systematischen Unterschieden, die studienübergreifende Vergleiche erschweren, sind Fehler durch die hohe Variabilität der TRD im Feld (SHAW & CARTE 2002) zu erwarten, die besonders den nutzungsart-übergreifenden Vergleich von PTF beeinflussen: Waldböden haben im Vergleich zu landwirtschaftlichen Böden im Oberboden eine größere Variabilität ihrer Eigenschaften, da sie nicht durch den häufigen Pflugeinsatz homogenisiert werden (DE VOS et al. 2005). Auch die Veränderung der TRD mit zunehmender Tiefe verläuft unterschiedlich, z. B. liegen die höchsten Werte bei landwirtschaftlichen Böden, welche SUUSTER et al. (2011) untersucht haben, in 25 cm Tiefe aufgrund von Verdichtungen vor. Im BZE II-Datensatz liegen hohe TRD bis auf wenige Einzelfälle in größerer Tiefe.

Weitere Unsicherheiten ergeben sich aus unterschiedlichen Erfassungsstandards der Prädiktoren. Die Verwendung des Glühverlusts als Methode zur Bestimmung der organischen Substanz kann zu systematischen Abweichungen führen, z. B. bei sehr hohen Tongehalten (BALL 1964). Unsicherheiten innerhalb des BZE Datensatzes selbst ergeben sich durch das zwischen den Bundesländern leicht abweichende Vorgehen bei den Untersuchungen sowie der Verwendung von bereits vorliegenden Daten (Korngrößenverteilung und TRD) aus der Ende 80er bzw. Anfang 90er Jahre durchgeführten ersten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I). Auch die bei ca. der Hälfte der Probenahmepunkte durchgeführte Untersuchung der Bodentextur mittels der Fingerprobe nach bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODEN 2005, S. 85-89) führt zu Ungenauigkeiten. Gleiches gilt für die Umwandlung der so geschätzten Texturklassen in kontinuierliche Werte.

Die PTF mit Originalparametern, angewendet auf den BZE II-Datensatz, führen häufiger zu Über- als zu Unterschätzungen der TRD, im Gesamtprofil wie auch im Unter-/Oberboden. Dabei überschätzt die für den Unterboden entwickelte Funktion B2 am stärksten (LEONAVICIUTÉ 2000) (Gesamtprofil: ME = 0,47), die Funktion F (KAUR et al. 2002) dagegen unterschätzt die TRD am meisten (Gesamtprofil: ME = $-0,24 \text{ g cm}^{-3}$). Dies ist konträr zu den Ergebnissen von DE VOS et al. (2005), die feststellten, dass für deren Datensatz generell eine Unterschätzung der TRD stattfindet, was auf die höhere Anzahl von Oberbodenproben in den Daten der Original-PTF zurückzuführen sei. Vor allem zeigt auch die hier durchgeführte Anwendung der Funktionen auf den Oberboden keinen deutlich negativen Bias; möglicherweise könnten Unterschiede der Datengrundlagen, z. B. die geringere TRD der BZE II-Waldböden (Median = $1,17 \text{ g cm}^{-3}$) im Gegensatz zu dem von DE VOS et al. (2005) verwendeten Datensatz (Median = $1,5 \text{ g cm}^{-3}$), eine Erklärung dafür sein. Die Funktionen des Typs E liefern mit Originalparametern für den BZE II-Datensatz gute Bestimmtheitsmaße ($R^2 = 0,56$) und einen geringen Bias (ME zwischen $-0,01$ und $0,08 \text{ g cm}^{-3}$) und sind noch am ehesten für eine Anwendung ohne Rekalibrierung an Deutschlands Waldböden zu empfehlen. Generell wird aber, wie eingangs erwähnt, vor der Übertragbarkeit von Modellen auf andere, vor allem an geomorphologisch unterschiedlichen Standorten erhobene Datensätze, abgeraten (MCBRATNEY et al. 2002).

Erwartungsgemäß führte die Rekalibrierung der klassischen PTF, wie auch in vergleichbaren Studien (DE VOS et al. 2005, JALABERT et al. 2010, MARTIN et al. 2009), zu einer deutlichen Verbesserung der Prognosegüte (RMSE für das Gesamtprofil im Mittel um 23 % geringer, ME zwischen $0,011$ und $0,014 \text{ g cm}^{-3}$). Allerdings zeigen insbesondere die Funktionstypen C (ADAMS 1973, HONEYSETT & RATKOWSKI 1998) und

D (FEDERER 1983, HUNTINGTON et al. 1989) weiter deutliche systematische Fehler, vor allem in Bereichen hoher TRD. PTF mit dem Gehalt an organischer Substanz als einziger Variable liefern ebenso gute Ergebnisse wie die PTF mit Korngrößenfraktionen als zusätzlichen Variablen und sind aufgrund der einfacheren, günstigeren Bestimmung von C_{org} im Labor für die Praxis zu bevorzugen, wenn nicht ohnehin Korngrößenanalysen vorliegen. Dieses Ergebnis bestätigt auch die Untersuchungen von DE VOS et al. (2005). Die verwendeten Funktionstypen unterscheiden sich auch bei der Anzahl der Parameter. Gruppe A, C, E und G haben zwei, Gruppe D drei, Gruppe B vier und Gruppe F, H fünf Parameter. Mehr Parameter führen zu komplexeren Modellen, was unter Umständen die Übertragbarkeit einschränken kann.

Das GAMM konnte die verwendeten Daten am besten abbilden ($R^2 = 0,65$; $RMSE = 0,2 \text{ g cm}^{-3}$), auch wenn für die Validierungsdaten keine Zufallseffekte geschätzt werden können. Dennoch ist es wichtig, Zufallseffekte bei der Modellkalibrierung zu berücksichtigen, damit nicht fälschlicherweise Zusammenhänge zwischen den Prädiktoren und der Zielgröße angenommen werden, die so nicht existieren. Damit sagt das Modell den Datensatz verlässlicher vorher als die beste rekali-brierte PTF (DE VOS et al. 2005; $R^2 = 0,580$; $RMSE = 0,22 \text{ g cm}^{-3}$). Die Residuen des GAMM zeigen für den Validierungsdatensatz eine leichte Abweichung von der Normalverteilung, was sich auch in systematischen Abweichungen von der 1:1 Linie zeigt (Abb. 3 unten, schwarze Kreuze), ähnlich wie bei den klassischen rekali-brierten PTF (Abb. 2). Die TRD wird sowohl durch das GAMM als auch durch die rekali-brierten Funktionen leicht überschätzt, wobei der mittlere Fehler gering ist (ME Gesamtprofil: PTF = $0,011\text{--}0,014 \text{ g cm}^{-3}$; GAMM = $0,018 \text{ g cm}^{-3}$). Ähnliche Gütemaße für komplexere Modelle lieferten auch andere aktuelle Studien (Tab. 6) für Validierungsdatensätze. Generell zeigen komplexere Modelle aber Probleme mit Überanpassung an die Daten, was durch deutlich geringere Schätzwerten an Validierungsdatensätzen erkennbar ist. Zu beachten ist auch, dass für die Anwendung des GAMM auf einen neuen Datensatz innerhalb Deutschlands entweder die Zufallseffekte gleich „0“ gesetzt werden müssen, was die Schätzungen wie oben beschrieben deutlich verschlechtert, oder es muss versucht werden, sie mittels geostatistischer Methoden (z. B. Kriging) auf die Koordinaten der neuen Untersuchungspunkte zu übertragen (SUUSTER et al. 2011).

Der einflussreichste Prädiktor zur Vorhersage der TRD war C_{org} , was auch anhand der Ergebnisse aller anderen Studien für Waldböden zu erwarten war. Die organische Substanz

hat eine geringere spezifische Dichte als der Mineralboden, was bei höheren Gehalten eine geringere TRD zur Folge hat (DE VOS et al. 2005).

Auch die SG haben einen deutlichen Einfluss, ebenso wie JALABERT et al. (2010) bei der Abschätzung der TRD für den BZE II-ähnlichen BIOSOIL-Datensatz festgestellt haben. Diese Variable schränkt allerdings die Nutzung des Modells in der Praxis ein, da nun zusätzlich eine korrekte Klassifizierung der Böden nach den Gruppen der Tabelle 2 notwendig ist. Vermutlich weil die verschiedenen Korngrößenfraktionen schon durch die Substratgruppeneinteilung in einem gewissen Maß differenziert werden (siehe dazu auch Anhang Abb. A1), weisen diese im Modell keinen signifikanten Einfluss ($p < 0,05$) auf (im Gegensatz zu den Arbeiten von LEONAVICIUTÉ 2000, KAUR et al. 2002 oder MARTIN et al. 2009). Demgegenüber ergaben die Studien von DE VOS et al. (2005), SUUSTER et al. (2011) und JALABERT et al. (2010) keinen signifikanten Einfluss der Textur. Tendenziell scheinen SG mit höheren Tongehalten und niedrigen Sandgehalten einen stärker negativen Einfluss (z. B. 8, 9, 10, 16) auf die TRD zu haben als SG mit geringeren Tongehalten und höheren Sandgehalten (z. B. 1, 2, 5, 6). Die SG 17 (Moore) hat aufgrund der tendenziell höheren C_{org} -Gehalte einen deutlich negativen Einfluss auf die TRD. Als weitere Ausnahme hat die SG 12, trotz der hier vorherrschenden hohen Sandgehalte (Anhang Abb. A1), einen stark negativen Einfluss auf die TRD.

Für zunehmenden Skelettgehalt ist in den Effektplots des GAMM (Abb. 3) ein schwach negativer Effekt auf die TRD zu sehen. Der schwach positive Effekt bei sehr geringen Skelettgehalten hängt vermutlich damit zusammen, dass davon die sehr sandigen Standorte betroffen sind, die meist eine höhere TRD als Böden mit geringerer Körnungsgröße aufweisen (BLAKE & HARTGE 1986). Auch von MARTIN et al. (2009) und JALABERT et al. (2010) wurde ein Einfluss des Skelettgehalts festgestellt.

Der positive Einfluss von zunehmender Tiefe auf die TRD wurde ebenfalls in anderen Studien festgestellt (JALABERT et al. 2010, SUUSTER et al. 2011, MARTIN et al. 2009). Gegen-sätzlich dazu wurde von DE VOS et al. (2005) und HEUSCHER et al. (2005) nur ein sehr geringer bzw. kein Einfluss der Tiefe festgestellt.

Abweichend zu unserer Studie finden DE VOS et al. (2005) deutlich größere Unsicherheiten für Vorhersagen im Oberboden im Vergleich zum Unterboden (RMSE im Oberboden um 24 % höher). Als Erklärung dafür wird die größere Variation

Tab. 6: Ergebnisse anderer Studien zur Vorhersage der Trockenrohdichte (TRD); R^2 = Bestimmtheitsmaß, RMSE = Mittlerer Quadratwurzelfehler.

Tab. 6: Summary of different bulk density (TRD) studies; R^2 = coefficient of determination, RMSE = root mean square error.

Autor	Methode	R^2	RMSE	Typ Datensatz
		-	g cm^{-3}	
MARTIN et al. (2009)	Boosted Regression Trees	0,94/ 0,67	0,12/ -	Kalibrierungsdatensatz/ unabhängiger Validierungsdatensatz
JALABERT et al. (2010)	Boosted Regression Trees	0,86/ 0,67	0,11/ 0,17	Kalibrierungsdatensatz/ unabhängiger Validierungsdatensatz
SUUSTER et al. (2011)	Lineares gemischtes Modell	-	0,09	kein unabhängiger Validierungsdatensatz
CALHOUN et al. (2001)	Multiple Regression	0,8	-	keine Angabe

im Oberboden, verursacht durch Wurzeln, Bodentiere oder sonstige Störungen, angegeben.

JALABERT et al. (2010) haben nach C_{org} die Baumart als zweitwichtigste Variable im Modell verwendet. Ein Zusammenhang zwischen Baumart und C_{org} -Gehalten im Boden wurde auch von SCHULP et al. (2008) festgestellt. Bei dem in dieser Arbeit parametrisierten Modell hatte die Baumart allerdings keinen signifikanten Einfluß ($p < 0,05$).

Weitere Variablen wurden u.a. von CALHOUN et al. (2001) betrachtet. Es wurde aus zwei verschiedenen Modellen, einem mit geomorphologischen und im Feld zu bestimmenden Variablen (Relief, Ausgangsmaterial, Bodenhorizont, Feuchtigkeitsstufe, Vegetation, Bodenartengruppe, Gefüge, Konsistenz, Munsell-Farbe) und einem mit Labormethoden (C_{org} , Ton, Sand, Tiefe), ein kombiniertes Modell zusammengestellt. Dabei hatte C_{org} mit 44% den größten Anteil am Bestimmtheitsmaß, kumulativ weiterhin Ton mit 44,3%, Schluff mit 48,7%, Konsistenz mit 60,6%, Vegetation mit 62,1%, Bodenhorizont mit 67,7%, Ausgangsmaterial mit 69,4%, Relief mit 70,8% und Gefüge mit 72,4%.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse zeigen, dass die Verwendung unkalibrierter PTF u.U. mit großen Fehlern behaftet sein kann. Dabei ist die Funktion E3 (TAMMINEN & STARR 1994) hervorzuheben, die dennoch sehr robuste und verzerrungsfreie Ergebnisse liefert.

Bei der Rekalibrierung der Funktionen ist eine deutliche Verbesserung der Prognosegüten zu erkennen, die Funktion H (DE VOS et al. 2005) hat dabei die besten Ergebnisse geliefert. Dabei führen nach Ober- und Unterboden getrennte Kalibrierungsdaten jeweils zu Verbesserungen der Modellgüte.

Von allen hier getesteten Funktionstypen zeigt das GAMM die höchste Modellgüte. Für eine einfache, praktische Anwendung könnten zukünftig daraus auch Nomogramme oder Schätztabellen entwickelt werden.

6 Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) sowie dem Projektträger Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) für die Förderung der Arbeit im Rahmen des Waldklimafonds, Projekte „Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels“ (WP-KS-KW) (FKZ 28WC400303) sowie „DSS Risikomanagement – Entscheidungsunterstützung zur Verteilung und Begrenzung von Risiken für die Forstwirtschaft vor dem Hintergrund des Klimawandels“ (DSS-RiskMan) (FKZ 28WB401501). Weiterer Dank gilt den forstlichen Versuchsanstalten der Bundesländer für die Bereitstellung der Daten im Rahmen der bundesweit durchgeführten zweiten Bodenzustandserhebung.

Literatur

ADAMS, W. (1973): The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *J. Soil Sci.* **24**: 10-17, doi: 10.1111/j.1365-2389.1973.tb00737.x.

AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage, 438 S.

AHNER, J., AHREND, B., ENGEL, F., HANSEN, J., HENTSCHEL, S., HURLING, R., MEESENBURG, H., MESTERMACHER, U., MEYER, P., MÖHRING, B., NAGEL, J., NAGEL, R., PAPE, B., ROHDE, M., RUMPF, H., SCHMIDT, M., SCHMIDT, M., SPELLMANN, H., SUTMÖLLER, J. (2013): Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der NW-FVA **10**: 398 S.

AHREND, B., MEESENBURG, H., DÖRING, C., JANSEN, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins, IAHS Publ. **336**: 32-37.

ALEXANDER, E.B. (1980): Bulk densities of California soils in relation to other soil properties. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* **44**: 689-692, doi:10.2136/sssaj1980.03615995004400040005x

ALLEN, D.E., PRINGLE, M.J., PAGE K.L., DALAL, R.C. (2010): A review of sampling designs for the measurement of soil organic carbon in Australian grazing lands. *The Rangeland J.* **32**: 227-246, doi: 10.1071/RJ09043.

BALL, D.F. (1964): Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *J. Soil Sci.* **15**: 84-92, doi: 10.1111/j.1365-2389.1964.tb00247.x.

BATY, F., DELIGNETTE-MULLER, M.-L. (2015): Tools for Nonlinear Regression Analysis. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/nltools/nltools.pdf> [access: 15.10.2015].

BENITES, V.M., MACHADO, P.L.O.A., FIDALGO, E.C.C., COELHO, M.R., MADARI, B.E. (2007): Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. *Geoderma* **139**: 90-97, doi: 10.1016/j.geoderma.2007.01.005.

BLAKE, G.R., HARTGE, K.H. (1986): Bulk Density, in A. Klute, ed. *Methods of Soil Analysis, Part I. Physical and Mineralogical Methods: Agronomy Monograph Nr. 9* (second edition): 363-375.

CALHOUN, F.G., SMECK, N.E., SLATER, B.L., BIGHAM, J.M., HALL, G.F. (2001): Predicting bulk density of Ohio soils from Morphology, Genetic Principles, and Laboratory Characterization data. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* **65**: 811-819, doi: 10.2136/sssaj2001.653811x.

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. of Am. J.* **69**: 500-510, doi: 10.2136/sssaj2005.0500.

DON, A., SCHUMACHER, J., SCHERER-LORENZEN, M., SCHOLTEN, T., SCHULTE, E.D. (2007): Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites – Implication for measuring soil carbon stocks. *Geoderma* **141**: 272-282, doi: 10.1016/j.geoderma.2007.06.003.

EVERS, J., DAMMANN, I., NOLTENSMEIER, A., NAGEL, R.-V. (2008): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf Buchenwälder (*Fagus sylvatica* L.). In: NW-FVA (Hrsg.): *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Beiträge aus der NW-FVA 3*: 21-50.

EVERS, J., PAAR, U., EICHORN, J. (2013): Bestätigt die BZE die Trophieeinschätzung der forstlichen Standortskartierung? *AFZ/Der Wald* **14**: 11-15.

FEDERER, C.A. (1983): Nitrogen mineralization and nitrification: depth variation in four New England forest soils. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* **47**: 1008-1014, doi: 10.2136/sssaj1983.03615995004700050034x.

- GAUER, J., FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K. (2011): Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortkartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 7-16.
- GILMAN, E., CHALOUPKA, M., READ, A., DALZELL, P., HOLETSCHEK, J., CURTICE, C. (2012): Hawaii longline tuna fishery temporal trends in standardized catch rates and length distributions and effects on pelagic and seamount ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **22**(4): 446-488, doi: 10.1002/aqc.2237.
- GOIDTS, E., VAN WESEMAEL, E., CRUCIFIX, M. (2009): Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *Europ. J. Soil Sc.*, **60**: 723-739, doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01157.x.
- GRIGAL, D., BROVOLD, S., NORD, W., OHMANN, L. (1989): Bulk density of surface soils and peat in the north central United States. *Can. J. Soil Sci.* **69**: 895-900, doi: 10.4141/cjss89-092.
- GRÜNEBERG, E., ZICHE, D., WELLBROCK, N. (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biol.* **20**: 2644-2662, doi: 10.1111/gcb.12558.
- GUCKLAND, A., AHREND, B., PAAR, U., DAMMANN, I., EVERS, J., MEIWES, K.-J., SCHÖNFELDER, E., ULLRICH, T., MINDRUP, M., KÖNIG, N., EICHHORN, J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming: results from long-term experiments. *Eur. J. Forest Res.*, **131**(6): 1869-1887, doi: 10.1007/s10342-012-0639.
- HARRISON, A., BOCOCK, K. (1981): Estimation of soil bulk density from loss-on-ignition values. *J. Appl. Ecol.* **8**: 919-927, doi: 10.2307/2402382.
- HEUSCHER, S.A., BRANDT, C.C., JARDINE, P.M. (2005): Using soil physical and chemical properties to estimate bulk density. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **69**: 51-56, doi: 10.2136/sssaj2005.0051.
- HOLMES, K. W., WHERRETT, A., KEATING, A., MURPHY, D.V. (2011): Meeting bulk density sampling requirements efficiently to estimate soil carbon stocks. *Soil Res.* **49**: 680-695, doi: 10.1071/SR11161.
- HONEYSETT, J., RATKOWSKY, D. (1989): The use of ignition loss to estimate bulk density of forest soils. *J. Soil Sci.* **40**: 299-308, doi: 10.1111/j.1365-2389.1989.tb01275.x.
- HUNTINGTON, T.G., JOHNSON, C.E., JOHNSON, A.H., SICCAMA, T.G., RYAN, D.F. (1989): Carbon, organic matter, and bulk density relationships in a forested spodosol. *Soil Sci.* **148**: 380-386, doi: 10.4141/CJSS06008.
- JALABERT, S.S.M., MARTIN, M.P., RENAUD, J.-P., BOULONNE, L., JOLIVET, C., MONTANARELLA, L., ARROUAYS, D. (2010): Estimating forest soil bulk density using boosted regression modelling. *Soil Use and Management* **26**: 516-528, doi: 10.1111/j.1475-2743.2010.00305.x.
- JEFFREY, D.W. (1970): A note on the use of ignition loss as a means for the approximate estimation of soil bulk density. *J. Ecol.* **58**: 297-299, doi: 10.2307/2258183.
- KAUR, R., KUMAR, S., GURUNG, H. (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**: 847-857, doi: 10.1071/SR01023.
- KÖNIG, N. (2005): Handbuch forstliche Analytik. Hrsg: Gutachterausschuss forstliche Analytik. BMEL. Stand: Oktober 2014. URL: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/Bodenzustand-serhebung/Handbuch/HandbuchForstanalytikKomplett.pdf?__blob=publicationFile [access: 15.10.2015].
- LEONAVICIUTE, N. (2000): Predicting soil bulk and particle densities by pedotransfer functions from existing soil data in Lithuania. *Geografijos Metraštis* **33**: 317-330.
- MANRIQUE, L.A., JONES, C.A. (1991): Bulk Density of Soils in Relation to Soil Physical and Chemical Properties. *Soil Sc. Soc. of Am. J.* **55**: 476-481, doi: 10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x.
- MARTIN, M.P., LO SEEN, D., BOULONNE, L., JOLIVET, C., NAIR, K.M., BOURGEON, G., ARROUAYS, D. (2009): Optimizing pedotransfer functions for estimating soil bulk density using boosted regression trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **73**: 485-493, doi: 10.2136/sssaj2007.0241.
- MCBRATNEY, A.B., MINASNY, B., CATTLE, S.R., VERVOORT, R.W. (2002): From pedotransfer functions to soil inference systems. *Geoderma* **109**: 41-73, doi: 10.1016/S0016-7061(02)00139-8.
- MEIWES, K.J., RUMPF, S., AHREND, B., RADEMACHER, P., NAGEL, J. (2013): Nährstoffexporte bei Vollbaumnutzung in Nordwestdeutschland - Einflussfaktoren und standörtliche Bewertung. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* **94**: 99-108.
- NANKO, K., UGAWA, S., HASHIMOTO, S., IMAYA, A., KOBAYASHI, M., SAKAI, H., ISHIZUKA, S., MIURA, S., TANAKA, N., TAKAHASHI, M., KANEKO, S. (2013): A pedotransfer function for estimating bulk density of forest soil in Japan affected by volcanic ash. *Geoderma* **213**: 36-45, doi:10.1016/j.geoderma.2013.07.025.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., TEAM R.C. (2008): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-103.
- R CORE TEAM (2014): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/> [access: 15.10.2015].
- RAWLS, W.J., BRAKENSIEK, D.L. (1985): Prediction Of Soil Water Properties For Hydrologic Modeling. In: JONES, E.B., WARD, T.J. (Eds.), *Watershed Management In The Eighties*. Proc. Irrig. Drain. Div, Asce, Denver, Co, 293-299.
- RICHTER, A., ADLER, G.H., FAHRAK, M., ECKELMANN, W. (2007): Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000 N, Version 2.3). Hannover. 53 S.
- SCHRUMPF, M., SCHULZE, E.D., KAISER, K., SCHUMACHER, J. (2011): How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories. *Biogeosciences* **8**: 1193-1212, doi: 10.5194/bg-8-1193-2011.
- SCHULP, C.J.E., NABUURS, G.-J., VERBURG, P.H., DE WAAL, R.W. (2008): Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecol. Man.* **256**: 482-490, doi: 10.1016/j.foreco.2008.05.007.
- SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecol. Management* **258**: 2163-2174, doi: 10.1371/journal.pone.0132066.
- SHAW, J.N., CARTE, E.A. (2002): Timber harvesting effects on spatial variability of southeastern U.S. Piedmont soil properties. *Soil Sc.* **167**(4): 288-302, doi: 10.1097/00010694-200204000-00006.
- SUTMÖLLER, J., HENTSCHEL, S., HANSEN, J., MEESENBURG, H. (2011): Coupled forest growth-hydrology modelling as an instrument for the assessment of effects of forest management on hydrology in forested catchments. *Adv. Geosci.* **27**: 149-154, doi: 10.5194/adgeo-27-149-2011.

- SUUSTER, E., RITZ, C., ROOSTALU, H., REINTAM, E., KOLLI, R., ASTOVER, A. (2011): Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils. *Geoderma* **163**: 74-82, doi: 10.2016/j.geoderma.2011.04.005.
- TAMMINEN, P., STARR, M. (1994): Bulk density of forested mineral soils. *Silva Fennica* **28**: 53-60.
- 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**: 111-119, doi: 10.1002/jpln.200390001.
- WELLBROCK, N., AYDIN, C.-T., BLOCK, J., BUSSIAN, B., DECKERT, M., DIEKMANN, O., EVERS, J., FETZER, K.D., GAUER, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., KÖNIG, N., LIESEBACH, M., MARTIN, J., MEIWES, K.J., MILBERT, G., RABEN, G., RIEK, W., SCHÄFFER, W., SCHWERHOFF, J., ULLRICH, T., UTERMANN, J., VOLZ, H.-A., WEIGEL, A., WOLFF, B. (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. BMELV Hrsg., Berlin, pp. 413.
- WOOD, S. (2006): Generalized additive models: an introduction with R. CRC press.

submitted: 20.11.2015

reviewed: 28.01.2016

accepted: 08.04.2016

Autorenanschrift:

Christian Steinicke, Dr. Bernd Ahrends, Dr. Michael Köhler,
Dr. Jan Evers, Dr. Henning Meeseburg
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Abteilung Umweltkontrolle
Grätzelstr. 2
37079 Göttingen

E-Mail: bernd.ahrends@nw-fva.de
jan.evers@nw-fva.de
michael.koehler@nw-fva.de
henning.meeseburg@nw-fva.de

Aktuelle Adresse:

Christian Steinicke
Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Dezernat G3 - Boden und Altlasten
Rheingaustraße 186
65203 Wiesbaden
E-Mail: christian.steinicke@hlnug.hessen.de

Dr. Nicole Wellbrock, Lutz Hilbrig
Thünen-Institut
Institut für Waldökosysteme
Alfred-Möller-Straße 1, Haus 41/42
16225 Eberswalde

E-Mail: nicole.wellbrock@thuenen.de
lutz.hilbrig@thuenen.de