

Wasserhaushalt von Wäldern

Schwärzel, K., Feger, K.H., Köstner, B., Bernhofer, C.: Wasserhaushalt von Wäldern – Editorial

Gauer, J., Feger, K.H., Schwärzel, K.: Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen
Measurement and assessment of water dynamics of forest sites within the framework of forest site mapping: current conditions and future requirements

Bernhofer, C., Grünwald, T., Spank, U., Clausnitzer, F., Eichelmann, U., Feger, K.H., Köstner, B., Prasse, H., Menzer, A., Schwärzel, K.: Mikrometeorologische, pflanzenökologische und bodenhydrologische Messungen in Fichten- und Buchenbeständen des Tharandter Waldes
Micrometeorological, plant-ecological, and soil-hydrological measurements in stands of spruce and beech in the Tharandt forest

Köstner, B., Clausnitzer F.: Die Transpiration eines Fichten- und Buchenbestandes unter Bodentrockenheit im Tharandter Wald
Transpiration of a spruce and beech stand under soil drought conditions in the Tharandt Forest

Müller, J.: Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands
The use of lysimeters to determine the water balance in forests in northeastern Germany

Morgenstern, Y., Puhlmann, H., von Wilpert, K.: Erfassung und erste Analysen von räumlichen Mustern der Bodenfeuchte auf Waldstandorten
Detection and first analyses of spatial patterns of soil moisture at forest sites

Puhlmann, H., von Wilpert, K.: Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden
Testing and development of pedotransfer functions for water retention and hydraulic conductivity of forest soils

Zirlewagen, D., von Wilpert, K.: Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen
Regionalization of soil physical input variables for soil hydraulic pedotransfer functions

Russ, A., Riek, W.: Methode zur Ableitung des Grundwasserflurabstandes aus Karten der forstlichen Standortskartierung und digitalen Geländemodellen in Brandenburg
A method to estimate groundwater depth from forest site mapping data and digital elevation models

Falk, W., Osenstetter, S., Dietz, E.: Konzept für ein quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Lufthaushaltes von Waldböden in Bayern
A concept for quantitative characterization of the air balance in Bavarian forest soils

Peters, R., Clausnitzer, F., Köstner, B., Bernhofer, C., Feger, K.H., Schwärzel, K.: Einfluss von Boden und Bestockung auf den Standortswasserhaushalt
Impact of soil and stand properties on soil water conditions

Peters, R., Schwärzel, K., Feger, K.H.: Fuzzy-Inferenz-Systeme zur Regionalisierung des Standortswasserhaushaltes von Wäldern
Regionalization of the site water balance in forests using fuzzy inference systems

Schwärzel, K., Peters, R., Petzold, R., Häntzschel, J., Menzer, A., Clausnitzer, F., Spank, U., Köstner, B., Bernhofer, C., Feger, K.H.: Räumlich-differenzierte Berechnung und Bewertung des Standortswasserhaushaltes von Wäldern des Mittelgebirges
Spatially differentiated modeling and evaluation of soil water conditions in forest sites of low mountain ranges

Bilder (alle Aufnahmen von K. H. Feger)

Vorderseite: Eisenhumus-Podsol unter Fichte, Dauerbeobachtungsfläche Altenberg im Erzgebirge

Rückseite: Wasserhaushalt als Schlüsselgröße für die waldbauliche Planung: Wechselfeuchte Altmoränen-Standorte bei Biberach in Oberschwaben

Sensoren zur kontinuierlichen Messung des Saftstromes in einer Schwarzerle im Spreewald

Verlag Kessel, www.verlagkessel.de

ISSN: 1867-710X

2011/12

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

Jahr/Year: 2011, Heft/Issue: 12

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

Hier werden ausschließlich Original-Arbeiten publiziert. Die Veröffentlichung erfolgt als pdf-Datei. Über die Annahme der Beiträge wird aufgrund externer Gutachten entschieden (*peer review*-System). Das Themenspektrum beinhaltet:

- Regionale, nationale und internationale Studien zu Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz.
- Methoden der nordostdeutschen und der süddeutschen Schulen zur Standorts-, Vegetations- und Naturraumerkundung.
- Klimawandel und Eutrophierung als neue Faktoren der Standorts- und Naturraumerkundung (z. B. Einbeziehung regionaler Klimamodelle; Einbeziehung möglicher Trockenklemmen; trees for the future).
- Natur und biologische Vielfalt (Konzepte für ökologisch nachhaltige Landnutzung; Konzepte, Werkzeuge und Indikatoren für Biodiversitätsmonitoring auf verschiedenen Skalenebenen; Biodiversität und ökologische Funktionalität; biologische Invasionen).

Schriftleiter – EDITORS IN CHIEF

Prof. Dr. Gerhard **Karrer**, Universität für Bodenkultur Wien, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien (Austria), email: gerhard.karrer@boku.ac.at

Dr. Helge **Walentowski**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising, email: Helge.Walentowski@lwf.bayern.de

Prof. Dr. Michael **Manthey**, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Grimmer Str. 88, D-17487 Greifswald, email: manthey@uni-greifswald.de

Prof. Dr. Stefan **Zerbe**, Free University of Bozen - Bolzano, Faculty of Science and Technology, Via Leonardo da Vinci 7, I-39100 Bolzano (Italy), email: Stefan.Zerbe@unibz.it

Redaktions-Beirat – COORDINATING EDITORS

Prof. Dr. Elgene O. **Box**, Geography Dept, University of Georgia, Athens (USA)

Prof. Dr. Ingo **Kowarik**, Fachgebiet Ökosystemkunde / Pflanzenökologie, Technische Universität Berlin

Dr. Mario **Broggi**, Geschäftsstelle Binding-Preis für Umwelt und Naturschutz, Schaan (Liechtenstein)

Prof. Dr. Vera **Luthardt**, FB Landschaftsnutzung und Naturschutz, Fachhochschule Eberswalde

Dr. Andraž **Carni**, Institute of Biology, Scientific Research Centre of the Slovenian Academy of Sciences and Arts, Ljubljana (Slovenia)

Dr. Hans-Gerhard **Michiels**, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg i.Br.

Prof. Dr. Klaus **Dierßen**, Ökologiezentrum, Christian-Albrechts-Universität Kiel

Prof. Dr. Jörg **Pfadenhauer**, Dept. für Ökologie, Technische Universität München, WZW Weihenstephan

Prof. Dr. Jörg **Ewald**, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Fachhochschule Weihenstephan

Prof. Dr. Albert **Reif**, Waldbau-Institut, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Prof. Dr. Georg **Grabherr**, Institut für Ökologie und Naturschutz, Universität Wien (Austria)

Prof. Dr. Peter A. **Schmidt**, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Technische Universität Dresden

Dr. Ab **Grootjans**, Community & Conservation Ecology Group, University of Groningen (Netherlands)

Prof. Dr. Wolfgang **Schmidt**, Institut für Waldbau, Universität Göttingen

Prof. em. Dr. Ulrich **Hampicke**, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Dr. Peer Hajo **Schnitter**, Fachbereich Naturschutz, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle

Prof. Dr. Martin **Hermly**, Catholic University of Leuven, Division Forest, Nature and Landscape Research (Belgium)

Dr. Rainer **Schulz**, Institut für Forstliche Biometrie und Informatik, Universität Göttingen

Prof. Dr. Hans **Joosten**, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Dr. Axel **Ssymank**, Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Prof. Dr. Birgit **Kleinschmit**, Fachgebiet für Geoinformationsverarbeitung in der Landschafts- und Umweltplanung, Technische Universität Berlin

Prof. Dr. Winfried **Türk**, Fachgebiet Vegetationskunde, Fachhochschule Lippe und Höxter / Abt. Höxter

Prof. Dr. Hans-Dieter **Knapp**, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm des Bundesamtes für Naturschutz

Dr. Thomas **Wohlgemuth**, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft Birmensdorf (Switzerland)

Dr. Christian **Kölling**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising-Weihenstephan

Technische Redakteure / TECHNICAL EDITORS

René **Fronczek**, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Grimmer Str. 88, D-17487 Greifswald, email: fronczek@uni-greifswald.de

Herausgeber – PUBLISHER

Dr. Norbert **Kessel**, Verlag Dr. Kessel, Eifelweg 37, D-53424 Remagen-Oberwinter, email: webmaster@forstbuch.de

Kersten **Renneberg**, Renneberg-Webdesign, Grüner Weg 2, D-37133 Friedland, email: wald@renneberg-webdesign.de

Kelaine **Vargas**, email: kelainev@yahoo.com

Hinweise für Autoren

- Manuskripte werden per E-Mail als Attachment eingereicht.
- Folgende Text-Formate werden akzeptiert: *.doc, *.rtf
- Beiträge werden überschrieben mit
 - Titel des Beitrags
 - Vorname und Name der Autoren/der Autorinnen
- Abbildungen sind möglich in den Formaten JPG, GIF, TIF oder als Excel-Grafiken (XLS). Bitte immer die Original-Dateien mit-senden!
- Beiträge können in Deutsch oder Englisch verfasst sein.
- Ein Abstract in Englisch und eine Zusammenfassung in Deutsch sind voranzustellen.
- Tabellenüberschriften und Abbildungsunterschriften (auch) in Englisch

Bitte beachten Sie bitte die unter www.afsv.de in der Rubrik „Wald-ökologie online“ hinterlegten Formatvorgaben.

Zitierweise

Bei Artikeln in Zeitschriften: Verfasser (in Kapitälchen, Vorname gekürzt), Erscheinungsjahr in Klammern: Titel der Arbeit. Abgekürzter Titel der Zeitschrift mit Bandzahl fettgedruckt, Heftnummer in Klammern: Seitenzahlen.

Beispiel:

ASSMANN, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. *NNA-Ber.* **7** (3): 142-151.

Bei Büchern: Verfasser (in Kapitälchen, Vorname gekürzt), Erscheinungsjahr in Klammern: Titel der Arbeit. Auflage (nur von der 2. Auflage ab). Verlag, Erscheinungsort: Seitenzahl. Beispiel:

ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 S.

Zusätzlich können anschließend sowohl bei Artikeln als auch bei Büchern Internetadressen angegeben werden.

Beispiel:

ENGELHARD, J., REIF, A. (2004): Veränderungen der Bodenvegetation und des Oberbodenzustandes durch Fichtenanbau auf Standorten des Kalkbuchenwaldes. *Waldoekologie online* **1**: 29-56.

http://www997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft1-5.pdf

Die Manuskripte senden Sie bitte per E-Mail an einen der Schriftleiter (*Editors in Chief*).

Copyright

Das Copyright für alle Web-Dokumente und Bilder liegt beim Journal. Eine Folgeverwertung von Web-Dokumenten ist nur möglich, wenn die Redaktion ihr Einverständnis erklärt. Externe Links auf das Waldökologie-Online Journal sind ausdrücklich erwünscht. Eine unautorisierte Übernahme ganzer Seiten oder ganzer Beiträge oder auch Beitrags-teile ist dagegen nicht zulässig.

Bestellung als print on demand:

Das Journal kann auch in gedruckter Form im Format 21 x 29,7 cm bestellt werden („*print on demand*“). Ihre Bestellung richten Sie bitte an den Verlag Kessel, Eifelweg 37, 53424 Remagen-Oberwinter.

Fax: 01212-512 382 426

e-mail: webmaster@forstbuch.de

homepage: www.verlagkessel.de

Für den Schriftentausch bitten wir, folgende Anschrift zu verwenden:

Schriftentausch für die Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde, c/o. Geschäftsführung, Am Hochanger 11, D-85354 Freising

Liebe Leserin, lieber Leser,

die Verfügbarkeit von Wasser beschreibt eine der wichtigsten Ressourcen weltweit. Mit den sich wandelnden Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen wird auch der Wasserhaushalt unserer Wälder modifiziert. Regional werden deutlich erhöhte Temperaturen in sowie häufigere Hitze- und Trockenperioden den Sommermonaten, eine Verlagerung von Sommerniederschlägen in das Winterhalbjahr und eine geringere Schneedecke im Winter erwartet.

Die intensive Beschäftigung mit einem sich ändernden Wasserhaushalt und seinen möglichen Auswirkungen auf das Waldwachstum und die Waldgesundheit ist ein essentielles Thema forstlicher Forschung. Denn hierauf basieren mögliche Anpassungs- und Abmilderungs-Strategien einer langfristig nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Wir freuen uns daher, Ihnen in Heft 12 von WLN (Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation) in einer bisher noch nie dagewesenen Vollständigkeit den neuesten Stand der Forschung präsentieren zu können. Das Sonderheft unterstützt die Aktivitäten der im Juni 2007 eingerichteten AFSV-Arbeitsgruppe „Klimawandel“. Unser Dank gilt den Initiatoren des Sonderheftes der Technischen Universität Dresden, deren großes Engagement diese beeindruckende Zusammenstellung des „State of the Art“ ermöglicht hat.

Herzlichst,

Ihr WLN-Team
(Schriftleitung, Redaktion und Herausgeber)

Unsere Partner



Deutscher Verband Forstlicher
Forschungsanstalten
<http://www.dvffa.de>



<http://www.tuexenia.de>



<http://www.afz-derwald.de>



<http://www.schaper-verlag.de>

Wasserhaushalt von Wäldern

SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C.: WASSERHAUSHALT VON WÄLDERN – EDITORIAL	5
GAUER, J., FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K.: ERFASSUNG UND BEWERTUNG DES WASSERHAUSHALTS VON WALDSTANDORTEN IN DER FORSTLICHEN STANDORTSKARTIERUNG: GEGENWÄRTIGER STAND UND KÜNFTIGE ANFORDERUNGEN <i>MEASUREMENT AND ASSESSMENT OF WATER DYNAMICS OF FOREST SITES WITHIN THE FRAMEWORK OF FOREST SITE MAPPING: CURRENT CONDITIONS AND FUTURE REQUIREMENTS</i>	7
BERNHOFER, C., GRÜNWALD, T., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., EICHELMANN, U., FEGER, K.H., KÖSTNER, B., PRASSE, H., MENZER, A., SCHWÄRZEL, K.: MIKROMETEOROLOGISCHE, PFLANZENÖKOLOGISCHE UND BODENHYDROLOGISCHE MESSUNGEN IN FICHTEN- UND BUCHENBESTÄNDEN DES THARANDTER WALDES <i>MICROMETEOROLOGICAL, PLANT-ECOLOGICAL, AND SOIL-HYDROLOGICAL MEASUREMENTS IN STANDS OF SPRUCE AND BEECH IN THE THARANDT FOREST</i>	17
KÖSTNER, B., CLAUSNITZER F.: DIE TRANSPIRATION EINES FICHTEN- UND BUCHENBESTANDES UNTER BODENTROCKENHEIT IM THARANDTER WALD <i>TRANSPIRATION OF A SPRUCE AND BEECH STAND UNDER SOIL DROUGHT CONDITIONS IN THE THARANDT FOREST</i>	29
MÜLLER, J.: DIE ANWENDUNG VON LYSIMETERN ZUR ERMITTLUNG DES WASSERHAUSHALTES IN WÄLDERN DES NORDOSTDEUTSCHEN TIEFLANDS <i>THE USE OF LYSIMETERS TO DETERMINE THE WATER BALANCE IN FORESTS IN NORTHEASTERN GERMANY</i>	37
MORGENSTERN, Y., PUHLMANN, H., VON WILPERT, K.: ERFASSUNG UND ERSTE ANALYSEN VON RÄUMLICHEN MUSTERN DER BODENFEUCHTE AUF WALDSTANDORTEN <i>DETECTION AND FIRST ANALYSES OF SPATIAL PATTERNS OF SOIL MOISTURE AT FOREST SITES</i>	47
PUHLMANN, H., VON WILPERT, K.: TEST UND ENTWICKLUNG VON PEDOTRANSFERFUNKTIONEN FÜR WASSERRETENTION UND HYDRAULISCHE LEITFÄHIGKEIT VON WALDBÖDEN <i>TESTING AND DEVELOPMENT OF PEDOTRANSFER FUNCTIONS FOR WATER RETENTION AND HYDRAULIC CONDUCTIVITY OF FOREST SOILS</i>	61
ZIRLEWAGEN, D., VON WILPERT, K.: REGIONALISIERUNG BODENPHYSIKALISCHER EINGANGSGRÖSSEN FÜR BODENHYDRAULISCHE PEDOTRANSFERFUNKTIONEN <i>REGIONALIZATION OF SOIL PHYSICAL INPUT VARIABLES FOR SOIL HYDRAULIC PEDOTRANSFER FUNCTIONS</i>	73
RUSS, A., RIEK, W.: METHODE ZUR ABLEITUNG DES GRUNDWASSERFLURABSTANDES AUS KARTEN DER FORSTLICHEN STANDORTSKARTIERUNG UND DIGITALEN GELÄNDEMOTELLEN IN BRANDENBURG <i>A METHOD TO ESTIMATE GROUNDWATER DEPTH FROM FOREST SITE MAPPING DATA AND DIGITAL ELEVATION MODELS</i>	85
FALK, W., OSENSTETTER, S., DIETZ, E.: KONZEPT FÜR EIN QUANTITATIVES VERFAHREN ZUR KENNZEICHNUNG DES LUFTHAUSHALTES VON WALDBÖDEN IN BAYERN <i>A CONCEPT FOR QUANTITATIVE CHARACTERIZATION OF THE AIR BALANCE IN BAVARIAN FOREST SOILS</i>	93
PETERS, R., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C., FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K.: EINFLUSS VON BODEN UND BESTOCKUNG AUF DEN STANDORTSWASSERHAUSHALT <i>IMPACT OF SOIL AND STAND PROPERTIES ON SOIL WATER CONDITIONS</i>	101
PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H.: FUZZY-INFERENCE-SYSTEME ZUR REGIONALISIERUNG DES STANDORTSWASSERHAUSHALTES VON WÄLDERN <i>REGIONALIZATION OF THE SITE WATER BALANCE IN FORESTS USING FUZZY INFERENCE SYSTEMS</i>	111
SCHWÄRZEL, K., PETERS, R., PETZOLD, R., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., CLAUSNITZER, F., SPANK, U., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C., FEGER, K.H.: RÄUMLICH-DIFFERENZIERTE BERECHNUNG UND BEWERTUNG DES STANDORTSWASSERHAUSHALTES VON WÄLDERN DES MITTELGEBIRGES <i>SPATIALLY DIFFERENTIATED MODELING AND EVALUATION OF SOIL WATER CONDITIONS IN FOREST SITES OF LOW MOUNTAIN RANGES</i>	119

Wasserhaushalt von Wäldern

Editorial

Kai Schwärzel, Karl-Heinz Feger, Barbara Köstner & Christian Bernhofer

Der heute vielerorts angestrebte naturnahe Waldbau setzt in hohem Maße auf biologische Automation (vgl. GAUER 2009). Grundlegend für eine solche Forstwirtschaft ist unter anderem die räumlich-differenzierte Erfassung und Bewertung wasserhaushaltsbezogener Standortmerkmale. Denn erst die Kenntnis der Dynamik des pflanzenverfügbaren Bodenwasserangebotes oder auch eines möglichen Überschusses in Form von Stauwasser erlaubt eine standortgerechte Baumartenwahl als Voraussetzung für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung.

Die Charakterisierung der Bodenwasserverhältnisse und des Geländewasserhaushalts ist eine der zentralen Größen der forstlichen Standortansprache. Traditionell erfolgt in Mitteleuropa die Klassifizierung von Waldstandorten nach Wasserhaushaltsstufen auf der Basis von Feldansprachen und Expertenwissen (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003). Dabei werden Informationen über Reliefausbildung und Exposition sowie langjährige Mittelwerte von Klimagrößen miteinander verschnitten. Eine differenziertere Bewertung des Standortwasserhaushaltes wird erreicht, wenn neben Klima- und Reliefausprägung auch die aus Bodenart und Lagerungsdichte ableitbaren Schätzwerte zur nutzbaren Wasserspeicherkapazität sowie der ökologische Zeigerwert der Bodenvegetation herangezogen werden. Der Einfluss des sich ändernden Klimas auf den Wasserhaushalt eines Bestandes kann jedoch mit den bestehenden Verfahren nur unzureichend beurteilt werden. Auch bewirtschaftungsbedingte Veränderungen in der Bestockung (Baumartenzusammensetzung, Bestandesstruktur und -aufbau) bleiben unberücksichtigt, da bei der Wasserhaushaltseinstufung meist die potenzielle natürliche Vegetation zugrunde gelegt wird. Für Prognosen des Wasserhaushalts unter veränderten Rahmenbedingungen (Klima, Waldumbau) ist daher die Anwendung von prozessorientierten, numerischen Modellen erforderlich.

Ziel der Wasserhaushaltsberechnung für Waldstandorte ist es, das Bodenwasserangebot und dessen Verfügbarkeit für das Wachstum der Wälder vorherzusagen und auf objektiver Grundlage zu bewerten. Außerdem gilt es, Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf den Wasserhaushalt zu beurteilen, sowie Hypothesen zu wasserhaushaltsbezogenen Prozessen und Phänomenen zu testen. Letzteres dient nicht nur dem Erkenntnisgewinn, sondern ermöglicht auch, Messstrategien zum Beobachten des Wasserhaushalts von Waldstandorten zu überprüfen und gegebenenfalls weiter zu entwickeln. Wasserhaushaltsmodelle bestehen aus mathematischen Gleichungen (Modellstruktur), welche die zugrunde liegenden physikalischen Prozesse im betrachteten System abbilden, und den systembeschreibenden Modellparametern. Während Modellstrukturen meist auf andere Gebiete mit ähnlichem hydrologischem Verhalten übertragen werden können, variieren Modellparameter von Standort zu Standort (vgl. WAGENER 2007). Deshalb hängt die Güte der Modellergebnisse in hohem Maße von der

adäquaten Parametrisierung des jeweiligen Systems Boden-Pflanzen-Atmosphäre ab. Messbasierte Beobachtungen zum Wasserhaushalt von Waldstandorten und Erhebungen hydrologisch relevanter Boden- und Pflanzeigenschaften sind daher für die Entwicklung, Überprüfung und Verbesserung von Modellen unverzichtbar. Erst diese Vorgehensweise erlaubt eine modellbasierte Übertragung der Ergebnisse auf nicht untersuchte Standorte und Zeiträume sowie über verschiedene räumliche Skalen hinweg.

Im vorliegenden Sonderheft werden verschiedene Aspekte des Wasserhaushalts von Wäldern betrachtet. GAUER et al. geben einen Überblick über den Stand der Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten. Zudem werden künftige Anforderungen an die Wasserhaushaltsansprache herausgearbeitet. In den Artikeln von BERNHOFER et al., KÖSTNER und CLAUSNITZER sowie im Beitrag von MÜLLER wird gezeigt, wie der kombinierte Einsatz mikrometeorologischer, pflanzenökologischer und bodenhydrologischer Methoden das Verständnis der Zusammenhänge im System Boden-Pflanze-Atmosphäre verbessert. MORGENSTERN et al. wenden das Konzept der „zufällig wandernden Messplots“ an, um Informationen über die räumliche und zeitliche Variabilität der Bodenfeuchte und ihrer Einflussgrößen zu erhalten. PUHLMANN et al. entwickelten für Waldböden Pedotransferfunktionen zur Ableitung der Wasserretention und der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit aus einfach zu messenden Bodeneigenschaften (Textur, Trockenrohddichte, Humusgehalt). ZIRLEWAGEN und VON WILPERT zeigen, wie mit Hilfe mathematisch-statistischer Verfahren diese im punktbezogenen Monitoring erhobenen Bodendaten auf die regionale Skalenebene (Landesfläche Baden-Württemberg) übertragen werden können. RUSS und RIEK präsentieren ein EDV-gestütztes Verfahren zur Ableitung räumlich-differenzierter Grundwasserflurabstände aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte und digitalen Geländemodellen. FALK et al. stellen ein Konzept für die landesweite Beschreibung des Lufthaushaltes von Böden in Bayern vor. Auf der Basis von Modellrechnungen untersuchen PETERS et al. den Einfluss von Relief, Boden und Bestockung auf wasserhaushaltsrelevante Zustands- und Bilanzgrößen. In einem weiteren Beitrag zeigen diese Autoren, wie Fuzzy-Inference-Systeme zur Regionalisierung des Standortwasserhaushalts von Wäldern eingesetzt werden können. Im Beitrag von SCHWÄRZEL et al. wird abschließend ein modellgestützter fünfstufiger Bewertungsrahmen für den Wasserhaushalt von Waldstandorten aufgestellt und angewendet.

Die in dem Sonderheft zusammengefassten Beiträge geben einen Überblick über die aktuellen Anforderungen und gestatten Einblicke in sehr unterschiedliche methodische Herangehensweisen. Gleichzeitig werden bestehende Unsicherheiten aufgezeigt, mögliche praktische Anwendungen diskutiert und der künftige Forschungsbedarf aufgezeigt.

Literatur

- AK STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. 6. Aufl., IHW-Verlag, Eching bei München.
- GAUER, J (2009): 4.2.1 Böden als Waldstandorte – Handbuch der Bodenkunde, 32. Erg. Lfg. 06/09, Wiley-VCH, Weinheim.
- WAGENER, T. (2007): Can we model the hydrological impacts of environmental change? Hydrological Processes **21**: 3233-3236.

Autorenanschriften

Dr. Kai Schwärzel, Prof. Dr. Karl-Heinz Feger
Technische Universität Dresden
Institut für Bodenkunde und Standortlehre
Piener Str. 19
01737 Tharandt
E-Mail: kai.schwaerzel@forst.tu-dresden.de
E-Mail: fegerkh@forst.tu-dresden.de

Dr. Barbara Köstner, Prof. Dr. Christian Bernhofer
Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Piener Str. 23
01737 Tharandt
E-Mail: Barbara.Koestner@tu-dresden.de
E-Mail: christian.bernhofer@tu-dresden.de

Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen

Measurement and assessment of water dynamics of forest sites within the framework of forest site mapping: current conditions and future requirements

Jürgen Gauer, Karl-Heinz Feger & Kai Schwärzel

Abstract

Measuring and assessing water dynamics is crucial for site-adapted and sustainable management as well as for the multifunctionality of forests. This paper outlines the importance of a differentiated analysis of water conditions within the framework of applied forest site mapping in Germany. The differences and similarities that have evolved over time in the methodological approaches taken by the individual federal states are also presented. The limitations of current practices for the assessment of water dynamics are discussed in the context of future requirements related both to modifications in forest management and to the already-perceptible effects of climate change. Manifold challenges will result, related in particular to model-based enhanced quantification of the water regime and the integration of dynamic properties of climate, soils, and stands, as well as the regionalization and upscaling to the catchment level.

Keywords: *water regime, forest sites, forest site mapping, determination procedures, climate change, model-based quantification*

Zusammenfassung

Die Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts ist von zentraler Bedeutung für die standortgerechte und nachhaltige Bewirtschaftung sowie Multifunktionalität von Wäldern. Im vorliegenden Artikel wird die Bedeutung einer differenzierten Wasserhaushaltsansprache in der Praxis der forstlichen Standortskartierung Deutschlands dargestellt sowie historisch gewachsene Unterschiede und Gemeinsamkeiten in den Verfahren der einzelnen Bundesländer erörtert. Im Zusammenhang mit den künftigen Anforderungen, die sich aus einer veränderten Bewirtschaftung aber gerade auch aus dem bereits erkennbaren Klimawandel ergeben, werden zudem Grenzen der gegenwärtig praktizierten Wasserhaushaltsansprache diskutiert. Daraus ergeben sich perspektivisch vielfältige Herausforderungen. Diese liegen vorrangig in der modellgestützten stärkeren Quantifizierung des Wasserhaushaltes, der Integration dynamischer Klima-, Boden und Bestandseigenschaften sowie in der Übertragung vom Punkt auf die Fläche und die Einzugsgebietsebene.

Schlüsselwörter: Wasserhaushalt, Waldstandorte, forstliche

Standortskartierung, Ansprache-Verfahren, Klimawandel, modellgestützte Quantifizierung

1 Bedeutung der Wasserhaushaltsansprache in der forstlichen Standortskartierung

Wachstum und Stabilität von Wäldern werden wesentlich durch die abiotischen Faktoren Licht, Wärme, Nährstoffe und Wasser bestimmt. Die forstliche Standortskartierung erfasst und klassifiziert deshalb die (Wechsel-)Wirkung und Intensität dieser Faktoren, um darauf aufbauend die Standortsgegebenheiten mit den Standortsansprüchen von Waldbäumen und Waldgesellschaften vergleichen zu können. Damit schafft sie Grundlagen für die standortgerechte Waldbewirtschaftung. Als typisch nutzungsorientiertes Bewertungsverfahren wendet die Standortskartierung dazu iterative, je nach Stand des Wissens und des verwendeten Verfahrens effektive oder kausale Methoden an (Tabelle 1).

Bereits sehr früh sah G.A. Krauss, der „Pionier“ der forstlichen Standortskartierung, im Wasser den zumeist wichtigsten Wachstumsfaktor (KRAUSS 1936, KRAUSS & SCHLENKER 1954). Denn die Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche, Traubeneiche, Douglasie und Europäische Lärche, aber auch Pioniere wie die Birke, reagieren in einem sehr weiten Nährstoffrahmen eher bodenvag, zeigen aber deutliche Wachstumsunterschiede in Reaktion auf den Wasserhaushalt (BENINDE et al. 1960, MITSCHERLICH 1971, BORK et al. 1984, RAKEI et al. 1992, RIEK et al. 1994/1995, ELLENBERG 1963/1986/1996). Die beiden Fotos verdeutlichen diese Tatsache exemplarisch für Eichenbestände auf Schiefer-Standorten in Rheinland-Pfalz. Besonders die Oberhöhe gilt als guter Indikator für die Beziehung zwischen Wasserhaushalt und Baumwachstum.

Für die Standortsansprache des Wasserhaushaltes ist v. a. der pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat, der sich aus dem jahreszeitlichen Verlauf der Bodenwassergehaltsänderungen ergibt, von Interesse. Der pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat ist ein Indikator für die Wassermenge, die der aufstockenden Vegetation zur Aufnahme zur Verfügung steht. Als Faustformel

wird dieser Wassermenge häufig ein Wasserverbrauch von 3 mm/m²/Tag durch einen voll transpirierenden Baumbestand gegenüber gestellt.

Bäume reagieren in einem weiten Spektrum auf unterschiedliche Bodenwasservorräte. Die primäre Grundausstattung mit mehr oder weniger xeromorphen anatomischen und morphologischen Strukturen dient einer passiven Anpassung an die jeweils typischen Standortverhältnisse, bei denen die Baumart konkurrenzfähig ist. Im Zuge der Austrocknung von Böden reagieren Bäume zunächst aktiv durch Reduktion der Transpiration über das Schließen der Stomata bis zu kutikulären Reaktionen (LYR et al. 1992). Bei darüber hinausgehender Trockenheit haben die Bäume dann noch eine mehr oder weniger ausgeprägte Toleranz, Trockenphasen zu erdulden, bevor es zu größeren letalen Absterbeprozessen kommt (vgl. WAGNER 1994).

Die Bestimmung und Klassifikation des Wasserhaushalts ist deshalb eine der zentralen Größe innerhalb der forstlichen Standortkartierungsverfahren. Übergeordnet werden grundsätzliche folgende Formen des Bodenwasserregimes im forstlichen Sinne unterschieden: Terrestrische Standorte (I) sind Standorte, bei denen der Bodenwasservorrat des Hauptwurzelraumes ausschließlich von Niederschlägen gespeist wird. Stauwasserböden (II) werden gesondert erfasst, weil Wasserstau im Oberboden (oberhalb 30/60 cm unter Geländeoberfläche) die Durchlüftung und damit das Wurzelwachstum einschränkt. Gleichzeitig ist damit auch eine Beeinflussung des Wärmehaushalts verbunden, da sich nasse Böden langsamer erwärmen. Dies macht sich besonders zu Beginn der Vegetationsperiode bemerkbar. Dauer und Höhe des Einstaues, sowie der Grad der Austrocknung während der Vegetationsperiode sind bei dieser Standortgruppe die Beurteilungskriterien. Außerdem können Stauwasserböden je nach Lage im Gelände durch Zwischenabfluss Zuschusswasser abgeben oder erhalten. Der Wasserhaushalt von Grundwasserstandorten (III) ist von der Tiefenlage und der jahreszeitlichen Dynamik eines Grundwasserleiters (Aquifer) abhängig. Die Erreichbarkeit des Grundwasserspiegels durch die Wurzeln oder der kapillare Wasseraufstieg aus dem Grundwasser in den Wurzelraum ermöglicht eine zusätzliche Wasserversorgung der Bestände. Unter mitteleuropäischen Bedingungen wurde bei Baumarten eine abnehmende Wirkung des Grundwassers bis zu einer Tiefe von maximal 3 m unter der Geländeoberfläche beobachtet. In Auenböden im noch rezenten Überflutungsbereich der großen Ströme bestimmt die Höhe und Länge sowie die Auftretenshäufigkeit von Hochwässern die Baumarteneignung (MICHIELS & ALDINGER 2002, DIESTER 1983, KRAUSE 1982).

2 Geschichtliche Entwicklung der Wasserhaushaltsansprache in der Standortkartierung

Krauss und Mitarbeiter (vgl. Übersichtsartikel von KRAUSS & SCHLENKER 1954) ordneten die bis dahin bereits verwendeten Begriffe (dürr, trocken, frisch, feucht, nass) als iterative Definitionen für ein charakteristisches Bodenwasserklima, das neben Wasser auch den Luft- und Wärmehaushalt berücksichtigte. Diese bodenklimatische Kennzeichnung war zwar nicht streng vergleichbar über ganz Deutschland anwendbar, lieferte aber zumindest für größere Wuchsregionen (z. B. in Südwestdeutschland) vergleichbare Beschreibungen. Nachdem sich diese Definitionen allgemein durchgesetzt hatten, wurden sie als qualitative Definitionen des Wasserhaushalts 1966 in die „Forstliche Standortaufnahme“ aufgenommen. Unterschieden werden – mit Übergangsformen und weiteren Differenzierungen – trockene bis frische Standorte mit terrestrischem Wasserregime, wechselfeuchte bis wechselfeuchte Standorte unter Stauwassereinfluss und feuchte und nasse Standorte mit langfristig hoch anstehendem Grund- oder Stauwasser. Die Bezeichnungen wurden dann auch zur Gliederung der Wasserhaushaltsstufen ökologischer Artengruppen verwendet, die damit zu Indikatoren für die Wasserhaushaltsansprache wurden (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003).

Die Beobachtung von großen Wuchsunterschieden auf lokaler Ebene in Abhängigkeit von der Lage der Standorte im Relief und deren Exposition hat dazu geführt, dass in den Kartiereinheiten häufig eine einfache Geländeklimaklassifikation in Form von Grundformen oder Standortgruppen (Winter- und Sonnhänge etc.) der weiteren Standortgliederung des Wasserhaushalts vorgeschaltet wird.

3 Verfahren der Wasserhaushaltsansprache in den Systemen der einzelnen Bundesländer

Die Durchführung oder Koordination der forstlichen Standortkartierung obliegt den Landesforstverwaltungen. Aufgrund dessen haben sich aus den Anfängen der Standortkartierung in den 1930er Jahren bis in die 1960er Jahre deutschlandweit – je nach forstlicher Tradition – verschiedene Kartierverfahren und -einheiten entwickelt (Zusammenstellung in Tabelle 1). Diese unterscheiden sich deutlich, selbst wenn zum Teil die gleiche Terminologie verwendet wird. Übergeordnet spielt die grundlegende „Philosophie“ der Kartierverfahren eine differenzierende Rolle. Generell wird zwischen zweistufigen und einstufigen Kartierverfahren unterschieden (vgl. AK STANDORTSKARTIERUNG 2003).

Die zweistufigen Verfahren regionalisieren den klimatisch bedingten Wassereintrag und das Wärmeklima auf der Ebene

Tab. 1: Die unterschiedliche Ansprache des Wasserhaushalts in den Verfahren der deutschen Bundesländer (nach AK STANDORTSKARTIERUNG 2003).

Tab. 1: The contrasting ways for determining the water regime using the site survey procedures of the different German federal states (according to AK STANDORTSKARTIERUNG 2003).

Bundesland	Arbeitsweise	Schwerpunkte unter den Standortmerkmalen	Charakterisierung von		Bezeichnung und Elemente der Standortstypen/-einheiten	Ergänzende Einheiten / Hilfseinheiten
			Wasserhaushalt	Nährstoffhaushalt		
(im zweistufigen Verfahren innerhalb des Wuchsbezirkes)						
Baden-Württemberg	regional (zweistufig: Regional- bzw. Zonal- und Standortswald)	Bodensubstrat und Vegetation	Geländewasserhaushaltsstufen nach G. A. Krauss (substratbezogen)	Humusform, Bodenvegetation (Oberboden); Öko-Serien (Ausgangsmaterial)	Standortseinheit (5 Elemente): Standortswald, Substrat; Trophie, Geländewasserhaushalt, Geländeform	Regionale ökologische Artengruppen, Bodenchemische Analysen von Leitprofilen, Einzelsignaturen, Kennzeichnung der Befahrunggefährdung
Bayern	regional (zweistufig)	Substrat, teils Vegetation	Geländewasserhaushaltsstufen nach G. A. Krauss (erweitert)	Substrattyp im ökologischen Sinn, Podsoligkeitsstufen, chemischer Bodenzustand	Standortseinheit (3 Elemente): Substratgruppe, Trophie (u. Besonderheiten), Wasserhaushaltsstufe	Höhenstufen u. Neigung, ökolog. Artengruppen, Standortsgesellschaften, Muttergestein
Hessen	überregional (einstufig)	Vegetation und Boden	9 Stufen nach landeseinheitlicher qualitativer Definition	3 Trophiestufen (und 2 Zwischenstufen)	Standortstyp (4 Elemente): Wuchszone (6 Zonen / 3 Gruppen), Klimafeuchte (7 Stufen / 2 Gruppen), Geländewasserhaushalt (9 Stufen), Trophie (3 Stufen), Benennung ggf. zusätzlich mit Geländewasserhaushalt, pot. nat. Waldgesellschaft u. Bodenform	Bodenform: Ausgangssubstrat, Bodentyp
Niedersachsen	regional (zweistufig)	Substrat und Vegetation (gleichranig im Bergland, Substrat vorrangig im Flachland)	14 Wasserhaushaltsstufen	6 Nährstoffhaushaltsstufen	Standortstyp (4 Elemente): Bodenfeuchtigkeit u. Geländeform (29 Eh.), Nährstoffversorgung (6 Stf.), geologisches Substrat + Lagerungsverhältnisse (Bodenart) (6/3 bis 6 Eh.)	Symbole für Varianten
Nordrhein-Westfalen	regional (zweistufig)	Boden und Vegetation	Wasserhaushaltsstufen	Öko-Serie (in Kombination mit Waldgesellschaft)	Standortstyp (3 Elemente): Waldgesellschaft, Geländewasserhaushalt, Öko-Serie	Höhenstufen, Standortorte, Geländeform (falls charakteristisch)
Rheinland-Pfalz	überregional (einstufig) und regional (zweistufig)	Klima, Boden, Potentielle Ertragsleistung der Baumarten	12 (Gesamt) wasserhaushaltsstufen, 5 Stau-/Grundwasserstufen	bodenchemisch analysierte und bewertete Substratreihen, (10 empirische Trophiestufen)	Standortstyp (3 Elemente): Wärmestufe (4, überregional), Wasserhaushaltsstufe (12, überregional), Substratreihe (regional) und gegebenenfalls Stau-/Grundwasserstufe (5, überregional)	Niederschlagsgruppen (5), Reliefgruppen (3), nWSK-Gruppen (9)

Saarland	regional (zweistufig)	Bodensubstrat und ökologische Artengruppen	Wasserhaushalts- stufen nach G. A. Krauss	Ökoserie, Nähr- stoffanalysen (C/N, C/P, C/K, C/ Ca, pH)	Standortstyp (3 Elemente): Standortsgesellschaft, Frühestufe (7), Öko-Serie (26)	Einzelsignaturen für Varianten und Gelän- debesonderheiten, regionale ökologische Artengruppen
Schleswig- Holstein	regional (zweistufig)	vorrangig geologisches Substrat	14 Wasserhaus- haltsstufen	6 Nährstoffhaus- haltsstufen	Standortstyp (4 Elemente): Wasserhaushalt, Nährstoff- versorgung, geologisches Substrat, Substratlagerung (Bodenarten)	ergänzende Symbole für Varianten des Standortstyps
Ost- deutsche Bundes- länder	überregional (einstufig) induktive Abgrenzung höherer Einheiten	Klima, Relief, Bden, Vegetation	9 reliefbedingte, 5 Stau -, 6 Grund- wasser(haushalts)- stufen	bodenchemisch analysierte Stamm-Eigen- schaften (Boden) und Zustands- Eigenschaften (Humusformen)	5 Stamm-Elemente: Makroklimaform, Relief- form, reliefbedingte Wasserhaushaltsstufe und Mesoklimaform, Grund- und/oder Stau- wasserstufe, Bodenform, 2 Zustands-Elemente: Zustands-Nährkraftstufe u. -Feuchtestufe erfasst in der Humusform über die aktu- elle Vegetationsform	Großklimabereiche, Höhen- und Feuchte- klima, Boden- und Humusformen, Vegetationsformen, Aggregation zu Mosa- iken, Wuchs-bezirk und Wuchsgebiet (Mikro-Mesochoren, Makrochoren)

der Wuchsbezirke und können sich deshalb bei der lokalen Standortsdifferenzierung auf eine qualitative Beschreibung im Sinne von Krauss beschränken, die dann aber genau genommen auch nur für den jeweiligen Wuchsbezirk gilt. Einstufige Verfahren wollen dagegen die Standortsfaktoren am Einzelstandort differenzieren und müssen deshalb stärker quantifizierende Klassifikationen verwenden. Gemeinsam ist allen Verfahren, dass nicht der konkrete Wasserhaushalt des aktuell vorhandenen Bestandes angesprochen wird, sondern der Wasserhaushalt eines der potentiell natürlichen Vegetation angenäherten Altbestandes oder eines Altbestandes einer Hauptbaumart (z. B. Fichte im Alter 100). Mit der Wahl spezifizierter Altbestände als Bezugsgröße wird die Standortsansprache vergleichbar und unabhängig vom zufälligen Entwicklungs- und Nutzungsstadium des jeweiligen Bestandes und den damit verbundenen Unterschieden bei Interzeption und Transpiration.

In den meisten Bundesländern werden inzwischen auch Kennwerte zur Quantifizierung des Bodenwasservorrates zumindest zur Orientierung bei der Ansprache des Standortswasserhaushaltes hinzugezogen. Dabei werden meist die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (3. bis 5. Auflage) abgelegten Tabellenwerte, die eine Schätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwasser in Abhängigkeit von Textur, Trockenrohdichte und Humusgehalt ermöglichen, genutzt (AG BODEN 2005). Da die dortigen Tabellenwerte jedoch v. a. auf der Untersuchung landwirtschaftlich genutzter Standorte beruhen, die im Vergleich zu den Oberböden von Waldstandorten höhere Trockenrohdichten und geringere Humusgehalte aufweisen, ist die Verwendung dieser Kennwerte bei Ansprache

des Standortswasserhaushaltes von Wäldern mit beträchtlichen Unsicherheiten verbunden. Nur in einem geringen Umfang liegen für mitteleuropäische Waldstandorte Ergebnisse zur Schätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers vor (z. B. TEEPE et al. 2003, SCHINDLER et al. 2004, PUHLMANN & VON WILPERT 2011). Auch für die Bestimmung des effektiven Wurzelraums, als modellhaften Ausschöpfungsraum für das pflanzenverfügbare Bodenwasser, fehlen bisher spezielle Pedotransfer-Funktionen für Waldböden (vgl. RAISSI et al. 2001).

Im zweistufigen Südwestdeutschen Standortskundlichen Verfahren (z. B. Baden-Württemberg) erfolgt eine qualitative Bewertung des Wasserhaushaltes, die sich aus der Lage am Hang, Exposition, Bodenentwicklungstiefe, Humosität, Bodenvegetation und der Wuchshöhe der Bäume ergibt und immer auf die jeweilige Ökoserie bezogen wird. Die normale Ausprägung der Ökoserie in einem Wuchsbezirk wird i. d. R. als „mäßig frisch“ klassifiziert (vgl. SEEMANN 2007). Trockene oder frische Ausprägungen beziehen sich relativ auf diesem mittleren Wert. Im einstufigen Verfahren der Standortskartierung, wie es in den neuen Bundesländern angewendet wird, basiert die Charakterisierung des Wasserhaushalts terrestrischer Standorte im Hügel- und Bergland allein auf Reliefausbildung und Exposition (vgl. SCHWANECKE 1970, KOPP & SCHWANECKE 1994). Der Geländewasserhaushalt in den Verfahren in Hessen und Niedersachsen ergibt sich aus einer Zusammenschau der (passiven) nutzbaren Wasserspeicherkapazität und der Geländelage (Relief, Exposition) als Verdunstungsfaktor. Zur waldbaulichen Beurteilung der so eingeschätzten Wasserhaushaltsstufen wird dann z. B. die hygri-sche Kontinentalität

(Klimafeuchte) als aktive Komponente des Wasserhaushalts herangezogen (GAUER 2009).

Ein halbquantitatives Verfahren zur Abschätzung der Wasserversorgung von Waldbeständen, das in Ansätzen in Bayern verwendet wird, hat LAATSCH (1969a, b) vorgeschlagen: Beobachtet wird das monatliche Bodenwasser durch Addition der monatlichen klimatischen Wasserbilanz zum Bodenwassergehalt zu Beginn der Vegetationsperiode. Als Indikator für Trockenstress wird das Verschwinden von „leicht verfügbarem Bodenwasser“ (= pauschal 50 % des potenziell pflanzenverfügbaren Wassers) gewertet.

Die Ansprache des Gesamtwasserhaushalts in Rheinland-Pfalz entspricht einem Vorhersagemodell (vgl. BENECKE 1992). Dabei werden die „passiven Elemente“ des Wasserhaushaltes (pflanzenverfügbares Bodenwasser, Relief- und Exposition) mit den „aktiven“ Komponenten (Niederschlag und Verdunstung) im Sinne einer klimatischen Wasserbilanz als Matrixtabelle kombiniert. Die klimatische Wasserbilanz wird durch Niederschlagsgruppen gegliedert, die – auf Landesebene – auch ein bestimmtes Wärmeklima beinhalten. Die Grundlage für das Verfahren bildeten Ertragsklassenuntersuchungen an Fichten und Buchen eines engen Alterskollektives in Beziehung zu pflanzenverfügbares Bodenwasser, Relief/Exposition und Niederschlag auf von der Nährstoffversorgung her vergleichbaren Standorten (WALLESCH 1959). Die primäre Skalierung der Gesamtwasserhaushaltsstufen wurde auf halbe Ertragsklassen der Fichte vorgenommen. Die Korrelation wurde von EDER (1980) im Bereich der Pfalz überarbeitet (vgl. GAUER 2009).

4 Komplexe heutige Anforderungen

Mit der Entwicklung vom reinen Forstbetrieb hin zu einer multifunktionalen Forstwirtschaft haben sich die Anforderungen an Standortskarten wesentlich erweitert. Zwar stehen die klassischen waldbaulichen Fragestellungen zur Baumarteneignung, Ertragsleistung, Standortgerechtigkeit, Konkurrenzverhalten und Verjüngungsfreudigkeit noch immer im Zentrum standortkundlicher Überlegungen. Daneben haben jedoch die Anzeichen einer Klimaveränderung, insbesondere die Zunahme klimatischer Extreme (Dürren, Hochwasser, Stürme), das Risikopotential von Standorten stark in den Fokus gerückt (z. B. WAGNER 2004, KÖLLING & ZIMMERMANN 2007, BOLTE & IBISCH 2007). Daneben sind auch für die adäquate Behandlung vieler Fragen im Zusammenhang mit den wasser- und bodengebundenen Ökosystemdienstleistungen des Waldes (Hochwasserretention, Filter- und Pufferleistung im Hinblick auf den Gewässerschutz) flächendifferenzierte Informationen zum Wasserhaushalt erforderlich (vgl. CALDER et al. 2007, PILAŠ et al. 2010). So verlangt die neue EU-Wasserrahmenrichtlinie den flächendeckenden Schutz von Grundwasser und Fließgewässern, was somit auch Waldflächen betrifft. Direkt mit forsthydrologischen Eigenschaften von prädisponierten Waldstandorten beschäftigt

sich die Bemühungen um einen Wasserrückhalt im Wald zur Minderung von Hochwasserspitzen. Dazu ist die Identifizierung von Standorten, die in Hochwasserlagen besonders rasch zum Oberflächenabfluss beitragen, notwendig (z. B. SCHÜLER 2006, WAHREN et al. 2007).

Bei der Waldbewirtschaftung ist die Bodenverdichtung bzw. der Grundbruch durch Befahrung und die bodenfeuchteabhängige Tragfähigkeit von Rückegassen im Rahmen der Holzernte zum Thema geworden. Gleichzeitig werden die Reviere größer, die Ortskenntnisse geringer. Thematisch erweiterte Standortskarten könnten hierbei zur Vermeidung von Schäden beitragen, nicht nur durch die Darstellung von Feucht- und Nassstandorten, sondern auch durch Ausweisung von Standorten, die jahreszeitlich bedingt, bei höheren Bodenfeuchten ihre Tragfähigkeit einbüßen.

Zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung gehört die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und eines ökologisch günstigen bodenchemischen Milieus der Waldböden. Bedrohungen ergeben sich aus einer anthropogenen Versauerung, Stickstoffsättigung, Basenexporte durch verstärkten Biomasseentzug für die energetische Nutzung (vgl. FEGER 1997/98). Eine differenzierende Rolle im Bodenchemismus der Standorte spielt die Bodenwasserdynamik. Für differenzierte Betrachtungen, insbesondere Risikoabschätzungen, werden daher quantitative Angaben zu Sickerung und Abfluss benötigt.

Mit den NATURA-2000-Richtlinien der EU hat der Naturschutz auch in deutschen Wäldern einen neuen Stellenwert erhalten. Über größere Gebiete vergleichbare Standortdaten helfen bei der Identifizierung von Lebensraumtypen und Habitaten als Grundlage für das dazu notwendige Naturschutz-Management. Auch die Erkenntnisse aus der forsteigenen Naturwaldreservatsforschung können nur über quantifizierbare Standortdaten eine überregionale Bedeutung erlangen. Die Gradationen von Schadinsekten aber auch Schadereignisse wie Feuer sind häufig mit Störungen des Bodenwasserhaushaltes verbunden. Wenn es gelingt, solche Situationen zeitnah zu simulieren, wird ein wichtiger Beitrag zur Vorbeugung geleistet.

Besonders der prognostizierte Klimawandel stellt neue Herausforderungen an die Standortskartierung. Bisher sind forstliche Standortskartierungen in der Regel einmalig erstellt worden, nur bei Kartenwerken, die noch aus den Anfängen der Standortskartierung stammen, sind Wiederholungskartierungen erfolgt. Die Standortfaktoren selbst werden bisher als mehr oder weniger konstant aufgefasst, wobei die zu Grunde liegenden Klimadaten häufig auf die Periode 1931–1960, teilweise auch auf die Periode 1891–1930 zurückgehen, je nachdem welche Klimaatlanten bei der Erstellung zur Verfügung standen. Die Anpassung der Waldbewirtschaftung an die prognostizierten Änderungen des Klimas erfordert dagegen dynamische Standortdaten, insbesondere zum Klima (z. B. HÄNTZSCHEL et al. 2006) und zu den Wasserhaushaltskomponenten (vgl.

KÖLLING & ZIMMERMANN 2007, BOLTE & IBISCH 2007). Beim Klima bedeutet das z. B. die Definition von Höhenstufen (= Wärmestufen) anhand von Temperaturgrenzwerten. Für die Bewertung des Wasserhaushalts sind kausale Beziehungen zwischen Bestandeswachstum, klimatischen Faktoren und Bodeneigenschaften abzuleiten. Voraussetzung dafür ist, die Bewertung des Standortwasserhaushalts an modellgestützte Berechnungen des Wasserumsatzes (vgl. SCHWÄRZEL et al. 2011). Bisher kennzeichnet die Standortkartierung mit ihren Wasserhaushaltsstufen den Standortwasserhaushalt für Bedingungen, welche die durchschnittlichen Wuchsbedingungen einer längeren, meist mehr als 30-jährigen Wuchsphase repräsentieren. Damit wird die mittlere Wuchsdynamik von Baumarten (oder einer Leitbaumart), die Konkurrenzstärke dieser Baumarten und deren Ertragspotential bezogen auf den Faktor Bodenwasser für durchschnittliche Witterungsbedingungen eingeschätzt. Bei dieser Vorgehensweise wird angenommen, dass das Baumartenspektrum des betrachteten Standorts in der Lage ist, Einschränkungen der Wasserversorgung auch im

Extrembereich der auftretenden Witterungsschwankungen zu ertragen. Als Folge des Klimawandels ist jedoch zu erwarten, dass die bekannten extremen Witterungssituationen häufiger auftreten und hinsichtlich Dauer und Intensität zunehmen. Daher stellt sich die Frage, ob diese Änderungen der Klimausprägung für einige Baumarten, die bisher zum Spektrum eines Standortes gehörten, eine letale Wirkung ausüben. Sind diese Baumarten dann auf bestimmten Standorten künftig auszuschließen?

Da die mittlere Temperatur sich bereits zwischen der Periode 1891–1930 und 1971–2000 im Mittel um knapp ein Grad erhöht hat (Beispiel Hohenpeißenberg, Bayern: Abb. 1) müssten solche Phänomene an den ökologischen Rändern der Baumartenvorkommen bereits sichtbar werden. Das Erkennen ist jedoch nicht trivial, da sich Wasserhaushaltsphänomene und die Begünstigung von Antagonisten durch Wärme komplex überlagern.

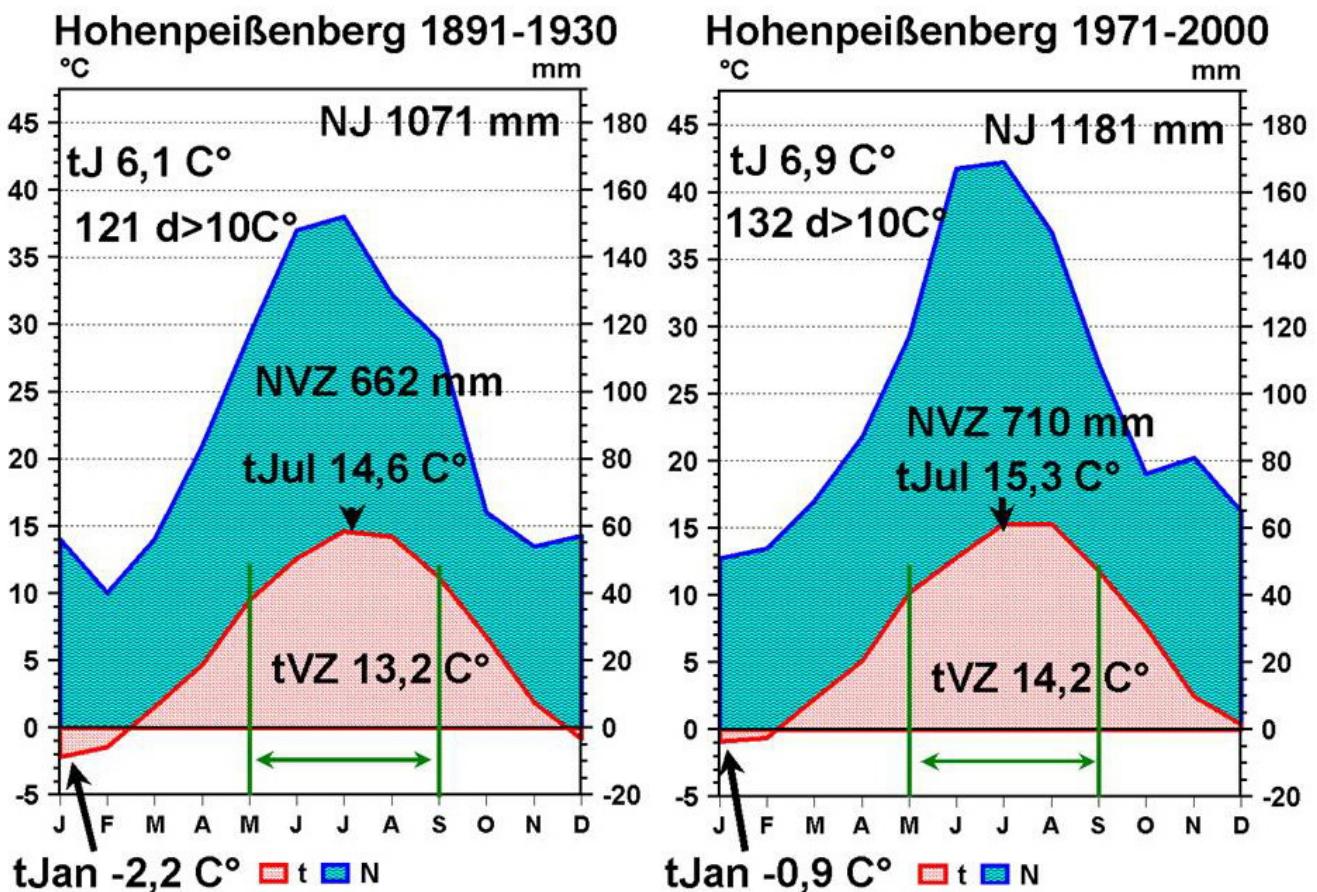


Abb. 1: Klimawandel zwischen der Periode 1891–1930 und 1971–2000 am Beispiel der Station Hohenpeißenberg/Bayern (Daten des DWD) (t_J – mittlere Jahrestemperatur; t_{VZ} – mittlere Temperatur in der forstlichen Vegetationszeit Mai – September; t_{Jan} – mittlere Januartemperatur; t_{Jul} – mittlere Julitemperatur; $d > 10^\circ\text{C}$ – Summe der Tage mit einer Tagesmitteltemperatur über 10°C als Vegetationszeitage; N_J – mittlere Jahresniederschlagssumme; N_{VZ} – mittlere Vegetationszeitniederschlagssumme).

Fig. 1: Climate change between the period 1891–1930 and 1971–2000 using the example of the station Hohenpeissenberg/Bavaria (data from the DWD) (t_J – average annual temperature; t_{VZ} – average temperature during the forestry growing season May–September; t_{Jan} – average January temperature; t_{Jul} – average July temperature; $d > 10^\circ\text{C}$ – sum of days with a daily average temperature greater 10°C as growing season days; N_J – average sum of annual precipitation; N_{VZ} – average sum of precipitation in the growing season).

Die o. a. Beispiele verdeutlichen, dass die bisherigen semiempirischen Definitionen des Standortwasserhaushaltes, verbunden mit einer unvermeidlich subjektiv gefärbten Ansprache und beschränkt auf regionale Wuchsbezirke an Grenzen stoßen. Notwendig ist daher eine überregionale, kausale Klassifikation des Standortwasserhaushalts, die sich stark an einer quantitativen Betrachtung des Wasserhaushalts orientiert. Nur ein solches Klassifikationssystem erlaubt es unter den Bedingungen prognostizierter Klimaänderungen, die Komponenten des Wasserhaushalts im erforderlichen Maße zu dynamisieren und damit die notwendigen Informationen für ein standortsangepasstes und multifunktionales Waldmanagement zu liefern.

5 Perspektiven

Durch die Entwicklung von Desktop-Geoinformationssystemen (GIS) haben die (häufig unterbesetzten) Standortskartierungsgruppen der Länder ein Instrumentarium an die Hand bekommen, das die notwendige Quantifizierung und Dynamisierung von Standortdaten erlaubt. Die Basis bilden hoch auflösende Geländemodelle in 5 m x 5 m bis 20 m x 20 m

Rasterdatensätzen und einer Höhengenaugigkeit im dm- bis m-Bereich. Geostatistisch basierte Programme zur Berechnung des Lückenersatzes bei Waldklimastationen wurden zu räumlichen Interpolationsverfahren für Wetterdaten unter Einbeziehung von Höhenmodellen weiterentwickelt. Mit dieser Methode wurde z. B. in Rheinland-Pfalz ein Klimadatenatz von Tageswerten (Tagesmitteltemperatur, Niederschlag, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit) der Periode 1961–2006 in einer Rasterauflösung von 1 km x 1 km berechnet, für zwei Testgebiete auch in der Auflösung 20 m x 20 m. Im Rahmen der BZE II wurde ein bundesweiter Rasterdatensatz (50 m x 50 m) mit einer Reliefkorrektur der Globalstrahlung erstellt und erste Schritte zur Erzeugung eines Rasterdatensatzes zur Exponiertheit des Reliefs unternommen.

Mit solchen Daten lassen sich bereits einfache Annäherungen an einen quantitativen Wasserhaushalt wie z. B. klimatische Wasserbilanzen berechnen. Diesen einfachen Annäherungen stehen Indikatoren gegenüber, die mit Hilfe numerischer Wasserhaushaltsmodelle abgeleitet werden können (z. B. HAMMEL & KENNEL 2001, FALK et al. 2011, PETERS et al. 2011a, SCHWÄRZEL et al. 2011). Wenn es gelingt, engere Korrelationen zwischen



Abb. 2: Die beiden Aufnahmen zeigen am Beispiel der Eiche, in welchem Spektrum die Bäume auf den Wasserhaushalt reagieren (links: mittlerer Standort auf der Westlichen Hunsrückhochfläche (kolline Stufe, RLP sehr frisch) in ebener Lage; rechts: Sonnenhang am Rhein (Rheinsteig), Oberes Mittelrheintal, RLP äußerst trocken). Das Ausgangsgestein ist auf beiden Standorten Schiefer.

Fig. 2: Using the example of oak, the two pictures show the spectrum of the species's reaction to differences in the water supply (on the left: a typical site on the Western Hunsrück High Plain (colline stage, RLP water regime class 'very fresh') in flat situation; to the right: sunny slope in the Rhine (Rheinsteig), Upper Central Rhine Valley (RLP water regime class 'extremely dry'). The parent rock is slate at both sites.

einfachen Näherungen, vorhandenen Standortskarten und den für stratifiziert repräsentative Gebiete (als Rahmen und Stützgerüst) genau berechneten Indikator herzuleiten, kann ein solcher Indikator relativ einfach, z. B. über Fuzzy-Inference-Systeme (PETERS et al. 2011b) flächenhaft dargestellt werden. Der Maßstab für die Qualität des Indikators sollte eine enge Beziehung zum Oberhöhenwachstum (Bonität) einer Leitbaumart sein. Die Betrachtung von letalen Trockenphasen wäre eine zweite Ebene. Für die Übertragung von Ergebnissen aus komplexen in einfache Wasserhaushaltsberechnungen kann es bereits ausreichen, klimatische Extreme und Mittelwerte zu berechnen, die als Rahmen für eine lineare Interpolation dienen könnten. Um Standorten mit unterschiedlichen nutzbaren Wasserspeicherkapazitäten gerecht zu werden, sollte dieser Indikator in ähnlicher Weise für ein Kollektiv typischer Böden erzeugt werden, die dann ebenfalls als Rahmen und Stützwerte dienen könnten (Abb. 2).

Mit einem solchen Vorgehen könnte der Wasserhaushalt räumlich-differenziert bewertet werden. Das Verfahren erfüllt auch die Anforderungen an eine Dynamisierung von Standortdaten, da die Berechnungen mit prognostizierten Klimawerten im selben Schema erfolgen und mit künftig aktualisierten Klimadaten wiederholt werden könnten.

Notwendig ist auch die Ableitung eines Wasserhaushaltsindex, der eng mit dem Baumwachstum korreliert ist. Der Datenpool dafür liefern Versuchsflächen, Stichprobeninventuren, Baumhöhenmessungen während der Standortkartierung und zukünftig auch Baumhöhen, die über Laserscanning-Verfahren ermittelt werden. Hier ergeben sich interessante Forschungsperspektiven aus der Kombination von prozessorientierter retrospektiver Modellierung des Standortwasserhaushalts und der feinstrukturellen Analyse von Baumringen (vgl. VON WILPERT 1990). Gleichzeitig ist es erforderlich, eine Basis zu erarbeiten für eine einfache Umsetzung solcher Kenntnisse (z. B. über Korrelationstabellen). Dies wird als wesentliche Grundlage dafür angesehen, Modellinformationen zur Wasserdynamik in Standortskarten zur Lösung praktischer Fragestellungen verfügbar zu machen. Dazu werden digitale Standortskarten benötigt, die aber inzwischen in den meisten Bundesländern vorliegen oder erstellt werden, sowie den Willen, die dahinter steckende Klassifikation dynamisch weiter zu entwickeln (ASCHE & SCHULZ 2004, BECK 2009, GAUER 2010).

Modellgestützte Aussagen zur Wasserdynamik erfolgten bislang fast ausschließlich an ebenen bis schwach geneigten und i. d. R. frei entwässernden Waldstandorten. In realen Waldlandschaften hat man es hingegen häufig mit mehr oder weniger stark geneigten Hängen zu tun. Dort bewegt sich das Wasser – zumindest in gewissen Jahreszeiten – nicht vertikal sondern lateral („Hangwasserzug“), Die sich hieraus ergebenden horizontalen Verknüpfungen des Wasserhaushalts von Einzelstandorten ist bislang wegen des hohen

Messaufwandes weder durch empirische Messungen noch modelltechnisch erfasst. Insofern erscheint es lohnenswert, hier künftig verstärkte Forschungsaktivitäten zu entfalten, um quantitative Werte für den lateralen Wassertransport und die häufig damit verbundene Stauwasserdynamik entlang von Catenen abzuleiten. Gerade hier bestehen interessante Schnittstellen zur Abflussbildung und damit zur Erfassung und modelltechnischen Beschreibung des Wasserhaushalts auf der Skalenebene ganzer Einzugsgebiete (z. B. Niederschlags-/Abflussmodelle oder Modelle zur Grundwasserneubildung auf großer Fläche).

Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.
- AK STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme. 6. Aufl., IHW-Verlag, Eching bei München.
- ASCHE, N., SCHULZ, R. (2004): Standortklassifikation mit digitalen Werkzeugen und die digitale Waldtypenkarte in Nordrhein-Westfalen. *Forst & Holz* **59**: 428-431.
- BECK, J., DIETZ, E., FALK, W., KÖLLING, C. (2009): Ein neuartiges, forstliches, digitales Standortinformationssystem – anpassungsfähig an Ansprüche des Nutzers und geänderte Umweltbedingungen. *Berichte der DBG*. <http://www.dbges.de>; Jahrestagung der DBG 2009, Kommission III, Bonn.
- BENINDE, R., HOFFMANN, D., WALLECH, W. (1960): Zur Auswertung ertragskundlicher Erhebungen im Verfahren zur Standortkartierung des Forsteinrichtungsamtes Koblenz. *Allg. Forst- Jagdztg.* **131**: 121-125.
- BORK, H.-R., ROHDENBURG, H., BRANDTNER, W. (1984): Die landschaftsökologische Bewertung von Waldstandorten mit Hilfe multivariat-statistischer Verfahren. *Landschafts-gene und Landschaftsökologie* **9**: 1-146.
- BENECKE, P. (1992): Vorhersagbarkeit der Wasserbindungs- und der Wasserleitfähigkeitsfunktion an bodenkundlichen Substratmerkmalen. – aus DFG: Regionalisierung in der Hydrologie.– *Mitteilgn. XI der Senatskommission für Wasserforschung*, 221-239, VCH, Weinheim.
- BOLTE, A., IBISCH, P.L. (2007): Neun Thesen zu Klimawandel, Waldnaturschutz. *AFZ/Der Wald* **61**: 572-576.
- CALDER, I., HOFER, T., VERMONT, S. & WARREN, P. (2007): Towards a new understanding of forests and water. *Unasylva* **229**: 3-10.
- DIESTER, E. (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwald-bäumen an lehmigen Standorten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **10**: 325-336.
- EDER, W. (1980): Quantifizierung von bodenkundlichen Standortfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortkartierung insbesondere auf Buntsandsteinstandorten der Pfalz. *Mitteilgn. a. Forsteinrichtung u. Waldbau* **23**: 1-263.

- ELLENBERG, H. (1963/1986/1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 1./4./5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1.096 S.
- FALK, W., OSENSTETTER, S., DIETZ, E. (2011): Konzept für ein quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Lufthaushaltes von Waldböden in Bayern. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 93-99.
- FEGER, K.H. (1997/98): Boden- und Wasserschutz in mitteleuropäischen Wäldern. I. Rahmenbedingungen. *Bodenschutz* **2**: 18-23; II. Gefährdungspotentiale und Bewertung. *Bodenschutz* **2**: 134-138; III. Waldbauliche Möglichkeiten und Maßnahmen des technischen Bodenschutzes. *Bodenschutz* **3**: 103-108.
- GAUER, J. (2009): 4.2.1 Böden als Waldstandorte – Handbuch der Bodenkunde 32. Erg.Lfg.06/09, Wiley-VCH, Weinheim.
- GAUER, J. (2010): GIS-gestützte Weiterentwicklung von forstlichen Standortskarten. *AFZ/DerWald* **64**: 32-35.
- HÄNTZSCHEL, J., FRANKE, J., GEMBALLA, R., BERNHOFER CHR. (2006): Forstliche Klimagliederung Sachsens im Klimawandel. *AFZ/Der Wald* **60**: 830-832.
- HAMMEL, K., KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushaltes von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München* **185**: 1-136.
- KÖLLING, C., ZIMMERMANN, L. (2007): Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber Klimawandel. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft* **67**: 259-268.
- KOPP, D., SCHWANECKE, W. (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Grundzüge und Verfahren und Ergebnissen der forstlichen Standortserkundung in den fünf ostdeutschen Bundesländern. DLV-Verlag, Berlin: 248 S.
- KRAUSE, A. (1982): Flußufer-Zonierung und gewässerkundliche Statistik. *Natur und Landschaft* **57**: 341-344.
- KRAUSS, G.A. (1936): Aufgaben der Standortskunde. *Jahresberichte des Deutschen Forstvereins*, Berlin.
- LAATSCH, W. (1969a): Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser – 1. Teil. Leicht durchlässige Standorte. *Forstw. Cbl.* **88**: 257-271.
- LAATSCH, W. (1969b): Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser – 2. Teil. Böden mit vorübergehenden Staunässe (Parabraunerden). *Forstw. Cbl.* **88**: 351-358.
- LYR, H., FIEDLER, H.-J., TRANQUILINI, W. (1992): Physiologie und Ökologie der Gehölze. Gustav Fischer Verlag, Jena. 444 S.
- MICHIELS, H.-G., ALDINGER, E. (2002): Forstliche Standortsgliederung in der badischen Rheinaue. *AFZ/Der Wald* **56**: 811-815.
- MITSCHERLICH, G. (1971): Wald, Wachstum und Umwelt. Zweiter Band: Waldklima und Wasserhaushalt. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.: 365 S.
- PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., CLAUSNITZER, F., BERNHOFER, C., FEGER, K.H. (2011a): Einfluss von Relief, Boden und Bestockung auf den Standortwasserhaushalt. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 101-109.
- PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H. (2011b): Fuzzy-Inference-Systeme zur Regionalisierung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 111-117.
- PILAŠ, I., FEGER, K.H., VILHAR, U., WAHREN A. (2010): Multidimensionality of Scales and Approaches for Forest–Water Interactions. In: BREDEMEIER, M., COHEN, S., GODBOLD, D.L., LODE, E., PICHLER, V., SCHLEPPI, P. (Eds.): *Forest Management and the Water Cycle – An Ecosystem-Based Approach*. *Ecological Studies* 212, Springer, ISBN 978-90-481, (in press).
- PUHLMANN, H., WILPERT, K. (2011): Datenbank hydraulischer Eigenschaften von Waldböden – Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 61-71.
- RAISSI, F., MÜLLER, U., MEESENBURG, H. (2001): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten. *Geofakten* 9: 8 S.
- RAKEI, A.K., RENGER, M., WESSOLEK, G. (1992): Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes im Grunewald (Berlin). *Allg. Forst- Jagdztg.* **163**: 169-171.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., LÜHRTE, A. VON. (1994): Wasserhaushalt und Dickenwachstum von Kiefern (*Pinus sylvestris*) im Raum Berlin. *Allg. Forst- Jagdztg.* **166**: 138-144.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., LÜHRTE, A. VON. (1995): Spektralanalytische Interpretation des langjährigen Wasserhaushalts und der Jahrringbreitenentwicklung von Kiefern. *Forstarchiv* **66**: 199-205.
- SCHÜLER, G. (2006): Identification of flood-generating forest areas and forestry measures for water retention. *Forest Snow Landscape Res.* **80**: 99-114.
- SCHWÄRZEL, K., PETERS, R., PETZOLD, R., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., CLAUSNITZER, F., SPANK, U., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C., FEGER, K.H. (2011): Räumlich-differenzierte Berechnung und Bewertung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern des Mittelgebirges. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 119-126.
- SCHWANECKE, W. (1970): Richtlinie für die Bildung und Kartierung der Standorteinheiten im Hügelland und Mittelgebirge der DDR. VEB Forstprojektierung Potsdam: 98 S.
- WAGNER, I. (1994): Prüfung von Jugend-Alters-Korrelationen im Rahmen von Wasserhaushaltsuntersuchungen an 12 Klonen der Fichte (*Picea abies* L. Karst.) – Abbildung von Höhenwachstum. *Forstw. Cbl.* **113**: 125-136.
- WAGNER, S. (2004): Klimawandel – einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. *Forst & Holz* **59**: 394-398.

- WAHREN, A., SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H. (2007): Identification and model based assessment of the potential water retention caused by changes in land-use. – Proceedings "Integrated Catchment Management for Hazard Mitigation". Sept. 24-26, 2007, Trier.
- WALLESCH, W. (1959): Das Verfahren der Standortserkundung und -kartierung des Forsteinrichtungsamtes Koblenz. Allg. Forst- Jagdztg. **130**: 37-48.
- WILPERT, K. VON (1990): Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. Ein Methodenkonzept zur Erfassung standortsspezifischer Wasserstreßdisposition. Freiburger Bodenkundl. Abh. **24**: 1-222.

submitted: 05.01.2011

reviewed: 23.02.2011

accepted: 16.03.2011

Autorenanschrift:

Dr. Jürgen Gauer
Landesforsten Rheinland-Pfalz
Außenstelle Forsteinrichtung
Südallee 15-19, 56068 Koblenz
E-Mail: juergen.gauer@wald-rlp.de

Prof. Dr. Karl-Heinz Feger und Dr. Kai Schwärzel
Institut für Bodenkunde und Standortslehre, TU Dresden,
Piennner Str. 19, 01735 Tharandt
E-Mail: fegerkh@forst.tu-dresden.de
E-Mail: kai.schwaerzel@forst.tu-dresden.de

Mikrometeorologische, pflanzenökologische und bodenhydrologische Messungen in Fichten- und Buchenbeständen des Tharandter Waldes

Micrometeorological, plant-ecological, and soil-hydrological measurements in stands of spruce and beech in the Tharandt forest

Bernhofer, C., Grünwald, T., Spank, U., Clausnitzer, F., Eichelmann, U., Feger, K.H., Köstner, B., Prasse, H., Menzer, A. & Schwärzel, K.

Abstract

This paper addresses micrometeorological, plant-ecological, and soil-hydrological measurements in stands of spruce and beech as a means to understand the processes. The long-term flux site Anchor Station Tharandt (dominated by 120-year-old spruce) shows the high dynamics of land surface-atmosphere interactions as well as the climatologically relevant effects on turbulent energy flux partitioning, carbon sequestration, and evapotranspiration (ET). Climate, phenology, and fluxes support the idea of dividing the year into an 'active phase' (April–September) and a 'dormant phase' (October–March); carbon sequestration, available energy (net radiation), and sensible heat flux are almost negligible in the dormant season. Only ET shows a significant contribution to the annual budget (25% of the active phase) from interception (evaporation from wetted needles) driven by sensible heat flux from the atmosphere. The interannual variation of the fluxes is generally small (e.g., 500 to 650 gC m⁻² yr⁻¹ of C uptake) even for the severe drought year of 2003 (400 gC m⁻²) or with thinning in 2002. Compared to the beech site, the spruce site – at least in the active season – experienced similar rates of ET but smaller rates of C uptake. Canopy drip was 55% of precipitation at the spruce site. Canopy drip (40%) and stem flow (25%) added up to 65% of canopy precipitation at the beech site. This difference likely explains the generally higher soil moisture at the beech site. As a consequence of this study, models with sufficient complexity are recommended to represent the structural differences of different forest types including their phenophases. For a better representation of forests, e.g., in climate models, land surface-atmosphere interactions must be included.

Keywords: spruce, beech, Tharandt forest, evapotranspiration, interception, carbon sequestration, interannual variability, land surface-atmosphere interactions

Zusammenfassung

Diese Arbeit benutzt mikrometeorologische, pflanzenökologische und bodenhydrologische Messungen als Mittel zum Prozessverständnis. Der langfristige Flussmessstandort Ankerstation Tharandter Wald (von 120-jährigen Fichten dominiert) zeigt die große Dynamik der Landoberflächen-Atmosphären-Wechselwirkungen wie auch ihre Klimaeffekte auf die Verteilung der turbulenten Wärmeströme, die Kohlenstoffsequestrierung und die Evapotranspiration (ET). Klimawerte, Phänologie und

Flüsse unterstützen die Einteilung des Jahres in eine ‚aktive Phase‘ (April–September) und eine ‚Ruhephase‘ (Oktober–März): Kohlenstoffsequestrierung, zur Verfügung stehende Energie (Strahlungsbilanz) und fühlbarer Wärmestrom sind in der Ruhephase praktisch vernachlässigbar. Nur ET zeigt einen signifikanten Beitrag zur Jahresbilanz (25% der aktiven Phase) aus der Interzeption (Evaporation von benetzten Nadeln), die vom fühlbaren Wärmestrom aus der Atmosphäre angetrieben wird. Die zwischenjährige Variation der Flüsse ist im Allgemeinen klein (z. B. 500–650 gC m⁻² yr⁻¹) C-Aufnahme), selbst mit dem starken Dürrejahr 2003 (400 gC m⁻²) oder dem Effekt der Durchforstung 2002. Verglichen mit der Buche erreicht die Fichte – zumindest in der aktiven Periode – ähnliche Werte von ET aber niedrigere bei der C-Aufnahme. Die Kronentraufe beträgt bei der Fichte nur ca. 55% des Niederschlages, bei der Buche summieren sich ca. 40% Kronentraufe und knapp 25% Stammabfluss zu etwa 65% Bestandesniederschlag. Dieser Unterschied erklärt möglicherweise die im Allgemeinen höhere Bodenfeuchte am Buchenstandort. Als Resultat aus dieser Arbeit werden Modelle mit ausreichender Komplexität empfohlen, welche Bestandesstruktur und Phänophasen berücksichtigen. Das ist eine Voraussetzung für eine bessere Berücksichtigung von Wäldern mit ihren Landoberflächen-Atmosphären-Wechselwirkungen, z. B. in Klimamodellen.

Schlüsselwörter: Fichte, Buche, Tharandter Wald, Evapotranspiration, Interzeption, Kohlenstoffsequestrierung, zwischenjährige Variabilität, Landoberflächen-Atmosphären-Wechselwirkungen

1 Einleitung

Langjährige Untersuchungen zur Entwicklung von genutzten Wäldern in Abhängigkeit von den Standortbedingungen gehören zum Standardrepertoire der Forstwissenschaften (BAUMGARTNER 1967). Ziel solcher Untersuchungen sind Erkenntnisse zum standortgerechten Waldbau und der Erhalt der Waldfunktionen wie Holzproduktion und Bodenschutz. In der Vergangenheit konnten die so gewonnenen Erfahrungen gut in die forstliche Praxis übertragen werden. Durch die Klimaänderung, aber auch durch anderen, z.B. wirtschaftlichen, Anpassungsdruck müssen heute vermehrt Modelle herangezogen werden, die den wechselnden Bedingungen im Klima und im Bestandesaufbau Rechnung tragen können (FREER-SMITH et al. 2007). Solche Modelle werden anhand von Messdaten entwickelt und überprüft. Parallel zu den Modellen haben diese Messungen in den letzten Jahrzehnten an Komplexität gewonnen. Sie benutzen Methoden aus vielen Disziplinen und vermitteln ein komplexes Gesamtbild des Zustandes von Wäldern und ihrer Wechselbeziehungen mit

der Landschaft bzw. den Umweltressourcen Boden, Wasser und Luft.

Am Beispiel der langjährigen Untersuchungen der TU Dresden im Tharandter Wald (BERNHOFER 2002) wird hier der Entwicklungsstand der mikrometeorologischen, pflanzenökologischen und bodenhydrologischen Messungen dokumentiert. Dabei werden zunächst die meteorologischen Größen, die Energie- und Kohlenstoffbilanzen sowie der Wasserhaushalt an dem seit den 90-er Jahren intensiv untersuchten fichten-dominierten Standort betrachtet. Danach werden parallele Messungen über zwei Jahre an einem Buchenstandort mit diesen langjährigen Ergebnissen verglichen, um einerseits den Unterschied zwischen Nadel- und Laubwald zu verdeutlichen und um andererseits eine typische Entwicklung aus der forstlichen Praxis – Umbau von Fichten- in Buchenbestände – nachzuvollziehen.

2 Standorte und Messungen

2.1 Untersuchte Fichten- und Buchenstandorte

Die Standorte für die Untersuchungen befinden sich etwa 15 km südwestlich des Zentrums von Dresden im Tharandter Wald. Der Tharandter Wald bildet in den unteren Lagen der Nordabdachung des Erzgebirges ein geschlossenes Waldgebiet von ca. 6.000 ha. Er ist durch überwiegend sanftwellige Geländeformen zwischen 350 und 400 m über NN gekennzeichnet. Im Norden schließt sich das Lommatzsch-Meißner Hügelland und im Osten das tief eingeschnittene Tal der Weißeritz an. Im Südwesten wird das Gebiet durch den Colmnitzbach und im Süden durch den Seerenbach begrenzt.

In diesem Waldgebiet werden seit Ende der 1950er Jahre forstmeteorologische Messungen durchgeführt. Dazu gehörte bereits 1958 ein Messturm auf einer ca. 50 m x 80 m großen Lichtung (dem „Wildacker“), der erst in den späten 1990er Jahren aus Sicherheitsgründen abgebaut werden musste. In der Nähe des Wildackers wurde 1990 im geschlossenen Bestand ein neuer Stahlgerüstturm im Bereich des sog. „Ökomessfeldes“ in der Forstabteilung 236 errichtet. Wegen der Langfristigkeit der Untersuchungen spielte die für die technische Erschließung und Zugänglichkeit günstige Lage eine Rolle. Seit 1996 werden beide Standorte (Wildacker mit Messungen im Freiland über Gras; Ökomessfeld mit 42 m Messturm im Fichtenbestand) zur Bezeichnung „Ankerstation Tharandter Wald“ zusammengefasst. An diesem Beispiel werden die klassischen und die neuen Methoden zur messbasierten Analyse forstlicher Standorte erläutert. Von den übrigen Messstationen im Untersuchungsgebiet wird der Buchenstandort „Buchhübel“ herangezogen; für einen Gesamtüberblick aller Stationen in und um den Tharandter Wald wird auf die Internetinformationen der Professur Meteorologie (TU Dresden) verwiesen.

Der Untersuchungsstandort der Ankerstation Tharandter Wald befindet sich auf der Hochfläche mit einer durchschnittlichen Höhe von 375 m und ist mit einem älteren Fichtenbestand bestockt. Innerhalb des bewaldeten Untersuchungsgebietes im Umkreis des Messturms mit einem Radius von 0,5 km (78,5 ha), welches 36 Waldparzellen umfasst, nehmen nach MELLMANN et al. (2003) Nadelbäume eine Fläche von 87 % ein, weitere 13 % bestehen aus Laubwald. 72 % der Gesamtfläche sind von der Gemeinen Fichten (*Picea abies*) bestanden, wovon etwa die Hälfte ein Bestandesalter von mindestens 80 Jahren aufweist. Außerdem kommen die Europäische Lärche

(*Larix decidua*), die Douglasie (*Pseudotsuga douglasii*) und die Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*) vor. Laubbaumvertreter sind die Gemeine Birke (*Betula pendula*) und die Rotbuche (*Fagus sylvatica*). Teile der untersuchten Fläche sind von manchmal sehr dichtem Unterwuchs bedeckt. Überschirmungsgrad und Bodenbewuchs wurden parzellenweise geschätzt und ergaben für das Untersuchungsgebiet mittlere Werte von 73 % bzw. 56%. Die Bestandesparameter wurden von MELLMANN et al. (2003) 1999 in Abhängigkeit von der typischen Quellfläche der Flussmessungen abgeschätzt und sind in Tab. 1 angegeben. Sie sind durch entsprechende Werte für den Buchenbestand ergänzt.

Die Werte in Tab. 1 werden durch den Altfichtenbestand auf der den Messturm umgebende Parzelle dominiert. Er wurde 1887 durch Plätzeaat begründet (FRÜHAUF 1998). In einem Auslichtungsversuch wurde der Bestockungsgrad seit den 1990-er Jahren gezielt verringert (24 Plots mit einer Plotgröße von 30 m x 40 m, davon 12 mit unterschiedlicher Auflichtung und 12 Kontrollplots). In den aufgelichteten Plots wächst Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) bzw. in sechs Plots als Voranbau Rotbuche. In den Plots mit hohem Bestockungsgrad gibt es dagegen wenig Unterwuchs. Im April 2002 fand an der Ankerstation Tharandter Wald und im Umfeld eine – für dieses Bestandesalter typische – Durchforstung statt, die die Baumzahl um ca. 30 % und die Biomasse um ca. 20 % reduzierte, im Januar 2007 kam es 300 m in Richtung WSW zu einem Windbruch von 2 ha.

Der Buchenstandort „Buchhübel“ befindet sich nahe einer Basaltkuppe (Landberg, 386 m über NN) im Norden des Tharandter Waldes. Die Messstation wurde 2005 in einem autochthonen Buchenbestand (durchschnittliches Alter ca. 100 Jahre) errichtet. Zwischen April 2006 und Oktober 2008 wurden von einem 37 m hohen Messturm mikrometeorologische Messungen durchgeführt. Die Bestandeshöhe (ca. 30 m) und die Bestandesgrundfläche (30 bis 35 m² ha⁻¹) waren an beiden Standorten ähnlich, die laubabwerfenden Buchen verfügten aber nur über einen Blattflächenindex von ca. 4 gegenüber von ca. 7 bei den immergrünen Fichten. Beim Sturm „Kyrill“ im Januar 2007 kam es am Buchen- und Fichtenstandort zu Schäden, meist jedoch nicht in Turmnahe. Der Unterwuchs am Buchhübel ist von Vorblüherern mit einer kurzen aktiven

Tab. 1: Bestandesparameter an der Ankerstation (1999, Fichte) in Abhängigkeit von der typischen Quellfläche der Flussmessungen (nach MELLMANN et al. 2003) und an der Station Buchhübel (2007, Buche, nach SPANK 2010).

Tab. 1: Stand parameters for the typical footprint of flux measurements at the Anchor Station (1999, spruce, according to MELLMANN et al. 2003) and at the Buchhübel site (2007, beech, according to SPANK 2010).

	Fichte (1999)	Buche (2007)
Bestandesalter [Jahre]	108	ca. 100
Bestandeshöhe [m]	26,5	30
Bestandesdichte [n ha ⁻¹]	477	331
Mittlerer Brusthöhen- durchmesser [cm]	33	35
Blattflächenindex [m ² m ⁻²]	7,6	3,9
Bestandesgrundfläche [m ² ha ⁻¹]	35,8	30,9

Periode im April charakterisiert. Nach vollem Laubaustrieb im Mai reduzierte sich der Unterwuchs wieder.

Der Fichtenbestand stockt auf schwach podsoligen, mäßig pseudovergleyten Braunerden aus Schuttlehm oder aus Schutt führendem Lehm jeweils über tiefem Lehmschutt aus Lösslehm und Quarzporphyr. Der Buchenbestand stockt hauptsächlich auf schwach podsoligen Pseudogley-Braunerden aus Fließ-Lehmschluffgrus über tiefem Grus aus Rhyolith und Lösslehm und auf schwach podsoligen Braunerden aus Fließ-Sandschluffschutt über Fließ-Schutt aus Sandstein, Lösslehm und Basalt. Detaillierte Informationen zu den Böden finden sich in FEGER et al. (2008) und in SCHWÄRZEL et al. (2009).

Der wichtigste Unterschied zwischen buchen- und fichtendominierten Wäldern ist der regelmäßige vollständige Laubfall bei der Rotbuche, während die immergrüne Fichte mehrere physiologisch aktive Nadeljährgänge gleichzeitig aufweist (SCHMIDT-VOGT 1977). Diese unterschiedliche zeitliche Dynamik macht sich in allen Größen bemerkbar, vom Bestandesklima (MAYER et al. 2002) bis zum Wasserhaushalt. Hier werden die Wasser- und Kohlenstoffflüsse betrachtet. Ein guter Indikator für die aktive Phase der Bestände sind die phänologischen Phasen Laubtrieb, Laubverfärbung und Blattfall bei der Buche bzw. Maitrieb bei der Fichte. Sie sind in Tab. 2 im Vergleich mit langjährigen Messungen (Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1962) am Internationalen Phänologischen Garten in Hartha (am östlichen Rand des Tharandter Waldes) zusammengefasst. Der Abstand zwischen Laubaustrieb und Laubfall („Vegetationsperiode der Buche“) war 2006 um 6 Tage und 2007 um 10 Tage gegenüber dem langjährigen Mittel vergrößert. Eine Veränderung, die in den letzten Jahren häufig auftritt und mit dem Klimawandel in Verbindung gebracht wird (MENZEL et al. 2005).

Tabelle 3 zeigt die deutlichen Unterschiede in den meteorologischen Bedingungen zwischen der aktiven und der Ruheperiode, die hier grob mit dem Sommerhalbjahr (April bis September) und dem Winterhalbjahr (Oktober bis März)

gleichgesetzt werden. Die entscheidenden Steuergrößen für Verdunstung und Kohlenstoffhaushalt (Strahlung, Temperatur und Sättigungsdefizit) sind in beiden Jahreshälften völlig unterschiedlich, während die Windgeschwindigkeit im Winter nur etwas höher ausfällt und der Niederschlag etwas geringer. Dieser Unterschied in den steuernden Größen erlaubt es uns, die beiden meteorologischen Jahreshälften als aktive bzw. Ruheperiode anzusprechen. Das gilt aber nur vereinfachend: Ohne ausreichende Wasserversorgung (z. B. im Sommer 2003 und 2006) kommt es auch im Sommerhalbjahr zu Einschränkungen der Aktivität im Sommerhalbjahr. Der Winterniederschlag wurde bei Schnee mit täglicher Auflösung manuell erfasst, ab Anfang 2000 mit Hilfe einer Niederschlagswaage bei zehnmütiger Auflösung.

2.2 Messungen

Klassische Verfahren zur objektiven Analyse forstlicher Standorte untersuchen vor allem den Waldzustand, aber auch Boden und Klima als Zustandsgröße (eher statische Betrachtung). Neue Verfahren betrachten auch die Wechselbeziehungen zwischen Wald und Umwelt (eher dynamische Betrachtung). Dazu werden die Energie- und Massenflüsse zwischen Vegetation, Boden und Atmosphäre, aber auch zwischen den Organen der Pflanze oder Bereichen des Bestandes erhoben (eine Pionierarbeit dazu ist BAUMGARTNER 1956). Diese Flüsse sind in der Regel an Transportmedien wie Wasser und Luft gebunden. Daher werden Stofftransporte oft über den Wassertransport (z. B. im Boden) oder den turbulenten Luftaustausch gemessen. Nachdem Modelle mit Hilfe dieser Messungen entwickelt, parametrisiert, angetrieben und schließlich auch überprüft werden, müssen die Ansprüche der Modelle berücksichtigt werden. Das betrifft z. B. die räumliche oder zeitliche Auflösung der Daten.

Die Messungen und ihre räumliche Anordnung sind in Abbildung 1 exemplarisch für die Ankerstation Tharandter Wald angegeben. Die Datenerhebung konzentriert sich auf drei Bereiche: erstens über dem Bestand (Flüsse von Strahlung,

Tab. 2: Phänologische Beobachtungen an den Buchen- und Fichtenbeständen (2006 und 2007) im Vergleich mit den langjährigen Beobachtungen am Internationalen Phänologischen Garten in Hartha (Ortsteil von Tharandt).

Tab. 2: Phenological observations of beech and spruce stands (2006 and 2007) compared to long-term observations at the International Phenological Garden in Hartha (part of the community of Tharandt).

Standort, phänologische Phase	2006	2007	Mittelwert und Standardabweichung
Buche (Phänol. Garten) Laubaustrieb Laubverfärbung Laubfall	29. April 19. Oktober 28. Oktober	18. April 30. September 21. Oktober	03. Mai ± 7 Tage 11. Oktober ± 7 Tage 26. Oktober ± 6 Tage
Buche (Buchhübel) Laubaustrieb Ca. 90% belaubt Laubverfärbung Start Höhepunkt Laubfall Allgemeiner Laubfall Ca. 90% entlaubt	23. April 03. Mai 23. Oktober 28. Oktober 01. November 23. November	13. April 20. April 01. Oktober 15. Oktober 22. Oktober 08. November	
Fichte (Ankerstation) Maitrieb	06. Mai	26. April	

Impuls, turbulenter Wärme, Wasserdampf und CO₂, sowie Niederschlag), zweitens im Stammraum (Strahlungsflüsse, Bestandesniederschlag) und drittens im Boden (Bodenwärmestrom, -temperatur, -wassergehalt und -saugspannung). Daneben werden Profilmessungen von Strahlung (PAR, Photosynthetically Active Radiation), Wind, Temperatur, Luftfeuchte und CO₂-Konzentration durchgeführt. Die zeitliche Auflösung der Messungen ist typischerweise 10s, die zu 10 min Werten gemittelt werden. Die Messung der turbulenten Ströme von fühlbarer Wärme, Wasserdampf und CO₂ wird mittels Eddykovarianz (EC) nach europäischem Standard (AUBINET et al. 2000) durchgeführt. Dabei werden aus hochfrequente Messungen (20–25Hz) der turbulenten Fluktuationen in der Atmosphäre halbständigen Flüsse berechnet. Die Transpiration wird darüber hinaus an mindestens 8 repräsentativen Bäumen mittels Xylem-Saftflussmethode erfasst (GRANIER 1987, KÖSTNER 2001) und ebenfalls zu 30 min-Werten zusammengefasst.

Die zweite, hier zum Vergleich herangezogene Messstation Buchhübel wurde 2005 errichtet. Zwischen April 2006 und Oktober 2008 wurden Turbulenz- und Strahlungsmessungen über dem Bestand durchgeführt. Prinzipiell war die Messkonfigurationen zur Bestimmung der Wasser- und Energiebilanzkomponenten am Buchhübel der an der Ankerstation sehr ähnlich. Lediglich die Art des eingesetzten Eddy-Kovarianz-Messsystems (EC-System) zur Bestimmung der turbulenten Flüsse musste aufgrund der netzunabhängigen (vor allem solaren) Stromversorgung am Buchhübel verändert

werden. So wurde anstelle eines Closed-Path-EC-Systems (Ankerstation) ein Open-Path-EC-Systems eingesetzt (siehe z. B. LEUNING & JUDD 1996). Alle anderen Messungen betreffend Strahlung, Transpiration, und Bodenfeuchte erfolgten jedoch mit den gleichen Gerätetypen und Messmethoden. Zusätzlich wurde an den Buchen noch der Stammabfluss an drei (zeitweilig an vier) repräsentativen Bäumen bestimmt. Zum Einsatz kam dabei eine Messkonfiguration nach REYNOLDS und HENDERSON (1967), wo mittels spiralförmiger Manschetten das am Stamm ablaufende Wasser aufgefangen und in Sammelfässer eingeleitet wird. In diesen werden dann der Füllstand und somit die Menge des Stammablaufs mittels Drucksonden bestimmt. Da bereits Niederschlagsereignisse > 15 mm einen Stammabfluss von mehr als 100 l zur Folge haben können, wurden die Sammelfässer mit automatischen Entleerungen versehen, die in regenfreien Perioden arbeiten. Nach einem Teilabbau des Turmes (Oktober 2008) mussten die Messungen zum turbulenten Austausch eingestellt und die Messungen die Strahlungskomponenten eingeschränkt werden. Alle übrigen Messungen insbesondere von Bestandesniederschlag und Transpiration sind aber bis heute in Betrieb. Detaillierte Angaben zur Station Buchhübel (Buchenbestand) und den an diesem Standort gewonnenen Ergebnissen finden sich in SPANK (2010).

Die Messungen werden darüber hinaus in Tab. 4 den Fragestellungen, einzelnen Messgrößen und den dafür verwendeten Messmethoden zugeordnet. Außerdem sind exemplarische

Tab. 3: Charakterisierung des Untersuchungszeitraums 1996 bis 2010 durch Tagesmittelwerte (Messsturm, 42 m) von kurzweiliger Einstrahlung Rg, Lufttemperatur Tair, Sättigungsdefizit der Luft VPD, Windgeschwindigkeit WS sowie durch Summen des Niederschlags P (Freifläche Wildacker, 1 m) an der Ankerstation (Winterhalbjahr Oktober bis März, Sommerhalbjahr April bis September). Minimum und Maximum der Reihen sind hervorgehoben.

Tab. 3: Characterization of the study period 1996 to 2010 in terms of mean daily values (tower, 42 m) of solar radiation Rg, air temperature Tair, vapor pressure deficit VPD, wind speed WS, and precipitation totals P (for the clearing 'Wildacker', 1 m) at the Anchor Station (Wi = winter half-year October–March, So = summer half-year, April–September). Minimum and maximum are indicated.

Jahre	Rg [MJ m ⁻² d ⁻¹]		Tair [°C]		VPD [hPa]		WS [m s ⁻¹]		P(Freiland) [mm]	
	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So
96/97	4.8	16.7	2.5	13.7	1.6	5.5	3.4	3.1	295	385
97/98	5.0	15.5	3.5	14.0	2.0	5.3	3.8	3.2	378	458
98/99	4.6	16.2	2.5	14.8	1.6	5.8	3.8	3.0	490	435
99/00	4.3	16.7	3.0	14.7	1.4	6.3	4.0	3.0	504	333
00/01	4.8	15.2	4.1	13.6	2.0	5.2	3.4	3.2	334	479
01/02	5.3	15.4	3.9	14.6	2.1	5.3	3.8	2.9	420	625
02/03	5.0	17.8	1.8	15.7	1.5	7.8	3.3	3.0	437	230
03/04	5.0	16.0	2.5	13.8	1.7	5.5	3.7	3.1	359	419
04/05	5.2	16.5	2.5	14.3	1.6	6.0	3.6	2.8	487	428
05/06	5.3	17.1	1.5	15.3	1.4	6.7	3.4	2.9	399	359
06/07	5.2	17.0	6.0	15.0	1.9	5.6	3.8	3.0	396	506
07/08	5.2	16.6	3.5	14.3	1.7	5.2	3.5	2.8	383	430
08/09	4.8	17.4	2.7	15.4	1.5	6.0	3.2	2.9	403	427
09/10	5.2	16.0	2.0	14.0	1.6	5.4	3.2	2.9	408	665
Mittel	5.0	16.4	3.0	14.5	1.7	5.8	3.6	3.0	407	441
Jahreswert	10.7		8.8		3.8		3.3		848	

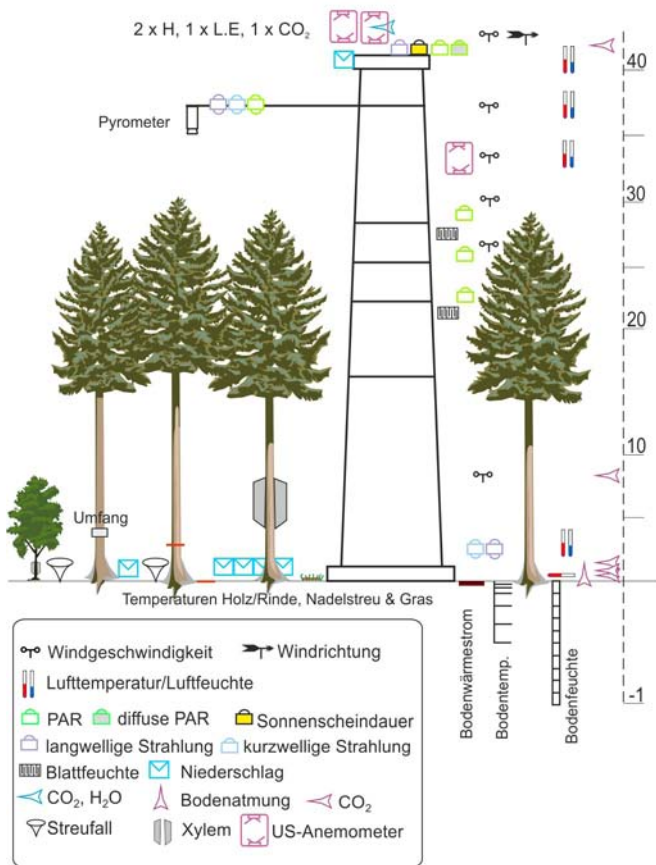


Abb. 1: Prinzipische Messanordnungen am Standort Ankerstation (Fichte) im Tharandter Wald, Stand 2010. Bildleiste rechts (von oben nach unten): Ultraschallanemometer in 42 m ü. Gr., Messturm mit oberster Messplattform und Strahlungsarm, Xylem-Saftflussmessungen und Dendrometermessungen, Doppelrinne (je 4 m lang) und Messfass für den durchtropfenden Niederschlag, offene Bodengrube mit Bodenfeuchtemessfeld.

Fig. 1: Schematic of the measurements at the Anchor Station (spruce) in the Tharandt forest, as of 2010. Pictures at the right (starting at the top): Ultrasonic anemometer 42 m above ground, tower with topmost platform and radiation boom, xylem sapflow measurements and dendrometer measurements, double trough (length 4 m each) and measurement vessel for canopy drip, open soil pit with measurements of soil moisture.

Anwendungen der so gewonnenen Daten angegeben, für die das hier vorgestellte Messkonzept konzipiert ist. z. B. erlaubt die getrennte Messung der Verdunstungskomponenten Transpiration, Evaporation und Interzeption eine prozessgerechte Modellierung der Evapotranspiration und damit eine korrekte Berücksichtigung der Bestandesstruktur in einem Wasserhaushaltsmodell.

An der Ankerstation Tharandter Wald begannen die Flussmessungen mittels EC Ende März 1996; seit Herbst 1996 liegen durchgängige Reihen vor. Fehlende Werte (im Schnitt 8 % der Einzelwerte) oder Zeiten mit geringer Turbulenz (vor allem nachts, 21 % der Einzelwerte) wurden auf Halbstundenbasis nach anerkannten Verfahren ergänzt (GRÜNWARD & BERNHOFER 2007). Diese Daten stehen über Datenbanken (des ‚Carbo-Europe Integrated Project‘ = CEIP und der globalen Initiative FLUXNET; siehe BALDOCCHI et al. 2001) zur Verfügung. Aus dieser Kooperation sind etwa 60 Publikationen mit einem Koautor aus dem Autorenteam dieses Artikels und etwa 150 andere Publikationen entstanden, die diese Daten nutzen (Stand 2010).

Durch das Interesse an der potentiellen Kohlenstoffsenske von Wäldern stehen heute global zahlreiche Standorte zur Verfügung, die vergleichbare Messungen durchführen (BALDOCCHI et al. 2001), wenn auch nur an wenigen über so lange Zeit und vor allem in der gleichen Komplexität. Diese Messungen sind die Grundlage für wichtige Untersuchungen zum globalen Kohlenstoff- und Wasserhaushalt (z. B. BEER et al. 2009, LASSLOP et al. 2010, TEULING et al. 2010).

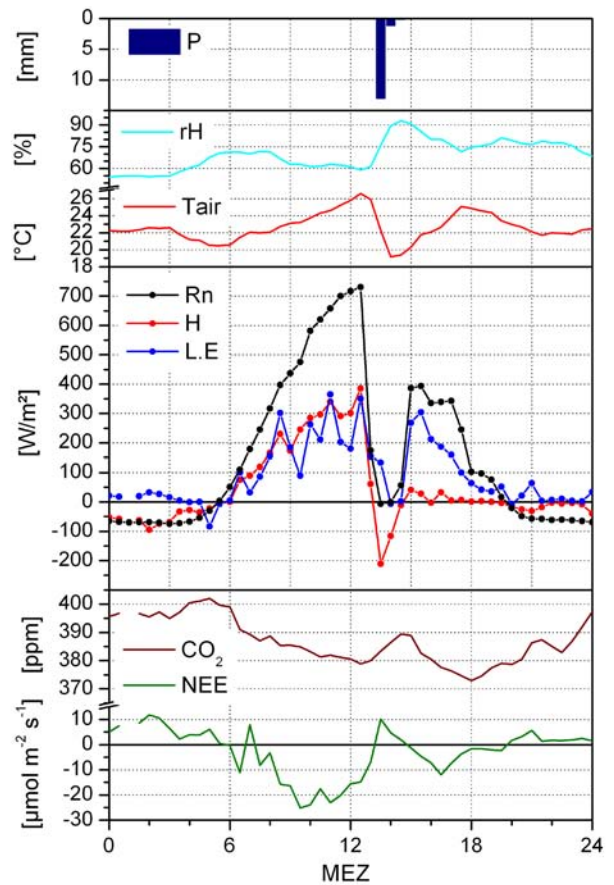


Abb. 2: Tagesgang der Energie- und Kohlenstoffflüsse und ihrer meteorologischen Einflussgrößen an der Ankerstation Tharandter Wald (Fichte), 4. Juli 1999.

Fig. 2: Diurnal course of energy and carbon fluxes and relevant meteorological drivers at the Anchor Station Tharandt (spruce), 4 July 1999.

Tab. 4: Messbasierte Standortinformationen (Fragestellungen, Messgrößen, Messmethoden und exemplarische Anwendungen), wie sie an der Ankerstation (Fichte) und der Station Buchhübel (Buche) gewonnen werden.

Tab. 4: *Measurement-based site information (objectives, measured quantities, measurement methods and example applications), as applied at the Anchor Station (spruce) and the Buchhübel Station (beech).*

Fragestellung	Teilaufgaben (gemessene Größe)	verwendete Messmethoden	Anwendung
Hintergrundinformation	Klimagrößen: R _g , T _{air} , VPD, WS, P, ...	Standardmeteorologie (Messstation auf Freifläche bzw. Messungen über der Krone)	Klimazuordnung, Modell- antrieb
Energieangebot	Strahlungsbilanz R _n	4 Komponenten- Pyrradiometer	Parameterbestimmung (Albedo); Modellanpassung, -validierung; Bestimmung der zur Verfügung stehenden Energie AE=R _n - G - J _i
	Bodenwärmestrom G	Bodenwärmestromplatten	
	Speicheränderung J _i	Profile (T _{air} , VP), Tempera- tur der Biomasse	
Wasserdargebot	Bestandesniederschlag	Regenrinne im Bestand	Bestimmung des zur Verfügung stehenden Nie- derschlagswassers AP=P _c + P _s = P - I
	Stammabfluss	Stammmanschetten	
Verdunstung	Gesamtverdunstung ET	Eddykovarianz EC: Ultra- schallanemometer mit H ₂ O-Gasanalyator	Direktmessung bei ausrei- chender Turbulenz (ca. 80% aller 30-min-Werte)
	Transpiration T	Xylemsaftfluss	Modellierung, Validierung pflanzenphysiologischer Modelle
	Interzeption I	I=P _c - P _s	Modellierung, Validierung von Interzeptionsmodellen
	Evaporation E(T) _s	TDR, Tensiometer	Bodenfeuchte- und Saugspannungsverlauf; Modellierung, Validierung Bodenwassertransport- modellen
Kohlenstoffhaushalt	Nettoprimärproduktion NEP bzw. Nettokohlenstoffhaus- halt NEE (NEP = - NEE)	Eddykovarianz EC: Ultra- schallanemometer mit CO ₂ -Gasanalyator	Direktmessung bei ausrei- chender Turbulenz (ca. 80% aller 30-min-Werte) inkl. Speicheränderung
		CO ₂ -Profile	
	Gesamtatmung TER	Bodenkammern, Modellie- rung aus EC bei Nacht	Modellierung, Validierung von Wachstumsmodellen; Vergleich mit Inventuren
	Bruttoprimärproduktion GPP	GPP= - NEE + TER	

3 Ergebnisse langjähriger Messungen

In diesem Abschnitt wird zunächst der Fichtenstandort mit seinen langjährigen Messungen betrachtet. Dabei soll die Dynamik und damit auch die Relevanz der Landoberflächen-Atmosphären-Wechselwirkung am Beispiel eines Tagesganges der Energie- und Stoffflüsse deutlich gemacht werden (Abschnitt 3.1). Danach werden die Jahressgänge (der Komponenten der Energie-, Wasser- und Kohlenstoffhaushalte) von Beispielsjahren dargestellt, um typische Reaktionen auf atmosphärische Antriebe (wie Trockenepisoden) zu zeigen (Abschnitt 3.2). Es folgt die Darstellung und statistische Analyse der Halbjahreswerte exemplarischer Bilanzkomponenten, um die zwischenjährliche Variabilität zu verdeutlichen (Abschnitt 3.3). Am Ende des Kapitels steht der Vergleich zwischen dem Buchen- und Fichtenstandort auf Basis der zwei exemplarischen Vegetationsperioden 2006 und 2007.

3.1 Tagesgänge

Die große zeitliche Auflösung der mikrometeorologischen Messungen erlaubt es, Landoberflächenprozesse detailliert nachzuvollziehen. In Abbildung 2 wird das beispielhaft anhand eines Gewitterdurchzugs demonstriert. Bis knapp nach 12:00 haben war der 4. Juli 1999 ein schöner Sommertag. Die Temperatur erreicht 26°C, die relative Feuchte ist um 60%, die Strahlungsbilanz übersteigt 700 W m⁻² und beide turbulenten Wärmeströme steigen in etwa parallel an (das Bowenverhältnis $\beta = H/L.E$ ist ca. 1). Der Nettokohlenstoffstrom aus der CO₂-Aufnahme erreicht fast -25 μmol m⁻² s⁻¹, die CO₂-Konzentration sinkt in der labil geschichteten Atmosphäre auf 380 ppm. Der Durchzug des Gewitters ändert alle Messdaten drastisch: Die Temperatur sinkt auf 19°C, die relative Feuchte steigt auf 90%, die Strahlungsbilanz ist für eine Stunde etwa 0 W m⁻². Der latente Wärmestrom kann zwar während des Gewitters

nicht zuverlässig bestimmt werden, danach erreicht er aber Werte wie vor dem Ereignis. Der fühlbare Wärmestrom kehrt sich um und ist jetzt zum Bestand gerichtet. Damit treibt die Zufuhr fühlbarer Wärme aus der Atmosphäre die Verdunstung (vor allem Interzeptionsverdunstung) an! Das Bowenverhältnis wird somit zunächst negativ, wird aber später (mit zunehmender Abtrocknung) leicht positiv. Der Nettokohlenstoffstrom (Summe aus CO₂-Aufnahme und Respiration) wird kurzzeitig positiv. Dabei steigt die CO₂-Konzentration in der stabil geschichteten Atmosphäre bis auf 390 ppm an. Danach beruhigt sich der Tag und der Nettokohlenstoffstrom erreicht gegen 16:00 Uhr noch -10 μmol m⁻² s⁻¹.

Das Beispiel zeigt die enorme kurzzeitige Dynamik in den Landoberflächen-Atmosphäre-Wechselwirkungen, die auch vom Typ der Landoberfläche selbst abhängt und z.B. bei einer Wiese deutlich anders ausfallen kann. Es macht deutlich, welchen Herausforderungen z.B. die Wettervorhersage gegenübersteht, wenn sie versucht, diese Rückkopplungen mit der Landoberfläche zu berücksichtigen. Eine Bildung von Ensemblmitteln (wie in BERNHOFER et al. 2003) verwischt diese Zusammenhänge. Für die Beurteilung der langfristigen Lebensbedingungen von Wäldern ist jedoch die Statistik des Wetters und damit das Klima mit seinen Perioden, Trends und Extremen entscheidend.

3.2 Jahresgänge

Die täglichen Werte der Energiebilanzkomponenten werden im Jahresgang in Abbildung 3 für den Fichtenbestand und das Beispielsjahr 2006 dargestellt. Im Frühjahr und Herbst dominiert der latente Wärmestrom (β zwischen 0 und 1), im Sommer sind beide turbulenten Wärmeströme etwa gleich (β um 1) und im Winter wird die Energie für die Verdunstung fast ausschließlich aus dem fühlbaren Wärmestrom zur Verfügung gestellt (β negativ). Häufig handelt es sich dabei um eine ‚Interzeptionsoase‘: Der benetzte Bestand wird von relativ warmer Luft mit ausreichendem Sättigungsdefizit umspült und verdunstet trotz fehlendem Strahlungsangebot. Im Beispielsjahr 2006 ist außerdem deutlich eine Trockenperiode erkennbar, die Mitte Juni begann und Ende Juli endete. Die Verdunstungseinschränkung beginnt offenbar nach etwa 3 Wochen um den 192. Tag (11. Juli). In dieser Zeit ist das Bowenverhältnis deutlich über 1.

Der Jahresgang der Kohlenstoffflüsse ist in Abbildung 4 dargestellt. Nach einem langen Winter mit Schneedecke setzt erst im April 2006 die Nettokohlenstoffaufnahme ein, erreicht mit einer Monatssumme von ca. 100 g C m⁻² im Mai/Juni den Höhepunkt und geht im milden Herbst 2006 erst allmählich wieder auf Null zurück. Lediglich die Nettokohlenstoffbilanz der Wintermonate ist typischerweise negativ: Der Verlust

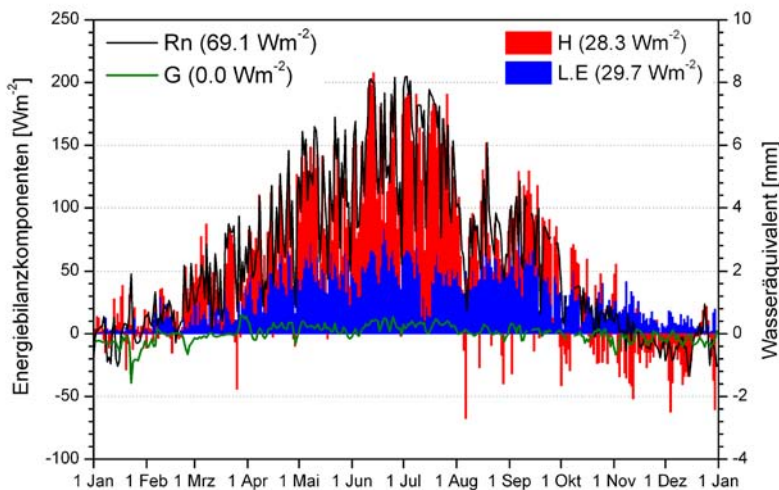


Abb. 3: Jahresgang der Tagesmittelwerte der Energiebilanzkomponenten und deren jährliche Mittelwerte an der Ankerstation Tharandter Wald (Fichte), Beispielsjahr 2006.

Fig. 3: Annual course of daily means of the energy budget components (including annual mean values) at the Anchor Station Tharandt (spruce), example year 2006.

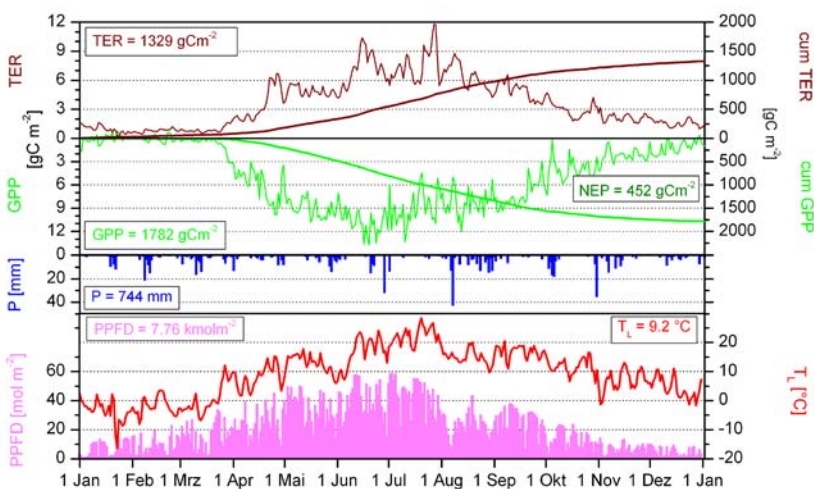


Abb. 4: Jahresgang der Komponenten des Kohlenstoffhaushaltes und ihrer meteorologischen Einflussgrößen an der Ankerstation Tharandter Wald (Fichte), Beispielsjahr 2006.

Fig. 4: Annual course of carbon budget components and relevant meteorological drivers at the Anchor Station Tharandt (spruce), example year 2006.

durch die Atmung übersteigt im Winter den geringen Gewinn an den wenigen Tagen mit ausreichendem Strahlungsangebot bei höheren Temperaturen. Klar ist zu erkennen, dass die Bruttoproduktion der Strahlung (Photosynthetic Photon Flux Density, PPFD) folgt, während die Atmung durch die Temperatur bestimmt wird. Auch der Rückgang der Produktion durch Wassermangel in der zweiten Julihälfte ist zu erkennen. Die Jahreswerte für NEP (Net Ecosystem Productivity), TER (Total Ecosystem Respiration) und GPP (Gross Primary Productivity) sind mit 500, 1300 bzw. 1800 g m⁻² typisch für den Fichtenbestand. Damit hat er im europäischen Vergleich eine mittlere bis hohe Kohlenstoffaufnahme (BERNHOFER et al. 2003).

3.3 Langjährige Variabilität

Die durchgängigen, lückengefüllten Reihen der Flüsse an der Ankerstation Tharandter Wald wurden nach Sommer- und Winterhalbjahr getrennt ausgewertet (Abb. 5). Typischerweise werden die Jahresbilanzen durch das Sommerhalbjahr vollständig dominiert. Die Nettokohlenstoffaufnahme zwischen Oktober und März ist nahe Null und der latente Wärmestrom erreicht etwa 30% des Wertes zwischen April und September. Der fühlbare Wärmestrom und die zur Verfügung stehende Energie AE sind im Winterhalbjahr jeweils etwa 15% der Werte des Sommerhalbjahres. Generell lässt sich der Jahreswert (Oktober–September) mit einer erklärten Varianz von ca. 80% – 95% aus dem Sommerhalbjahr ableiten, nur beim fühlbaren Wärmestrom ist die erklärte Varianz mit 45% deutlich niedriger. Die langjährige Variabilität ist trotz extremer Einzeljahre (z. B. Dürre 2003) oder Beeinflussung durch das Management des Standortes (Auflichtung 2002 im Fichtenbestand) gering. Jahreswerte von 570 g C m⁻² NEP, 440 mm

Verdunstung (mittlerer Energiefluss 35 W m⁻²) und 25 W m⁻² fühlbarer Wärmestrom (Wasseräquivalent 350 mm) sind typisch. Die geringste relative Streuung der Jahreswerte gab es bei AE mit ca. ±10 W m⁻² um den Mittelwert von 65 W m⁻² (Wasseräquivalent 830 mm).

Abbildung 5 verdeutlicht die unerwartete Stabilität der Flüsse aus den einzelnen Halbjahren und steht im Kontrast zur großen zwischenjährlichen Variabilität am landwirtschaftlichen Standort im gleichen Gebiet (PRESCHER et al. 2010). Gleichzeitig ordnen sich die beiden Sommerhalbjahre 2006 und 2007 gut in die 14-jährige Statistik ein, die später für den Vergleich mit dem Buchenstandort herangezogen werden. Damit kann der Nachteil der kurzen Reihe am Buchenstandort etwas kompensiert werden.

3.4 Vergleich zwischen buchen- und fichtendominierten Wäldern

Abbildung 6 zeigt den Vergleich der Wasserhaushaltskomponenten in der Vegetationsperiode zwischen Fichten- und Buchenstandort basierend auf gefilterten EC-Daten: 2006 ist die Gesamtverdunstung zwischen Mai und September an beiden Standorten mit 360 mm (Fichte) bzw. 340 mm (Buche) fast gleich, ähnlich verhält es sich 2007 mit 400 mm (Fichte) bzw. 370 mm (Buche). Die Transpiration (Krone plus Unterwuchs, inkl. Evaporation vom Boden) beträgt bei der Fichte etwa 55% der Gesamtverdunstung, der Rest ist Interzeption (Stammablauf bzw. Stammabsorption vernachlässigt). Mit ca. 170 mm allein zwischen Mai und September ist die Interzeption bei der Fichte eine bedeutende Wasserhaushaltsgröße. Bei der Buche beträgt die Transpiration etwa 70%, die Interzeption im gleichen Zeitraum nur 30% (etwas über 100 mm).

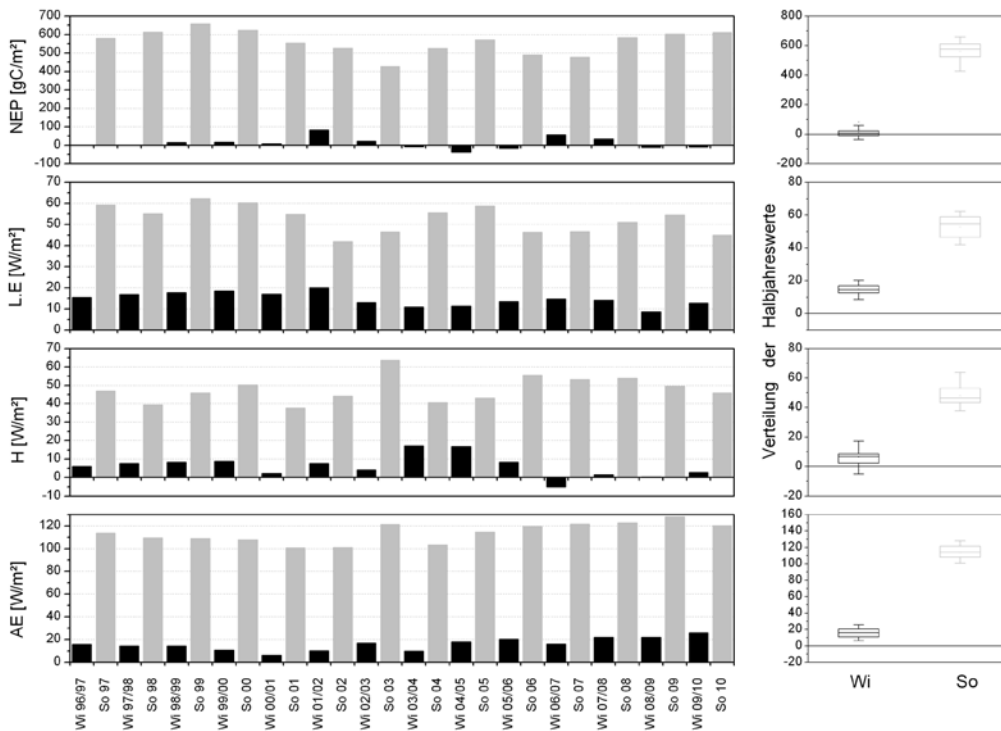


Abb. 5: Langjährige Variabilität der Energie- und Kohlenstoffhaushaltskomponenten in Halbjahresschritten (Winter: Oktober bis März, Sommer: April bis September) getrennt nach zur Verfügung stehender Energie AE (Nettostrahlung minus Speicheränderung), fühlbarem Wärmestrom H, latentem Wärmestrom L.E und C-Nettofluss NEP an der Ankerstation Tharandter Wald (Fichte).

Fig. 5: Long-term variability of the energy and carbon budget components for winter and summer half-years (winter: October–March, summer: April–September): available energy AE (net radiation minus storage), sensible heat flux H, latent heat flux L.E and net ecosystem production of C NEP at the Anchor Station Tharandt (spruce).

Nachdem in der laubfreien Zeit der Buche nur geringe Interzeptionsverluste auftreten, bleibt die mit 250 mm geschätzte jährliche Gesamtinterzeption des Buchenstandorts deutlich unter den ca. 350 mm beim Fichtenstandort zurück. Diese Unterschiede werden von den Messungen des Bestandniederschlags am Fichtenstandort (60% des jährlichen Freilandniederschlags von 800 mm; DOLMAN et al. 2003) und durch die Messungen der Transpiration (CLAUSNITZER et al. 2010) gestützt. Die ‚Strahlungsinterzeption‘ (die Abschwächung des Strahlungstransfers durch das Kronendach) beträgt bei den Buchen etwas mehr als 90% (8,5% werden durchgelassen) und bei den Fichten 80–90% (variabel, ja nach Parzelle). Im Gegensatz zur Interzeption beim Niederschlag lässt der Fichtenbestand also etwas mehr Strahlung als der Buchenbestand durch.

Die Gesamttranspiration am Fichtenstandort aus Eddykovarianz-Messungen ist allerdings mit ca. 210 mm in der Vegetationsperiode deutlich höher als der Wert von 150 mm aus den Xylem-Saftflussmessungen. Wir vermuten, dass dieser Unterschied durch den Beitrag des Unterwuchses und dem jüngerer Bestände in größerer Entfernung vom Messturm weitgehend erklärt werden kann. Am Buchenstandort wird die Interzeption durch die überragende Wirkung des Stammabflusses (ca. 200 mm im Jahr) vermindert, die Transpiration ist in der Vegetationsperiode höher als bei der Fichte (KÖSTNER & CLAUSNITZER 2011).

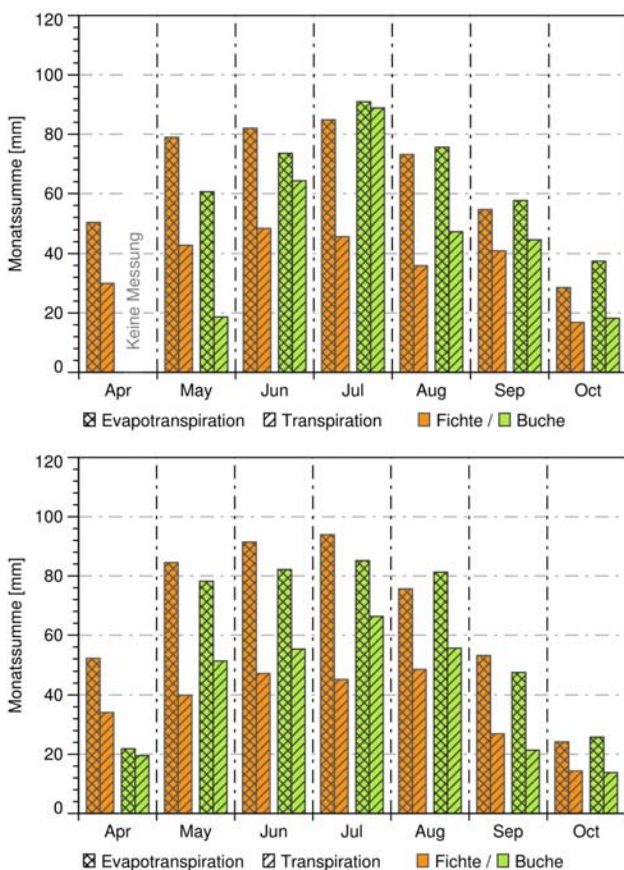


Abb. 6: Vergleich der Evapotranspiration und der Transpiration (aus EC-Daten abgeleitet) zwischen einem Buchen- und einem Fichtenbestand im Tharandter Wald (oben 2006, unten 2007).

Fig. 6: Comparison of evapotranspiration and transpiration (from EC data) between a beech and a spruce stand in the Tharandt forest (upper panel 2006, lower panel 2007).

Abbildung 7 zeigt den Vergleich der Komponenten des Kohlenstoffhaushaltes in der Vegetationsperiode zwischen Fichten- und Buchenstandort. Zunächst zeigen beide Standorte eine vergleichbare Gesamtatmung TER von 100 g C m⁻² (April, September und Oktober) bis ca. 250 g C m⁻² (Mai, Juni, Juli und August). Die Nettoaufnahme NEE ist in der voll belaubten Phase (Juni bis September) bei der Buche mit im Durchschnitt 100 g C m⁻² im Monat deutlich über dem Wert der Fichten mit 60 g C m⁻². In den strahlungsreichen Übergangsmonaten (April, Mai) beträgt NEE bei den Fichten ca. 100 g C m⁻², bei den Buchen ist der Wert bedeutend geringer. Im Oktober ist der Nettogewinn an C für beide Standorte bereits sehr gering.

Die Verteilung der Energie-, Verdunstungs- und Niederschlagsbilanz auf ihre jeweiligen Komponenten ist in Abbildung 8 für die Vegetationsperiode an beiden Standorten dargestellt. Es dominieren die Gemeinsamkeiten: Das Bowenverhältnis liegt knapp über 1, die Interzeption ist für fast 50% der Gesamtverdunstung verantwortlich und die Verdunstung vom Boden bzw. Unterwuchs für ca. 20%. Der verbleibende Teil von ca. 35% für die Transpiration (bestimmt aus den Xylem-Saftflussmessungen) ist erstaunlich niedrig, unterscheidet sich aber ebenfalls kaum zwischen Buchen und Fichten, wenn nur die aktive Periode betrachtet wird. Den größten Unterschied gibt es in der Verteilung des Niederschlags: Bei der Buche summieren sich ca. 40% Kronentraufe und knapp

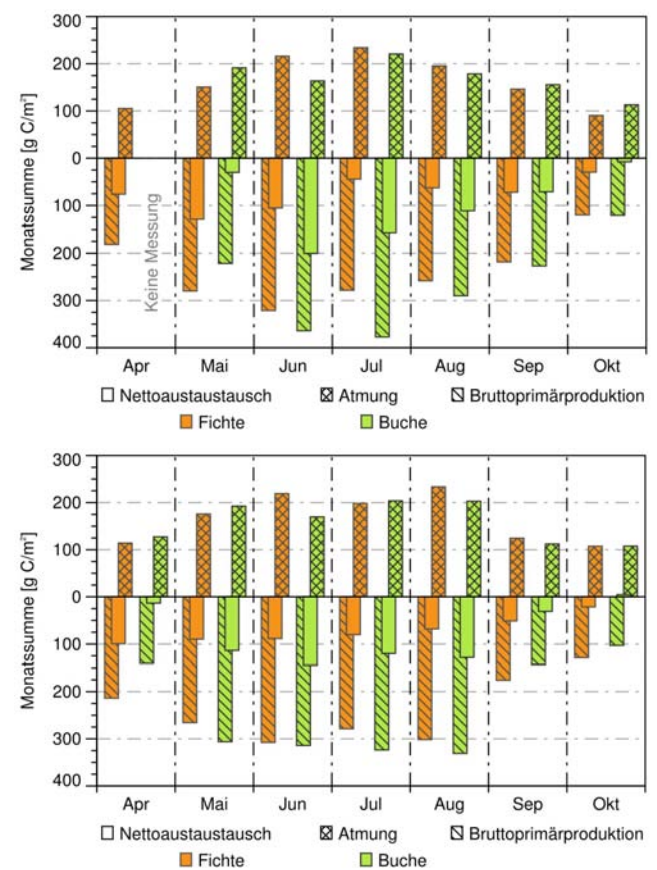


Abb. 7: Vergleich des Kohlenstoffhaushalts zwischen einem Buchen- und einem Fichtenbestand im Tharandter Wald (oben 2006, unten 2007).

Fig. 7: Comparison of the C budget between a beech and a spruce stand in the Tharandt forest (upper panel 2006, lower panel 2007).

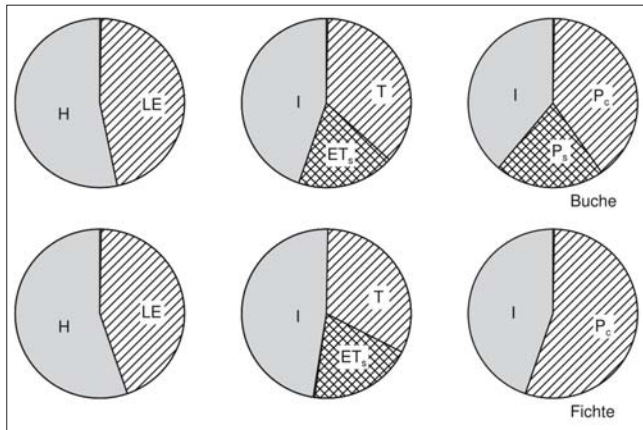


Abb. 8: Vergleich der Energie-, Verdunstungs- und Niederschlagsbilanz zwischen einem Buchen- und einem Fichtenbestand im Tharandter Wald (nach Mittelwerten der Sommerhalbjahre 2006 und 2007). Basis Strahlungsbilanz, Gesamtverdunstung aus EC-Messungen bzw. Freilandniederschlag am jeweiligen Standort; die Schließungslücke wurde über das Bowenverhältnis der turbulenten Wärmeströme geschlossen.

Fig. 8: Comparison of the energy, ET, and precipitation budget between a beech and a spruce stand in the Tharandt forest (average values of summer half-years 2006 and 2007). Based on net radiation, total ET from EC measurements and above canopy precipitation, respectively, at each site; the closure gap was closed by applying the Bowen ratio of the turbulent fluxes.

25% Stammabfluss zu etwa 65% Bestandesniederschlag, während der Bestandesniederschlag bei der Fichte (unter Vernachlässigung des Stammabflusses) nur ca. 55% des Niederschlages ausmacht. Relativ hohe Anteile der Interzeption im Vergleich zur Kronendachtranspiration wurden auch durch Untersuchungen auf größerer Raumskala (MATZNER et al. 2004) in mit Fichten bzw. Buchen bestockten Wassereinzugsgebieten bestätigt. Bei geringerer Strahlungsinterzeption kann die Buche also einen deutlich höheren Anteil des Niederschlages ihren Wurzeln zuführen.

Die Kohlenstoffbilanzen (siehe Abb. 7) zeigen für das Sommerhalbjahr eine ähnliche Verteilung von GPP auf ca. 30% NEP und 70% TER bei der Fichte bzw. auf ca. 35% NEP und 65% TER bei der Buche. Bei ähnlichen Werten von GPP auf 1600 g C m⁻² in der Summe von April bis September bedeutet das eine um ca. 60 g C m⁻² höhere Kohlenstoffaufnahme bei der Buche.

4 Schlussfolgerungen

Fichte ist immer noch die am weitesten verbreitete Nutzbaumart in Deutschland mit ca. 30%, der Anteil von Buchen von etwa 14% nimmt durch gezielten Umbau von Forsten aber zu. Buche wäre zudem die dominante Baumart in den meisten natürlichen Wäldern der Tieflandregionen Mitteleuropas, wo sie durch die Landwirtschaft und durch andere Baumarten weitgehend verdrängt wurde. Es ist daher gerade vor dem Hintergrund der sich verändernden Klimabedingungen wichtig, die funktionalen Unterschiede von Buchen und Fichten zu kennen. Der hier durchgeführte Vergleich hat bestätigt, dass der natürliche Konkurrenzvorteil der ‚ausgewachsenen‘ Buchen gegenüber ‚ausgewachsenen‘ Fichten in der sehr effektiven Nutzung der Strahlung ohne zu hohen Interzeptionsverlust

liegt. Die Kombination der hohen Strahlungsabsorption in der Krone (Lichtkonkurrenz) mit der Verringerung der Interzeption durch den Stammabfluss zu den eigenen Wurzeln (Wasserkonkurrenz) erlaubt der Buche eine höhere Kohlenstoffaufnahme, da sie am Anfang von Trockenperioden über einen höheren Bodenwasservorrat verfügen als Fichten.

Die Rolle der Ruhephase (hier definiert als Winterhalbjahr zwischen Oktober und März) in den Jahresbilanzen kann für die Fichte aus den 14-jährigen Messungen gut beantwortet werden. Für den Gewinn an Kohlenstoff ist dieser Zeitraum – unter dem derzeitigen Klima! – vernachlässigbar. Die Verdunstung und damit die Wiederbefeuchtung des Bodens nach einem trockenen Sommer werden aber durch die relativ hohe Interzeptionsverdunstung der Fichte – auch in der Ruhephase – stark beeinflusst. Unter der extremen Annahme, dass ein Buchenbestand in dieser Zeit nur Evaporation zulässt und dass die Abschätzungen der Interzeption aus dem Energiehaushalt des Fichtenbestandes richtig sind, stehen dem Buchenbestand bei gleichem Niederschlag etwa 150 mm mehr zur Verfügung, um das sommerliche Bodenwasserdefizit aufzufüllen. Dieser Unterschied zwischen Buchen- und Fichtenbeständen kann sich noch in der Vegetationsperiode des Folgejahres bemerkbar machen.

Modelle der Energie-, Wasser- und Kohlenstoffhaushalte von Wäldern sollten es erlauben, diese typischen Unterschiede im Jahresgang abzubilden. Einschicht-Modelle von Typ „Big Leaf“ sind nicht gut geeignet, diese komplexen Wechselwirkungen zwischen Transpiration, Interzeption und Evaporation aus Krone und Unterwuchs korrekt wiederzugeben. Gerade der relativ niedrige Anteil der Transpiration der Baumschicht – sowohl bei Buchen als auch bei Fichten – schränkt die Bedeutung der physiologischen Kontrolle für die Gesamtverdunstung ein. Gleichzeitig werden Informationen zur Dauer des Niederschlages und der Abtrocknung des Bestandes (und damit der Menge der Interzeptionsverdunstung) und die phänologischen Phasen wie Laubaustrieb und Laubfall wichtiger. Zur besseren Abbildung des Wasserhaushaltes müssen daher zumindest Zweischicht-Modelle verwendet werden, welche die Struktur (Krone und Stammraum) ausreichend wiedergeben. In diesem Heft werden von Koautoren dieses Beitrages Vorschläge gemacht, wie eine solche Modellierung für den Standortswasserhaushalt flächenhaft durchgeführt werden kann.

Die Struktur von Vegetation spielt aber auch in der Simulation des Klimas eine – nach Ansicht der Autoren - bis jetzt unterschätzte Rolle: Zur besseren Berücksichtigung der Landoberflächen-Wechselwirkungen in Klimamodellen müssen Landnutzungsschemata verwendet werden, welche der tatsächlichen Komplexität inklusive ihre Dynamik (Phänologie!) nahekommen. Solche Wasserhaushaltsmodelle und Bestandesmodelle (Landnutzungsschemata) existieren, ihre dynamische Kopplung mit Klimamodellen ist aber weitgehend noch zu leisten.

Danksagung

Erhebung der Daten, Entwicklung der Methoden und Anwendung auf die Fragestellungen dieses Beitrages wurden einerseits über die Haushaltsfinanzierung der TU Dresden, andererseits über eine Reihe von Graduiierungsarbeiten sowie im Rahmen von zahlreichen Projekten gefördert. Dazu gehören insbesondere Förderungen durch die DFG (FE 504/2, BE 1721/13) und die Europäische Kommission (CE-IP GOCE-CT-2003-505572). Ohne eine solche Kombination von

langfristigem institutionellem Engagement und drittmittelgestützter Forschung ist der universitäre Betrieb dieser wichtigen Standorte der Umweltforschung nicht möglich. Dafür sei allen Verantwortlichen und ihren Institutionen gedankt!

Außerdem möchten wir uns für die Verwendung eines Messturmes des MPI Jena und für wertvolle Hinweise durch die beiden Gutachter herzlich bedanken.

Literatur

- AUBINET, M., GRELE, A., IBROM, A., RANNIK, Ü., MONCRIEFF, J., FOKEN, T., KOWALSKI, A. S., MARTIN, P., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C., CLEMENT, R., ELBERS, I., GRANIER, A., GRÜNWALD, T., MORGENSTERN, K., PILEGAARD, K., REBMANN, C., SNIJDERS, W., VALENTINI, R., VESALA, T. (2000): Estimates of the annual net carbon and water exchange of European forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* **30**: 113-175.
- BALDOCCHI, D.D., FALGE, E., GU, L., OLSON, R., HOLLINGER, D., RUNNING, S., ANTHONI, P., BERNHOFER, CH., DAVIS, K., FUENTES, J., GOLDSTEIN, A., KATUL, G., LAW, B., LEE, X., MAHLI, Y., MEYERS, T., MUNGER, W., OECHEL, W., PAW U, C., PILEGAARD, K., SCHMID, H.-P., VALENTINI, R., VERMA, S., VESALA, T., WILSON, K., WOLFSY, S. (2001): FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapour and energy flux densities. *Bull. Amer. Meteor. Society* **82**: 2415-2435.
- BAUMGARTNER, A. (1956): Untersuchungen über den Wärme- und Wasserhaushalt eines jungen Waldes. Promotion, Universität München.
- BAUMGARTNER, A. (1967): Entwicklungslinien der forstlichen Meteorologie. *Forstw. Cbl.* **86** (3): 156-175.
- BEER, C., CIAIS, P., REICHSTEIN, M., BALDOCCHI, D., LAW, B. E., PAPALE, D., SOUSSANA, J.-F., AMMANN, C., BUCHMANN, N., FRANK, D., GIANELLE, D., JANSSENS, I. A., KNOHL, A., KÖSTNER, B., MOORS, E., ROUPSARD, O., VERBEECK, H., VESALA, T., WILLIAMS, C.A., WOHLFAHRT, G. (2009): Temporal and among-site variability of inherent water use efficiency at the ecosystem level, *Global Biogeochem. Cycles* **23**: GB2018 doi:10.1029/2008GB003233
- BERNHOFER, C., AUBINET, M., CLEMENT, R., GRELE, A., GRÜNWALD, T., IBROM, A., JARVIS, P., REBMANN, C., SCHULZE, E.-D., TENHUNEN, J.D. (2003): Spruce forests (Norway and Sitka spruce, including Douglas fir): Carbon and water fluxes and balances, ecological and ecophysiological determinants. In *Ecological Studies Vol 163, Fluxes of Carbon, Water and Energy of European Forests* (R. VALENTINI ed.): 99-123.
- BERNHOFER, CH. (2002): Exkursions- und Praktikumsführer Tharandter Wald. Tharandter Klimaprotokolle **6**: 292p.
- CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., SCHWÄRZEL, K., BERNHOFER, C. (2011): Relationships between canopy transpiration, atmospheric conditions and soil water availability – analyses of long-term measurements in an old Norway spruce forest at the Ore Mountains/Germany. Submitted to *Agric. Forest Meteorol.*
- DOLMAN, A.J., MOORS, E.J., GRÜNWALD, T., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C. (2003): Factors controlling forest atmosphere exchange of water, energy and carbon. In: *Biospheric Exchanges of Carbon, Water and Energy of European Forests*. In: VALENTINI, R.(ed.): *Ecological Studies* **163**: 207-224.
- FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K., MENZER, A. (2008): Wasserhaushalt von Waldstandorten des Tharandter Waldes. Exkursionsführer. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **111**: 221-250.
- FREER-SMITH, P.H., BROADMEADOW M.S. J., LYNCH, J.M., (eds): (2007): *Forestry and climate change*. CABI, U.K., ISBN: 9781845932947, 260 pp.
- FRÜHAUF, C. (1998): Methoden der Verdunstungsbestimmung am Beispiel eines hundertjährigen Fichtenbestandes im Tharandter Wald: 185 Seiten (ISBN 3-86005-212-8)
- GRANIER, A. (1987): Evaluation of transpiration in a Douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Physiol.* **3**: 309-320.
- GRÜNWALD, T., BERNHOFER, CH. (2007): A decade of carbon, water and energy flux measurements of an old spruce forest at the Anchor Station Tharandt. *Tellus* **59B**: 387-396.
- KÖSTNER, B. (2001): Evaporation and transpiration from coniferous and broad-leaved forests in Central Europe – relevance of patch-level studies for spatial scaling. *Meteorology and Atmospheric Physics* **76**: 69-82.
- KÖSTNER, B., CLAUSNITZER, F. (2011): Die Transpiration eines Fichten- und Buchenbestandes unter Bodentrockenheit im Tharandter Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 29-35.
- LASSLOP, G., REICHSTEIN, M., PAPALE, D., RICHARDSON, A.D., ARNETH, A., BARR, A., STOY, P., WOHLFAHRT, G. (2010): Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global evaluation. *Global Change Biology* **16**: 187-208.
- LEUNING, R., JUDD, M. (1996): 'The relative merits of open- and closed-path analysers for measurements of eddy fluxes'. *Global Change Biology* **2**: 241-253.
- MATZNER, E., KÖSTNER, B., LISCHIED, G. (2004): Biogeochemistry of two forested catchments in a changing environment: A synthesis. In: MATZNER, E. (ed.): *Biogeochemistry of forested catchments in a changing environment. A German Case Study*. *Ecological Studies* **172**: 457-490.
- MAYER, H., HOLST, TH., SCHINDLER, D., (2002): Mikroklima in Buchenbeständen – Teil I: Photosynthetisch aktive Strahlung. *Forstw. Cbl.* **121**: 301-321
- MELLMANN, P., GRÜNWALD, T., FRÜHAUF, C., PODLASLY, C., BERNHOFER, C. (2003): Eine objektive Methode zur Erstellung eines repräsentativen Bestandesparametersatzes mit Hilfe der Quellflächen-Analyse für die Ankerstation Tharandter Wald. *Tharandter Klimaprotokolle* (ISSN 1436-5235), Band **8**: 29-54.
- MENZEL, A., ESTRELLA, N., TESTKA, A. (2005): Temperature response rates from long-term phenological records. *Climate Res* **30**: 21-28.
- PRESCHER, A.-K., GRÜNWALD, T., BERNHOFER, C. (2010): Land use regulates carbon budgets in eastern Germany: from NEE to NBP. *Agric Forest Meteorol.* **150**: 1016-1025.
- REYNOLDS, E.R.C., HENDERSON, C.S. (1967): Rainfall Interception by Beech, Larch and Norway Spruce. *Forestry* **40** (2): 165-183.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1977): *Die Fichte*. Bd. 1, Parey, Hamburg & Berlin.
- SCHWÄRZEL, K., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., HÄNTZSCHEL, J., GRÜNWALD, T., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2009): Soil water content measurements deliver reliable estimates of water fluxes: A comparative study in a beech and a spruce stand in the Tharandt Forest (Saxony, Germany). *Agricultural and Forest Meteorology* **149**: 1994-2006.
- SPANK, U. (2010): Site Water Budget: Influences of Measurement Uncertainties on Measurement Results and Model Results. Dissertation, TU Dresden.

TEULING, A.J., SENEVIRATNE, S.I., STÖCKLI, R. REICHSTEIN, M., MOORS, E., CIAIS, P., LUYSSAERT, S., VAN DEN HURK, B., AMMANN, C., BERNHOFER, C., DELLWIK, E., GIANELLE, D., GIELEN, B., GRÜNWALD, T., KLUMPP, K., MONTAGNANI, L., MOUREAUX, C., SOTTOCORNOLA, M., WOHLFAHRT, G. (2010): Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. *Nature Geosci.* **3**: 722-727.

submitted: 18.12.2010

reviewed: 04.04.2011

accepted: 28.04.2011

Autorenanschrift:

Prof. Dr. Christian Bernhofer, Dr. Thomas Grünwald,
Uwe Spank, Falko Clausnitzer, Uwe Eichelmann,
Dr. Barbara Köstner, Heiko Prasse
Professur für Meteorologie
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Technische Universität Dresden
Pienner Straße 23
01737 Tharandt,
E-Mail: christian.bernhofer@tu-dresden.de

Prof. Dr. Karl-Heinz Feger, Alexander Menzer,
Dr. Kai Schwärzel
Professur für Standortslehre und Pflanzenernährung
Institut für Bodenkunde und Standortslehre
Technische Universität Dresden
Pienner Straße 19
01737 Tharandt
E-Mail: fegerkh@forst.tu-dresden.de

Die Transpiration eines Fichten- und Buchenbestandes unter Bodentrockenheit im Tharandter Wald

Transpiration of a spruce and beech stand under soil drought conditions in the Tharandt Forest

Barbara Köstner & Falko Clausnitzer

Abstract

To evaluate the water balance of a site, requirements of the forest stand under changing environmental conditions have to be considered. Among the different components of the site water balance, stand transpiration represents the physiological response of the trees and can be taken as a link to carbon relations. A regulating and hence critical parameter mediating between water and carbon balance is canopy conductance. Water-use efficiency is an indicator of this relationship. At a spruce and beech site, xylem sap flow measurements were applied to estimate canopy transpiration (E_c) and canopy conductance (g_c). During the growing season of 2006, E_c at the spruce site (161 mm season⁻¹) was significantly lower than at the beech site (182 mm season⁻¹) while the total-year balances were similar. This was related to a period of soil drought during summer which was more pronounced at the spruce site than at the beech site. In contrast to beech, canopy conductance of spruce was reduced to minimal values independent of atmospheric conditions, and water-use efficiency was increased. From the findings it can be concluded that site conditions and tree species lead to measurable differences in the water balance of sites which should accordingly be expressed in water-balance models. The presented measured data are fundamental to value transpiration-related indicators of water-balance models.

Keywords: canopy conductance, xylem sap flow, water-use efficiency, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*

Zusammenfassung

Für die Bewertung des Standortwasserhaushaltes sind die Anforderungen der Bestockung unter sich ändernden Umweltbedingungen mit zu berücksichtigen. Von den unterschiedlichen Wasserhaushaltskomponenten gibt die Bestandestranspiration die physiologische Reaktion der Bäume wider und steht somit auch dem Kohlenstoffhaushalt am nächsten. Eine regulierende und somit kritische Größe stellt die Bestandesleitfähigkeit dar, die zwischen Wasser- und Kohlenstoffhaushalt vermittelt. Als Indikator für diese Regulation wird das Verhältnis von Kohlenstoffaufnahme zu Wasserabgabe, die sog. Wassernutzungseffizienz, herangezogen. An einem Fichten- und Buchenstandort wurde mittels Xylemsaftflussmessungen die Bestandestranspiration (E_c) und -leitfähigkeit (g_c) bestimmt. Von Mai bis Oktober 2006 lag E_c am Fichtenstandort (161 mm Saison⁻¹) deutlich unter E_c von Buche mit 182 mm Saison⁻¹ während die Gesamtjahresbilanz ähnlich war. Dies stand in Beziehung mit einer Phase sommerlicher Bodentrockenheit, die sich am Fichtenstandort deutlicher als

am Buchenstandort auswirkte. Im Gegensatz zu Buche war während der Bodentrockenheit die Bestandesleitfähigkeit von Fichte, unabhängig von atmosphärischen Bedingungen, auf minimale Werte reduziert und die Wassernutzungseffizienz erhöht. Aus den Befunden kann gefolgert werden, dass Standortverhältnisse und Baumarten zu messbaren Unterschieden im Standortwasserhaushalt führen, die auch in Wasserhaushaltsmodellen darstellbar sein sollten. Die vorliegenden Messdaten sind grundlegend, um transpirationsbezogene Indikatoren von Wasserhaushaltsmodellen zu bewerten.

Schlüsselwörter: Bestandesleitfähigkeit, Xylemsaftfluss, Wassernutzungseffizienz, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*

1 Einleitung

Die Transpiration von Baumbeständen stellt eine wesentliche Komponente des Standortwasserhaushaltes dar. Andererseits sind langfristig bestimmte, maximale Transpirationsraten ein Indikator für die Anpassung von Bäumen an ihren Standort sowie für die Eignung des Standortes für die jeweilige Baumart. In der Wasserhaushaltsforschung wird der Anteil der Transpiration häufig entweder gar nicht explizit, sondern nur als Gesamtverdunstung (ET) angegeben, oder sie wird mit sehr unterschiedlichen Methoden bzw. Modellen bestimmt, so dass eine Vergleichbarkeit schwierig ist (s. PECK & MAYER 1996). Aus forsthydrologischer Sicht ist es interessant, die Baum- bzw. Bestandestranspiration (E_c) von anderen Komponenten der Wasserbilanz zu trennen, da sie über die Bestandesleitfähigkeit (g_c) eng mit dem Kohlenstoffhaushalt der Bäume verknüpft ist. Erst die zunehmende Anwendung von Xylemsaftflussmessungen an Bäumen und ihre Hochrechnung auf die Bestandesebene hat es ermöglicht, die Wassernutzung von Beständen in Bezug zu biometrischer Struktur, hydraulischer Architektur und physiologischen Kenngrößen der Bestände (u. a. KÖSTNER et al. 2001, 2004, MOORE et al. 2004, POYATOS et al. 2007) zu untersuchen. Die hydraulische Architektur ist artspezifisch, aber innerhalb einer Art modifikationsfähig und stellt somit eine mittel- bis langfristige Anpassung der Bäume an den Standort dar (SELLIN 2001). Kenngrößen dieser Anpassung sind zum Beispiel das Verhältnis von hydroaktiver Wurzel- zu Sprossoberfläche, das Verhältnis von Blatt- zu Splintfläche oder das Verhältnis von leitender Stammquerschnittsfläche zur Summe der leitenden Querschnitte der Äste. Mittel- bis kurzfristige Anpassungen an die Wasserverfügbarkeit des Standortes geschehen durch Variation der hydraulischen und stomatären Leitfähigkeit. Diese sind zum Beispiel von der aktuellen Membranpermeabilität, vom Wassergehalt des Gewebes und der Luftfeuchte abhängig. Limitierung der Transpiration tritt zum einen im Tagesverlauf bei hohem Verdunstungsanspruch, d. h. hohem Wasserdampfättigungsdefizit

der Luft (D) auf, wenn die Nachleitung von Wasser durch das Boden-Wurzel-Spross-System nicht der Transpirationsrate der Blätter entsprechen kann, zum andern periodisch aufgrund geringer Bodenfeuchte. Den ersten Mechanismus bezeichnet man auch als sog. „dynamischen Stress“, den zweiten als „statischen Stress“ (vgl. SELLIN 1997). Der erste Typ der Limitierung tritt unter mitteleuropäischen Standortbedingungen häufig auf und ist gekennzeichnet durch einen bestandestypischen maximalen Wert von E_c , der mit steigendem D nicht überschritten wird. Damit verbunden ist eine Reduktion von g_c und folglich auch der Aufnahme von Kohlendioxid (vgl. KÖSTNER et al. 2008). Wegen der Häufigkeit des Auftretens ist dieser Limitierungstyp produktionsökologisch besonders bedeutsam. Der zweite Typ der Limitierung tritt erst bei anhaltender Bodentrockenheit auf und bezeichnet den typischen Trockenstress von Pflanzen. Unter extremen Bedingungen oder gehäuftem Auftreten gefährdet er die Überlebensfähigkeit der Bäume bzw. die langfristige Stabilität des Bestandes. Es ist davon auszugehen, dass beide Limitierungen durch den Klimawandel gefördert werden.

Landpflanzen verhalten sich in der Regel so, dass Kohlenstoffaufnahme und Wasserabgabe in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander stehen, welches auch unter extremen Umwelteinflüssen einen bestimmten Schwankungsbereich nicht verlässt (COWAN 1982). Dieses Verhältnis von Kohlenstoffaufnahme zu Wasserabgabe wird als Wassernutzungseffizienz (WUE) bezeichnet und mit unterschiedlichen Methoden bestimmt. WUE ist meist am Morgen oder Vormittag höher als am Nachmittag und während Perioden guter Wasserversorgung niedriger als in Trockenperioden. In der Literatur finden sich hierzu jedoch von Fall zu Fall unterschiedliche Befunde (u. a. PEREIRA 1995, REICHSTEIN et al. 2002). In der vorliegenden Arbeit wird das Transpirationsverhalten eines Fichten- und Buchenbestandes im Jahresverlauf sowie während einer moderaten Trockenperiode untersucht. Dabei soll die saisonale Variation der täglichen Transpiration, ihre maximalen Werte sowie ihre Abhängigkeit von atmosphärischen und edaphischen Bedingungen herausgearbeitet werden. Es ist das Ziel, art- und bestandespezifische Unterschiede für eine standortgenaue Parametrisierung eines Wasserhaushaltsmodells (PETERS et al. 2011) verfügbar zu machen und zur Beurteilung eines modellinternen Indikators der Transpiration (SCHWÄRZEL et al. 2011) für die räumliche Bewertung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten beizutragen.

2 Material und Methoden

2.1 Messstandorte im Tharandter Wald

Die vorliegenden Messungen wurden an einem Fichten- und einem Buchenstandort im Tharandter Wald durchgeführt. Der Tharandter Wald liegt ca. 20 km SW von Dresden und stellt mit 60 km² Fläche das größte zusammenhängende Waldgebiet in Sachsen dar. An dem von Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) dominierten Standort „Ankerstation Tharandter Wald“ (385 m ü. NN, 50°57'49"N, 13°34'01"O) finden langfristige Messungen zum Waldwachstum (GEROLD 2004) und Wasser- und Kohlenstoffhaushalt (GRÜNWARD & BERNHOFER 2007, BERNHOFER et al. 2011) statt. Am davon nördlich gelegenen, mit Buche (*Fagus sylvatica* L.) bestockten Standort „Landberg“ (385 m ü. NN, 50°57'49" N, 13°34'01" O) werden seit 2005 Messungen zum Wasser- und Kohlenstoffhaushalt durchgeführt (SPANK & BERNHOFER 2008, SCHWÄRZEL et al. 2009). Entsprechend langjähriger meteorologischer Aufzeichnungen an der Ankerstation beträgt die mittlere jährliche Temperatur

7,7 °C mit einer mittleren Jahresniederschlagssumme von 820 mm. Das Bestandesalter des Fichtenstandortes betrug im Jahr 2006 114 Jahre, das des Buchenbestandes 98 Jahre. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Saftflussmessungen zur Bestimmung der Bestandestranspiration werden seit 2001 an der Ankerstation Tharandter Wald (CLAUSNITZER et al. 2011) und seit 2005 am Landberg durchgeführt.

2.2 Erfassung der Bestandestranspiration

Die hier vorgestellten Xylemsaftflussmessungen erfolgten nach der Methode von GRANIER (1987). Dabei werden 2 nadelförmige Temperatursensoren mit einem vertikalen Abstand von 15 cm radial in den Splintbereich des Baumes eingebracht. Der obere Messsensor besitzt eine aus Konstantan bestehende 2 cm lange Heizwicklung, welche eine Heizleistung von 0,2 W (12 V, 120 mA) erhält, durch die sich das umschließende Holz erwärmt. Der untere Sensor dient als Referenz ohne Heizung. Durch Aufsteigen des Saftstromes kommt es zu einer Abkühlung und Verringerung der Temperaturdifferenz zwischen beheiztem und unbeheiztem Sensor. Die sich stetig ändernde Temperaturdifferenz wird als Spannungsdifferenz [mV] kontinuierlich aufgezeichnet und wurde als 10-Min.-Mittelwert gespeichert. Die Xylemsaftflussmessungen wurden in der Regel in 2 m Höhe an 2 Seiten der 8-9 Messbäume pro Standort durchgeführt.

Über eine im Labor erstellte, empirische Kalibrationskurve wird die Temperaturdifferenz in eine Flussdichte (heat flux density, HFD) umgerechnet. Da sich an den beiden Messstandorten keine systematischen Unterschiede von HFD zwischen den Messbäumen ergaben, erfolgte die Hochrechnung der Saftflussmessungen auf die Bestandestranspiration (E_c) über den mittleren HFD-Wert der Bäume multipliziert mit der kumulativen Splintfläche (AS_{cum}) des Bestandes:

$$E_c = HDF \cdot AS_{cum} \quad [\text{ml/m}^2/\text{s}]$$

Da für die vorliegenden Ergebnisse nur Tageswerte verwendet wurden, konnte die im Tagesverlauf auftretende, zeitliche Verzögerung zwischen Blatttranspiration in der Krone und Saftfluss im Stamm der Bäume vernachlässigt werden.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Jahresverlauf der Bestandestranspiration E_c und -leitfähigkeit g_c

Kontinuierliche Messungen des Saftflusses der Bäume mit Hochrechnung auf die Bestandestranspiration bildeten die Grundlage für die Validierung des forsthydrologischen Standortmodells BROOK90 (SCHWÄRZEL et al. 2009, PETERS et al. 2011, SCHWÄRZEL et al. 2011). Beispielhaft sei hier der Jahresverlauf von 2006 dargelegt, da in diesem Jahr eine Sommer-trockenheit auftrat. Hinsichtlich der atmosphärischen Faktoren ist die treibende Kraft der Transpiration das Wasserdampf-sättigungsdefizit der Luft, das von Lufttemperatur und Luftfeuchte bestimmt wird. Über die Photosynthese und stomatare Leitfähigkeit hängt die Transpiration auch von der Strahlung bzw. von der verfügbaren Verdunstungsenergie ab. Die Niederschläge blieben 2006 mit 776 mm a⁻¹ unter dem langjährigen Durchschnitt und waren nach dem Trockenjahr 2003 die geringsten an den Standorten. Die mittlere Jahrestemperatur

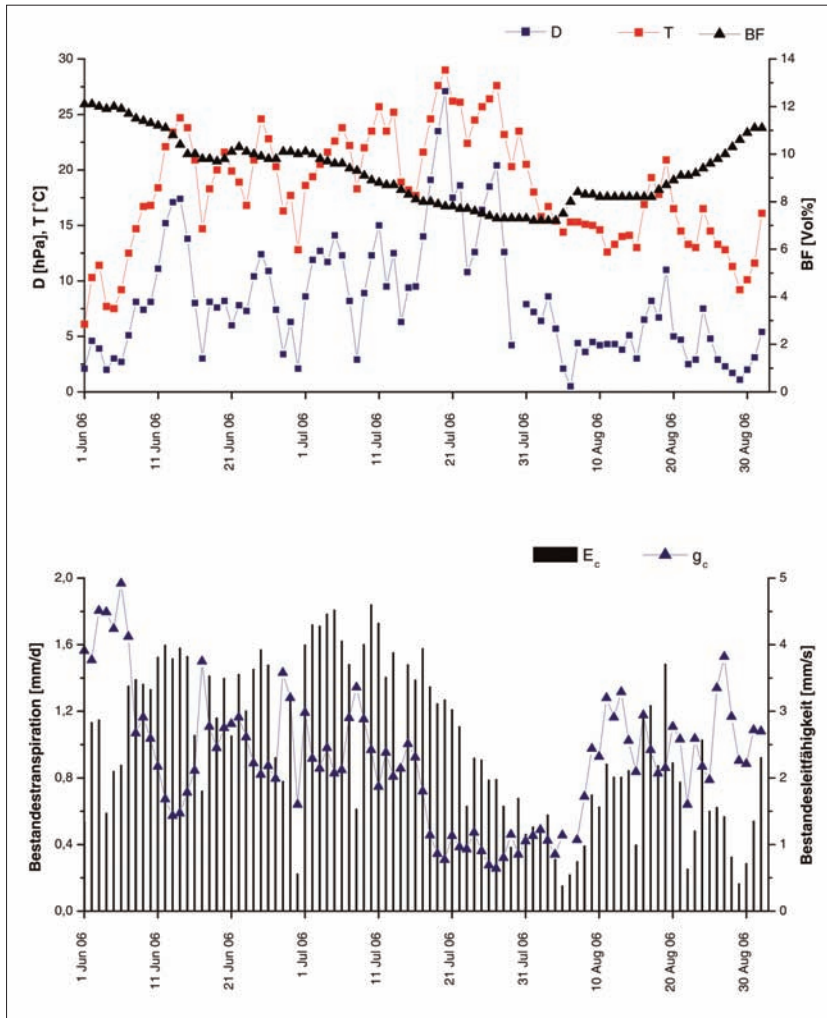


Abb. 1: Jahresverlauf der Tagesmittelwerte von Bodenfeuchte, BF (unter 30 cm Tiefe), Lufttemperatur, T und Dampfdruckdefizit der Luft, D (Messhöhe 42 m) am Fichtenstandort (oben) sowie Tagessummen der Bestandstranspiration, E_c und Tagesmittelwerte der Bestandesleitfähigkeit, g_c für 2006 (unten).

Fig. 1: Annual daily means of soil water content (BF, below 30 cm depth), air temperature (T) and vapor pressure deficit (D) (measurement height 42 m) at the spruce site (above) as well as daily sums of canopy transpiration (E_c) and daily means of canopy conductance (g_c) for 2006 (below).

entsprach mit 8,9 °C der von 2003. Auch das mittlere jährliche D war mit 4,3 hPa überdurchschnittlich hoch und wurde nur von 2003 (4,9 hPa) übertroffen. Während der sehr warmen Monate Juni und Juli nahm die Bodenfeuchte fortlaufend ab und erreichte im Juli und August kritische Werte. Gleichzeitig waren in diesen Monaten Temperatur und D deutlich erhöht (Abb. 1, oben). Typische maximale Werte von E_c betragen in 2006 1,6 mm d⁻¹. Ab Mitte Juli war jedoch eine stetige Abnahme von E_c zu verzeichnen mit minimalen Werten Anfang August. Ein ähnliches Verhalten war für die Leitfähigkeit zu beobachten. Erst nach Niederschlägen kam es zu einem leichten Wiederanstieg von E_c und g_c (Abb. 1, unten). Auch in Jahren ohne ausgeprägte Bodentrockenheit werden maximale Werte von E_c im Juni und Juli erreicht, während ab August eine fortlaufende Abnahme in den Herbst hinein erfolgt. Aus Messungen im Jahr 2003 ist bekannt, dass am Fichtenstandort die Transpiration bei Unterschreiten eines kritischen Schwellenwertes des Bodenwassergehaltes von 9,5 Vol. % in den oberen 40 cm Boden (entspricht 43 % des pflanzenverfügbaren Wassers) linear mit abnehmendem Bodenwassergehalt absinkt (CLAUSNITZER et al. 2011). Bei 8 Vol. % Bodenfeuchte beträgt E_c nur noch ca. 30 % der Werte ohne Bodentrockenheit bei sonst optimalen meteorologischen Bedingungen. An einem Kiefernstandort bei Hartheim wurde ein kritischer Schwellenwert bei einem Bodenwassergehalt von ca. 16 Vol. % gefunden (STURM et al. 1996, KÖSTNER 2001). In den Kiefern konnte bei anhaltender Trockenheit auch ein Anstieg des Pflanzenhormons Abscisinsäure im Xylemsaft beobachtet werden, was eindeutig auf Trockenstress hinweist. Es ist davon auszugehen,

dass an Standorten mit höherer Wasserspeicherkapazität des Bodens dieser periodische Trockenstress seltener auftritt (vgl. ALSHEIMER et al. 1998).

3.2 Korrelation von E_c und g_c mit atmosphärischen Faktoren

Während die tägliche Kronendachtranspiration linear mit der Strahlung zunimmt, ist eine Einschränkung der Transpiration durch „Lufttrockenheit“, d. h. durch hohe Werte von D zu beobachten. Die Transpiration nimmt daher nicht linear mit steigendem D zu, sondern erreicht einen Sättigungswert, der dem maximalen $E_{c,max}$ des Bestandes entspricht (Abb. 2, links). Werte von $E_{c,max}$ hängen von der Baumart, vom Bestandesalter, von der Bestandesstruktur bzw. der hydraulischen Architektur und dem Blattflächenindex (LAI) ab, können daher zwischen den Jahren variieren. Bei periodischer Bodentrockenheit sind alle Tageswerte von E_c bei vergleichbaren meteorologischen Bedingungen deutlich reduziert. Unter diesen Bedingungen ist g_c weniger von den atmosphärischen Faktoren (Strahlung, Temperatur, Luftfeuchte) als vom internen Hormonhaushalt gesteuert (u. a. TARDIEU & DAVIES 1993). Das Stresshormon Abscisinsäure, das in den Wurzeln gebildet und in die Blätter transportiert wird, beeinflusst dann die Stomataregulation. Ohne den Einfluss von Bodentrockenheit nimmt g_c von maximalen Werten bei niedrigem D mit zunehmendem D typischerweise beständig ab. Unter Bodentrockenheit ist diese dynamische Beziehung unabhängig von der Strahlungsintensität praktisch ausgeschaltet (Abb. 2, rechts).

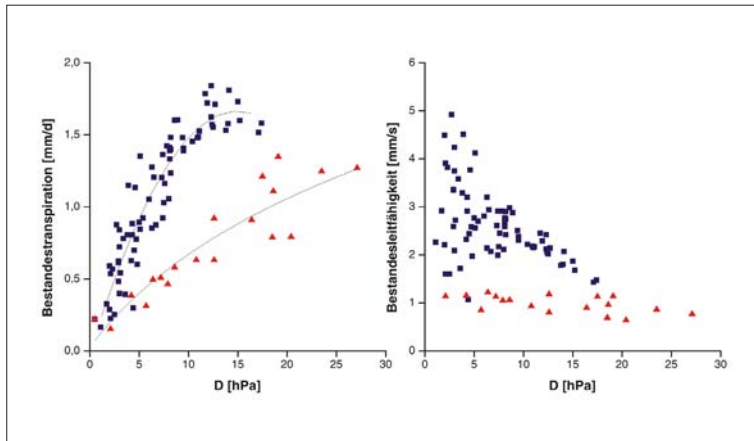


Abb. 2: Korrelation der täglichen Bestandestranspiration, E_c (links) bzw. der mittleren täglichen Bestandesleitfähigkeit, g_c (rechts) mit dem Sättigungsdefizit der Luft, D (gemittelt über 24 h) für Tage ohne Bodentrockenheit (Quadrate) und mit deutlicher Bodentrockenheit (Dreiecke) am Fichtenstandort für das Jahr 2006 mit Trockenheitsphase vom 17. Juli bis 05. August.

Fig. 2: Correlation of daily canopy transpiration (E_c) (left) and mean daily canopy conductance (g_c) (right) with the vapor pressure deficit (D) (average over 24 hrs) for days without (squares) and with significant soil drought (triangles) at the spruce site for the year 2006, including a drought phase from July 17th to August 5th.

Dieses „Umschalten“ auf eine andere, interne Steuerung der Leitfähigkeit wird von den meisten Wasserhaushaltsmodellen unzureichend oder gar nicht simuliert, da als Voraussetzung zunächst eine exakte Vorhersage des kritischen mittleren Bodenwassergehaltes und eine realistische Wiedergabe der Dynamik in der transienten Phase erforderlich wäre. In der Realität kann diese Phase von einzelnen Bäumen je nach Wurzeltiefe und individuellem Standort zu unterschiedlichen Zeitpunkten erreicht werden. Entsprechend kann die punktuell gemessene Bodenfeuchte nur als Näherungswert für die „mittlere“ Bodenfeuchte an den Wurzeln der Bäume gelten. Erst bei extremer Bodentrockenheit stellt sich ein einheitliches Verhalten aller Bäume ein (vgl. Lu et al. 1995).

3.3 Wassernutzungseffizienz der Bestände

Für die forstliche Bewertung ist nicht allein der Standortwasserhaushalt, sondern vor allem seine Wirkung auf den Kohlenstoffgewinn der Bäume bzw. auf das Bestandeswachstum von Bedeutung. Der Indikator „Wassernutzungseffizienz“ gibt das Verhältnis von Kohlenstoffaufnahme zur Wasserabgabe der Bäume oder des Bestandes an. Die sog. intrinsische Wassernutzungseffizienz (WUE_i) bezeichnet die von externen Faktoren nicht unmittelbar abhängige WUE . Sie wird als Quotient von Transpiration und Leitfähigkeit berechnet. Neuerdings wird ein analoges Verhältnis auf Ökosystemebene angewandt, das als inhärente Wassernutzungseffizienz bezeichnet wird (BEER et al. 2009). In der vorliegenden Untersuchung wurde die Bruttoprimärproduktion des Bestandes (GPP, GRÜNWARD & BERNHOFER 2007, SPANK & BERNHOFER 2008, BERNHOFER et al. 2011) auf E_c bzw. auf g_c aus Saftflussdaten bezogen. Dadurch wird das Verhalten der Bäume im Vergleich zu anderen Ökosystemkomponenten verdeutlicht. Im saisonalen Verlauf zeigte sich, dass WUE_i früher als WUE auf Bodentrockenheit mit einem Anstieg reagiert. Wobei nur am Fichtenstandort auch eine deutliche Erhöhung von WUE während der Trockenphase festzustellen war (Abb. 3).

Mit zunehmendem Sättigungsdefizit nimmt WUE typischerweise ab, d. h. an Tagen mit hohem D „kostet“ der Gewinn von Kohlenstoff mehr Wasser (Abb. 4, links). Dagegen verhält sich WUE_i von Fichte relativ unabhängig von D und beschreibt das pflanzeninterne Regulationsniveau (Abb. 4, rechts). Während jedoch bei Fichte WUE bzw. WUE_i in der Trockenphase deutlich erhöht ist, bleiben die Werte bei Buche annähernd im ursprünglichen Bereich, was auf eine geringere Beeinträchtigung durch die Bodentrockenheit hinweist. Dies entspricht der höheren Bodenfeuchte (Minimum 15 Vol. %) während der Trockenphase am Buchenstandort.

Die hier vorgestellten Ergebnisse von Fichte mit einer Erhöhung von WUE bzw. WUE_i unter Trockenstress entsprechen früheren Ergebnissen auf Blattebene (u. a. PEREIRA 1996). Neuere Messungen auf Ökosystemebene konnten keine Erhöhung von WUE unter Bodentrockenheit beobachten (REICHSTEIN et al. 2002). Offensichtlich hängen die Ergebnisse auch davon ab, ob die Werte direkt an den Pflanzen gewonnen wurden bzw. aus welchen Kohlenstoff- (Netto-/Bruttoprimärproduktion) und Wasserflüssen (Transpiration/Gesamtverdunstung) WUE berechnet wurde.

Es bleibt zu betonen, dass trotz Erhöhung von WUE unter Trockenheit, die absolute Kohlenstoffaufnahme aufgrund der niedrigen g_c -Werte stark eingeschränkt ist. Erhöhte Werte von WUE können daher nur als Beitrag zur Verbesserung des Überdauerungsvermögens während Trockenperioden gewertet werden. Mit dem Klimawandel wird die Bedeutung des Wasserhaushaltes für den Kohlenstoffhaushalt zunehmen. Die dynamische Reduktion der Bestandesleitfähigkeit unter Bodentrockenheit wird heute in Wasserhaushaltsmodellen noch ungenügend beschrieben. Auch muss die Erniedrigung von g_c aufgrund der zunehmenden atmosphärischen CO_2 -Konzentration zukünftig in Wasserhaushaltsmodellen Berücksichtigung finden.

3.4 Vergleich der Jahre 2006 und 2007

Im Jahr 2006 erreichte die Jahrestranspiration am Fichtenstandort 214 mm und am Buchenstandort 193 mm, wobei die Buche im Sommer weniger auf die Bodentrockenheit reagierte und höhere Werte als Fichte aufwies. Durch die höheren Saftflussraten von Fichte im Frühjahr und zusätzlichen Wasserverbrauch im Winter gleichen sich die Summen auf Jahresbasis weitgehend aus (Abb. 5). Dagegen liegt im Jahr 2007, das mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 9,5 °C, Jahresniederschlägen von 857 mm und einem mittleren Sättigungsdefizit von 3,7 hPa deutlich wärmer und feuchter war, E_c von Buche (213 mm) weit über Fichte (137 mm). Bemerkenswert ist der Beginn des Saftsteigens der Buche im März, während der Blattaustrieb im April erfolgte, und die längere Phase des Saftflusses im Herbst 2007. Die Unterschiede zwischen den Baumarten im Jahr 2007 können zum einen in der günstigeren Witterung liegen, die eher der Buche zugute kommt. Zum anderen hat der Sturm Kyrill im Januar 2007 zu einem erheblichen Verlust an grünen Zweigen am Fichtenstandort geführt, wodurch die Blattfläche und der Neuaustrieb reduziert wurden. Limitierend wirkte auf die Transpiration jedoch auch hohe atmosphärische Feuchte, d.h. häufige Niederschläge und hohe Luftfeuchtigkeit, die Blattnässe und Schließen der Spaltöffnungen bewirken. So nahm

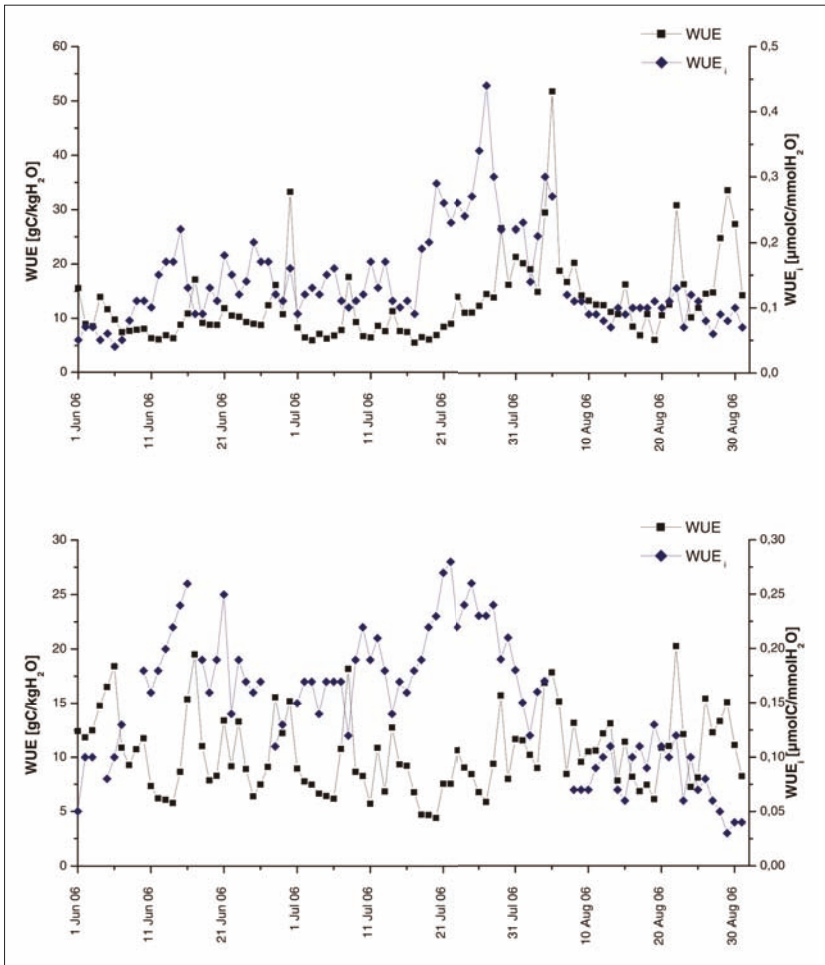


Abb. 3: Jahresverlauf der täglichen Wassernutzungseffizienz, WUE (Quadrate) bzw. der inhärenten Wassernutzungseffizienz, WUE_i (Rauten) für das Jahr 2006 mit einer Periode von Bodentrockenheit vom 17. Juli bis 05. August für Fichte (oben) und Buche (unten).

Fig. 3: Annual daily water-use efficiency (WUE) (squares) and inherent water-use efficiency (WUE_i) (diamonds) for the year 2006, including a drought phase from July 17th to August 5th for spruce (above) and beech (below).

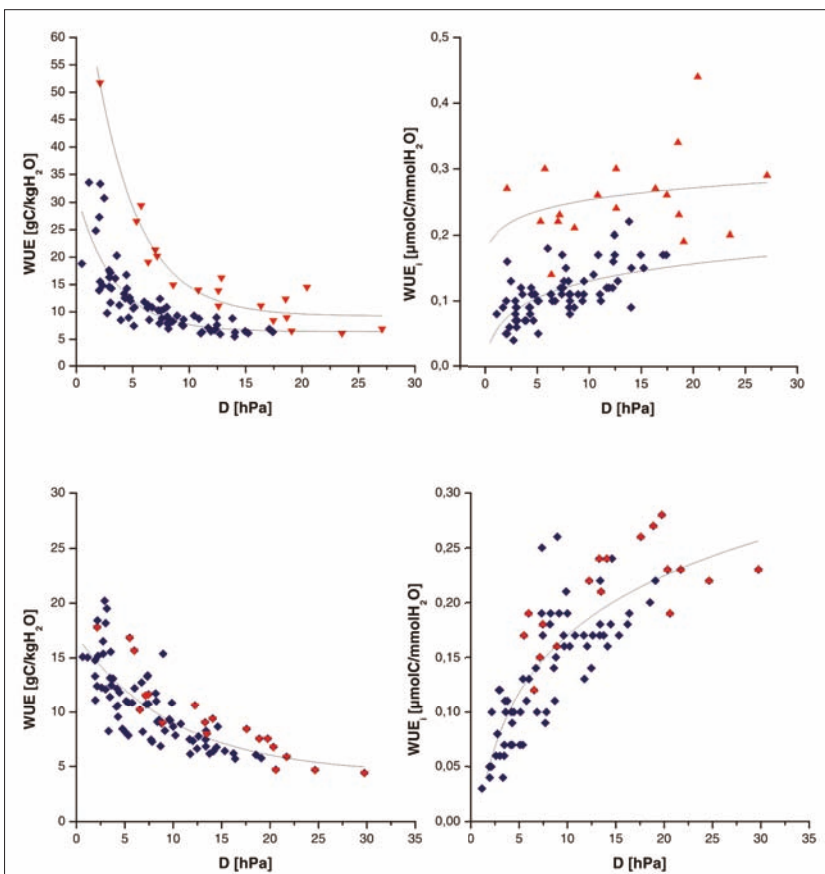


Abb. 4: Korrelation der täglichen Wassernutzungseffizienz, WUE (links) bzw. der inhärenten Wassernutzungseffizienz, WUE_i (rechts) mit dem Sättigungsdefizit D (gemittelt über 24 h) für Tage ohne Bodentrockenheit (Rauten) und mit Bodentrockenheit (Dreiecke) für Fichte (oben) und Buche (unten) im Jahr 2006 mit Trockenheitsphase vom 17. Juli bis 05. August.

Fig. 4: Correlation of daily water-use efficiency (WUE) (left) and inherent water-use efficiency (WUE_i) (right) with vapor pressure deficit (D) (average of 24 hrs) for days without (diamonds) and with soil drought (triangles) for spruce (above) and beech (below) in the year 2006, including a drought phase from July 17th to August 5th.

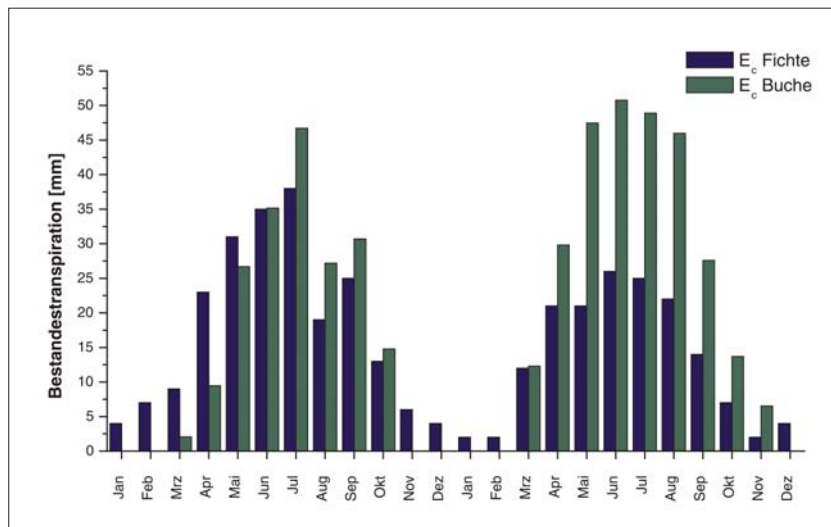


Abb. 5: Monatswerte der Bestandestranspiration, E_c am Fichten- und Buchenstandort für die Jahre 2006 (links) und 2007 (rechts).

Fig. 5: Monthly canopy transpiration (E_c) at the spruce and beech site for the years 2006 (left) and 2007 (right).

am Fichtenstandort die monatliche Transpiration mit der Anzahl der Niederschlagstage linear ab (CLAUSNITZER et al. 2011).

Die jährlichen Transpirationsraten an der Ankerstation Tharandter Wald variierten innerhalb des gesamten Beobachtungszeitraums von 2001–2009 zwischen 83 mm (2003) und 214 mm (2006), sie liegen damit im Bereich von Werten, wie sie auch für andere Fichtenaltbestände angegeben werden. In der Literatur finden sich jedoch häufig nur Angaben über einzelne Messjahre. Dabei entspricht die Spannweite von Messungen an verschiedenen Standorten etwa der Spannweite, die an der Ankerstation zwischen verschiedenen Messjahren gefunden wurde. Auch für Buche lassen sich ähnliche Werte der jährlichen Transpiration in der Literatur finden mit einer Spannweite von 178 mm bis 349 mm (MATZNER et al. 2004, SCHIPKA et al. 2005, SCHMIDT 2007). Neben Standort und Witterung wird E_c von der Bestandesstruktur beeinflusst. Bei Fichte nimmt die Transpiration ab dem Alter und damit verbundene Strukturänderungen ab (KÖSTNER et al. 2002), dagegen können bei Buche die Transpirationsraten unabhängig vom Alter mit der Baumhöhe und dem LAI zunehmen (KÖSTNER et al. 2004). Für die gesamte Wasserbilanz des Standortes ist vor allem bei weniger dichten Altbeständen die Evapotranspiration des Waldbodens mit zu berücksichtigen.

4 Schlussfolgerungen

Mit Saftflussmessungen lässt sich die Transpiration von Waldbeständen unabhängig von weiteren Verdunstungskomponenten im Wasserhaushalt bestimmen. Ferner können art- und bestandesspezifische atmosphärische und edaphische Kontrollfaktoren sowie Schwellenwerte der Transpirationslimitierung quantifiziert werden. Voraussetzung dafür sind kontinuierliche und langfristige Beobachtungen, um die Bandbreite von Umwelteinflüssen auf den Bestand erfassen zu können. Der häufigste Einfluss auf Transpiration und Leitfähigkeit, und damit auf die Kohlenstoffaufnahme der Bäume, sind Tage mit hohen Sättigungsdefiziten der Luft. An solchen Tagen ist der Wasserbedarf der Bäume hoch, der Kohlenstoffgewinn jedoch vergleichsweise niedrig und damit die Wassernutzungseffizienz der Bestände reduziert. Dies ist besonders bei Fichte ausgeprägt, die aufgrund ihrer natürlichen Herkunft an solche atmosphärische Bedingungen wenig angepasst ist. Obwohl die Wasserspeicherkapazität des Bodens am Fichtenstandort im Tharandter Wald vergleichsweise niedrig ist, trat innerhalb von neun Beobachtungsjahren nur zweimal Trockenstress durch periodische Bodentrockenheit auf. In dieser Zeit

ließ sich ein klarer Schwellenwert der Bodenfeuchte erkennen, der unabhängig von den atmosphärischen Bedingungen zu einer starken Einschränkung der Bestandesleitfähigkeit führte. Der Schwellenwert von 9,5 Vol. % Bodenfeuchte entspricht 43 % des pflanzenverfügbaren Wassers und ist damit in guter Übereinstimmung zu früheren Angaben in der Literatur. Trotz der Bodentrockenheit wurde in 2006 am Fichtenstandort die höchste Bestandestranspiration aller Beobachtungsjahre ermittelt. In der Jahresbilanz wird diese moderate Bodentrockenheit folglich weniger im Wasserhaushalt als im Kohlenstoffgewinn bzw. in der Wassernutzungseffizienz sichtbar. Bei Buche wirkte sich die Trockenheit im Jahr 2006 am Buchenstandort weniger auf Bodenfeuchte und Transpiration aus. Es ist zu fordern, dass Unterschiede im Standortwasserhaushalt aufgrund der Standortverhältnisse und Baumarten auch in Wasserhaushaltsmodellen entsprechend dargestellt werden können. Damit wäre die Basis gegeben, um transpirationsbezogene Indikatoren in Modellen, wie zum Beispiel Änderungen im Verhältnis von realer zu potenzieller Transpiration (SCHWÄRZEL et al. 2011) durch Messdaten physiologisch zu begründen.

Danksagung

Wir danken Uwe Eichelmann, Heiko Prasse und Udo Postel für ihre technische Unterstützung der Freilandmessungen sowie der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für finanzielle Förderung (Kennzeichen FE 504/2-1, -2).

Literatur

- ALSHEIMER, M., KÖSTNER, B., FALGE, E., TENHUNEN, J.D. (1998): Temporal and spatial variation in transpiration of Norway spruce stands within a forested catchment of the Fichtelgebirge, Germany. *Ann. Sci. For.* **55**: 103-124.
- BEER, C., CIAIS, P., REICHSTEIN, M., BALDOCCHI, D., LAW, B.E., PAPALE, D., SOUSSANA, J.-F., AMMANN, C., BUCHMANN, N., FRANK, D., GIANELLE, D., JANSSENS, I.A., KNOHL, A., KÖSTNER, B., MOORS, E., ROUPSARD, O., VERBEECK, H., VESALA, T., WILLIAMS, C. A., WOHLFAHRT, G. (2009): Temporal and among-site variability of inherent water use efficiency at the ecosystem level. *Global Biogeochem. Cycles* **23**, GB2018, doi:10.1029/2008GB003233.
- BERNHOFER, CH., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., GRÜNWALD, T., EICHELHANN, U., MENZER, A., FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K. (2011): Mikrometeorologische, pflanzenökologische und bodenphysiologische Messungen in Fichten- und

- Buchenbeständen des Tharandter Waldes. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 17-28.
- CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., SCHWÄRZEL, K., BERNHOFER, CH. (2010): Relationships between canopy transpiration, atmospheric conditions and soil water availability – Analyses of long-term sap-flow measurements in an old Norway spruce forest of the Ore Mountains/Germany. *Agric. For. Meteorol.*, **151**: 1023-1034.
- COHEN, I.R. (1982): Regulation of water use in relation to carbon gain in higher plants. In: LANGE, O.L., NOBEL, P.S., OSMOND, C.B., ZIEGLER, H. (eds.): *Physiological Plant Ecology II. Water relations and carbon assimilation. Encyclopedia of Plant Physiology*, Vol. **12 B**: 589-613.
- GEROLD, D. (2004): 20 Jahre ökologisches Messfeld Tharandt. Zuwachs und Ertrag der Fichte. *AFZ* **22**: 1223-1226.
- GRANIER, A. (1987): Evaluation of transpiration in a Douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Physiol.* **3**: 309-320.
- GRÜNWARD, T., BERNHOFER, CH. (2007): A decade of carbon, water and energy flux measurements of an old spruce forest at the Anchor Station Tharandt. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* **59**: 387-396.
- KÖSTNER, B. (2001): Evaporation and transpiration from coniferous and broad-leaved forests in Central Europe – relevance of patch-level studies for spatial scaling. *Meteorology and Atmospheric Physics* **76**: 69-82.
- KÖSTNER, B., FALGE, E., TENHUNEN, J.D. (2002): Age-related effects on leaf area / sapwood area relationships, canopy transpiration, and carbon gain of *Picea abies* stands in the Fichtelgebirge/Germany. *Tree Physiol.* **22**: 567-574.
- KÖSTNER, B., MATYSSEK, R., HEILMEIER, H., CLAUSNITZER, F., NUNN, A.J., WIESER, G. (2008): Sap flow measurements as a basis for assessing trace-gas exchange of trees. *Flora* **203**: 14-33.
- KÖSTNER, B., SCHMIDT, M., FALGE, E., FLECK, S., TENHUNEN, J.D. (2004): Atmospheric and structural controls on carbon and water relations in mixed-forest stands of beech and oak. In: MATZNER, E. (ed.): *Biogeochemistry of forested catchments in a changing environment. A German Case Study. Ecological Studies* 172, Springer, Berlin: 69-98.
- KÖSTNER, B., TENHUNEN, J.D., ALSHEIMER, M., WEDLER, M., SCHARFENBERG, H.-J., ZIMMERMANN, R., FALGE, E., JOSS, U. (2001): Controls on evapotranspiration in a spruce forest catchment of the Fichtelgebirge. In: TENHUNEN, J.D., LENZ, R., HANTSCHHEL, R. (eds.): *Ecosystem approaches to landscape management in Central Europe. Ecological Studies* 147, Springer Verlag, Berlin: pp 379-415.
- LU, P., BIRON, P., BRÉDA, N., GRANIER, A. (1995): Water relations of adult Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) under soil drought in the Vosges mountains: water potential, stomatal conductance and transpiration. *Ann. Sci. For.* **52**: 117-129.
- MATZNER, E., KÖSTNER, B., LISCHIED, G. (2004): Biogeochemistry of two forested catchments in a changing environment: A synthesis. In: MATZNER, E. (ed.): *Biogeochemistry of forested catchments in a changing environment. A German Case Study. Ecological Studies* 172, Springer, Berlin: 457-490.
- MOORE, G.W., BOND, B.J., JONES, J.A., PHILLIPS, N., MEINZER, F.C. (2004): Structural and compositional controls on transpiration in 40- and 450-year-old riparian forests in western Oregon, USA. *Tree Physiol.* 2004 **24**(5): 481-491.
- PEREIRA, J.S. (1995): Gas exchange and growth. In: SCHULZE, E.D., CALDWELL, M.M. (eds.): *Ecophysiology of Photosynthesis. Ecol. Studies* 100, Springer-Verlag, Berlin: pp 147-181.
- PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., CLAUSNITZER, F., BERNHOFER, C., FEGER, K.H. (2011): Einfluss von Relief, Boden und Bestockung auf den Standortwasserhaushalt. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 101-109.
- PECK, A., MEYER, H. (1996): Einfluss von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstw. Cbl.* **115**: 1-9.
- POYATOS, R., MARTÍNEZ-VILALTA, J., ČERMÁK, J., CEULEMANS, R., GRANIER, A., IRVINE, J., KÖSTNER, B., LAGERGREN, F., MEIRESSONNE, L., NADEZHINA, N., ZIMMERMANN, R., LLORENS, P., MENCUCCINI, M. (2007): Phenotypic plasticity in structural and functional hydraulic characters in Scots pine: Analysis of variability across Eurasia. *Oecologia* **153**: 245-259.
- REICHSTEIN, M., TENHUNEN, J.D., ROUPSARD, O., OURCIVAL, J.-M., RAMBAL, S., MIGLIETTA, F., PERESSOTTI, A., PECCHIARI, M., TIRONE, G., VALENTINI, R. (2002): Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes in three Mediterranean evergreen ecosystems: revision of current hypotheses? *Global Change Biology* **8**: 999-1017.
- SCHWÄRZEL, K., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., HANTSCHHEL, J., GRÜNWARD, T., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C., FEGER, K.H. (2009): Soil water content measurements deliver reliable estimates of water fluxes: A comparative study in a beech and a spruce stand in the Tharandt Forest (Saxony, Germany). *Agric. For. Meteorol.* **149**: 1994-2006.
- SCHWÄRZEL, K., PETERS, R., PETZOLD, R., HANTSCHHEL, J., MENZER, A., CLAUSNITZER, F., SPANK, U., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C., FEGER, K.H. (2011): Räumlich-differenzierte Berechnung und Bewertung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern des Mittelgebirges. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 119-126.
- SELLIN, A. (1997): Variation in shoot water status of *Picea abies* (L.) Karst. trees with different life histories. *For. Ecol. Manage.* **97**: 53-62.
- SELLIN, A. (2001): Hydraulic and stomatal adjustment of Norway spruce trees to environmental stress. *Tree Physiol.* **21**: 879-888.
- SPANK, U., BERNHOFER, CH. (2008): Another simple method of spectral correction to obtain robust EC results. *Bound.-Layer Meteorol.* **128**: 403-422.
- STURM, N., KÖSTNER, B., HARTUNG, W., TENHUNEN, J.D. (1998): Environmental and endogenous controls on leaf- and stand-level water conductance in a Scots pine plantation. *Ann. Sci. For.* **55**: 237-253.
- TARDIEU, F., DAVIES, W.J. (1993): Integration of hydraulic and chemical signaling in the control of stomatal conductance and water status of droughted plants. *Plant, Cell & Environ.* **16**: 341-349.

submitted: 08.12.2010

reviewed: 03.02.2011

accepted: 15.03.2011

Autorenanschrift:

Dr. Barbara Köstner, Falko Clausnitzer
 Technische Universität Dresden
 Professur für Meteorologie
 Piennner Straße 23, 01737 Tharandt,
 E-Mail: barbara.koestner@forst.tu-dresden.de
 E-Mail: falko.clausnitzer@forst.tu-dresden.de

Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands

The use of lysimeters to determine the water balance in forests in northeastern Germany

Jürgen Müller

Abstract

*The region of Eberswalde in northeastern Germany is amongst the driest and also most densely wooded regions in Germany. Low annual precipitation between 500 and 600 mm and the light sandy soils lead to limited water availability. Therefore the hydrological functions of forests play an important role in the regional water budget, water supply and water distribution. The aim of forest hydrologic research is to investigate the influence of the different types of forest structures on the water balance of the landscape and on the partial parameters of the water balance equation. Lysimeters are suitable measuring instruments to investigate evaporation and groundwater production in areas with granular soils and loose rocks. The use of lysimeters of different construction has a tradition of more than 100 years in this region. To investigate the water consumption of different tree species, lysimeters were installed in the lowlands at Britz near Eberswalde under comparable site conditions. In 1972 nine lysimeters with a surface of 100 m² and a depth of 5 m were built. The stand development of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), common beech (*Fagus sylvatica* L.), larch (*Larix decidua* L.) and Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) have been observed and recorded since planting with regard to growth course, net primary production and water fluxes.*

The choice of tree species is of critical importance for determining the amount of groundwater production below forests. The structural properties of the ground vegetation in terms of composition and coverage influence the soil available water content considerably with effects on tree growth of Scots pine forests during the vegetative period. These results were obtained with the use of specially developed weighable lysimeters.

Keywords: *Climate change, lysimeter type, landscape water budget, tree species, ground vegetation*

Zusammenfassung

Die Waldregion Eberswalde als Teil des nordostdeutschen Tieflands ist durch geringe Niederschläge, Sommer-trockenheit und verbreitet leichte Sandböden geprägt. Die jährlichen Niederschläge betragen 500 bis 600 mm. Schwerpunkt der forsthydrologischen Forschung ist die Klärung des Einflusses unterschiedlich strukturierter Wälder auf den Landschaftswasserhaushalt und auf die Teiglieder der Wasserhaushaltsgleichung. Im Lockergesteinsbereich sind Lysimeter eine geeignete Methode zur Erforschung des Wasserhaushaltes von Pflanzen. 1972 wurden in Britz bei Eberswalde neun

Großlysimeter mit einer Tiefe von 5 m und einer Oberfläche von 100 m² unter vergleichbaren Standortbedingungen angelegt. 1974 wurden diese Lysimeter mit den Baumarten Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), Buche (*Fagus sylvatica* L.), Lärche (*Larix decidua* L.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) bepflanzt. Das Versuchsziel war die Klärung des Baumarten- und Alterseinflusses der Bestockungen auf Grundwasserneubildung und Verdunstung. Die Lysimeterforschung hat in dieser Region eine über hundertjährige Tradition.

Die Großlysimeteruntersuchungen zeigten, dass für die Tiefenversickerung unter Wald die Baumart von herausragender Bedeutung ist. In Kiefernbeständen wurde mit Hilfe speziell entwickelter wägbare Lysimeter der Wasserverbrauch typischer Bodenvegetationsdecken ermittelt. Erst durch die Berücksichtigung der Besonderheiten des strukturellen Aufbaus des Waldes wird eine treffende Beurteilung der hydrologischen Wirkungen möglich.

Schlüsselwörter: Klimawandel, Lysimetertypen, Landschaftswasserhaushalt, Baumarten, Bodenvegetation

1 Einleitung

Zur Erforschung des Wasserhaushaltes von Wäldern gibt es international und national eine Vielzahl von Untersuchungen. Die Forschungen stehen einerseits im Zeichen des Versuchs einer räumlichen und zeitlichen Übertragung von Prozessen des Wasserhaushalts auf die Ebene ganzer Wassereinzugsgebiete. Andererseits werden Untersuchungen auf Bestandesebene in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur zur Ermittlung von Struktur- und Prozessbeziehungen, zur Indikation von Stressreaktionen der Waldbäume in Wassermangelphasen und zur Parametrisierung von Wasserhaushaltsmodellen betrieben.

Der verbreitete Forschungsansatz sind Studien in Einzugsgebieten. Beispielhaft dafür stehen das ARINUS-Projekt (BRAHMER 1990), das Höglwald-Projekt (KREUTZER & GÖTTLEIN 1985), der Krofdorfer Forst (FÜHRER 1990), die Lange Bramke (HAUHS 1985), der Solling (MANDERSCHIED 1992). Des Weiteren wurden in unterschiedlichen Regionen Deutschlands baumartenspezifische Untersuchungen zum Wasserhaushalt durchgeführt. Beispielhaft dafür stehen die Wasserhaushaltsuntersuchungen auf den Flächen des Forstlichen Umweltmonitorings (GRIMMEISEN 1994, PREUSHLER et al. 1994), die Untersuchungen in den Berliner Forsten und im nordostdeutschen Tiefland (RAKEI 1991, RIEK & RENGER 1994, LÜTZKE & SIMON 1972, LÜTZKE & SIMON 1975, MÜLLER 2001, MÜLLER et al. 2002).

Dieser Artikel gibt eine Übersicht zum Einsatz von Lysimetern unterschiedlicher Bauart in Wäldern im Großraum Eberswalde (BL Brandenburg). Es werden die Anwendung unterschiedlicher

Lysimeterarten besprochen und die mit ihnen erzielten Ergebnisse beispielhaft dargestellt. Der Einsatz von Lysimetern hat in diesem Naturraum eine lange Tradition. Ursache dafür sind die standortspezifischen Bedingungen der Region. So hat Eberswalde auf Grund des kontinental beeinflussten Klimas im bundesweiten Vergleich weit unterdurchschnittliche Niederschläge und damit ein geringes Wasserdargebot. Die jährlichen Niederschläge liegen im langjährigen Mittel bei 580 mm. In den Wäldern um Eberswalde dominiert die Baumart Kiefer und die Waldböden sind vorherrschend sandig mit geringer Wasserspeicherkapazität und hoher Durchlässigkeit. Diese Standortbedingungen sind repräsentativ für weite Teile Brandenburgs, dessen Waldfläche 36 Prozent beträgt mit der Dominanz der Kiefer auf über 70 % der Waldfläche.

Deshalb hat die Forschung hier der Untersuchung des Wasserhaushaltes der Wälder schon frühzeitig eine vertiefte Aufmerksamkeit gewidmet. Vorherrschendes Ziel war die Ermittlung des Baumarten- und Alterseinflusses auf Grundwasserneubildung und Verdunstung. Wenn für Standorte des Lockergesteinsbereiches speziell der Bewuchseinfluss auf den Gesamtwasserhaushalt zu klären ist, sind Messungen mit Lysimetern eine sichere Methode. Die über 35-jährigen Ergebnisse der Großlysimeter geben die Möglichkeit, Aussagen zur Veränderung des Wasserhaushaltes aufwachsender Bestände unterschiedlicher Baumarten zu treffen.

2 Der Einsatz von Lysimetern für Wasserhaushaltsuntersuchungen

Lysimeter sind mit Erde gefüllte Kästen, die das durch den Boden nach unten sickende Wasser in Menge und Qualität messbar machen. Sie dienen der Ermittlung des Stoff- und Wasserhaushaltes von Vegetation, Vegetationsdecken und anderen Bedeckungen. Es wird zwischen gestörten (geschützten) und ungestörten (monolithisch gewonnenen) sowie wägbaren und nicht wägbaren Lysimetern unterschieden, die oberflächengleich in den Boden eingebaut werden.

Der Sickerwasserausfluss aus dem Lysimeter wird in der Regel direkt gemessen. Bei gegebenem Niederschlag und

vorhandener Bodenfeuchtedifferenz kann die Evapotranspiration (ET) für unterschiedliche Zeiträume nach der Wasserhaushaltsgleichung ermittelt werden.

$$ET = N - D - \Delta W$$

(N = Niederschlag; D = Sickerung; ΔW = Wassergehaltsänderung im Boden)

Der Einsatz von Lysimetern für Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen ist gängige Praxis. Gegenwärtig erfährt der Lysimeteinsatz durch die Anwendung neuer Entnahme- und Einbautechnologien sowie innovativer Messtechnik einen Anwendungsschub in Wissenschaft und Praxis (RUPP et al. 2005, BETHGE-STEFFENS et al. 2005, HERNDL et al. 2009, PRASUHN et al. 2009). Eine Übersicht über vorhandene Lysimeterstationen geben LANTHALER & FANK 2005 und LANTHALER 2007. Des Weiteren wird auf der Internetseite der Arbeitsgruppe Lysimeter eine aktuelle Übersicht über die in Europa vorhandenen Stationen und ihre Einsatzgebiete gegeben.

Die Tabelle 1 zeigt die Anwendung unterschiedlicher Lysimeterarten in der forsthydrologischen Forschung im Umfeld von Eberswalde.

Bereits im Jahr 1907 wurden in Eberswalde auf dem „Drachenkopf“ Untersuchungen zum Wasserhaushalt von kleinen Waldbäumen mit Kleinstlysimetern durchgeführt. Diese Kleinstlysimeter wurden 1929 durch eine größere wägbare Anlage mit drei Lysimetern ersetzt, die 1954 um vier weitere ergänzt wurde (Tab. 1). Die Versuchsstation ist nach unserem Kenntnisstand die älteste Lysimeterstation der Welt für forsthydrologische Zwecke (MÜLLER 2008). Die wägbaren Lysimeter werden zur Bestimmung von Verdunstung und Sickerung unter definierten Witterungs- und Bodenverhältnissen sowie wechselndem Bewuchs genutzt. Ein wesentliches Ergebnis der „Drachkopflysimeter“ ist, dass die Pflanzenart und der Deckungsgrad der Vegetation maßgeblich die Höhe und den zeitlichen Verlauf von Sickerung und Verdunstung beeinflussen (MÜLLER 2008). So sickerte unter 6-jährigen Kiefern weniger Wasser in die Tiefe als unter Feldgras. Diese ersten Ergebnisse

Tab. 1: Einsatz unterschiedlicher Lysimeterarten in der forsthydrologischen Forschung.

Tab. 1: Use of different types of lysimeters in forest hydrology research.

Jahr	1907	1929	1966	1972	1994	2005	2009
Standort	Eberswalde „Drachenkopf“	Eberswalde „Drachenkopf“	Liepe	Britz	Versuchsflächen	Britz „Postluch“	Eberswalde Freilandlabor „Drylab“
Lysimeter-typ	Kleinstlysimeter	Kleinlysimeter	Unterflurlysimeter	Großlysimeter	Kleinlysimeter	Grundwasserlysimeter	Kleinlysimeter
Wägbarkeit	nicht wägbar	wägbar	nicht wägbar	nicht wägbar	wägbar	wägbar	nicht wägbar
Boden Bodenart	gestört Sand	gestört Sand	ungestört Sand	gestört Sand	ungestört Sand	ungestört Torf über Sand	gestört Sand
Bedeckung	diverse	diverse	Kiefern	Bäume	Bäume Bodenveg.	Bäume	Bäume
Oberfläche	500 cm ²	1 m ²	500 cm ² 1500 cm ²	100 m ²	1 m ²	1 m ²	2 m ²
Tiefe	1,0 m	1,5 m	5 m	5 m	1,8 m	2,0 m	1,5 m

Tab. 2: Strukturelevante Parameter der Lysimeterbestände im Jahr 1999 vor dem Waldumbau (Alter der Bäume 27 Jahre).**Tab. 2:** *Structural parameters of the lysimeter stands in 1999 before forest conversion (age of trees: 27 years).*

	Kiefer	Buche	Lärche	Douglasie
Höhe des Grundflächenmittelstammes (HG) [m]	12,8	8,6	13,2	11,0
Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (DG) [cm]	10,9	5,5	13,9	12,2
Grundfläche [m ² /ha]	28,0	21,1	29,5	32,3
Bestockungsgrad (B ^o) [o.D.]	1,21	1,40	1,20	1,05

waren u. a. Anlass für den Bau weiterer größerer Lysimeter.

2.1 Die Großlysimeteranlage in Britz

Andere Lysimetererfahrungen nutzend wurden 1972 neun Großlysimeter mit einer für Waldlysimeter notwendigen Tiefe von 5 m und einer Oberfläche von 100 m² (10 x 10 m) angelegt (Abb. 1). Die „Britzer Großlysimeter“ sind daher im europäischen Maßstab einmalig, da andere mit Bäumen bewachsene Lysimeter zwar die nötige Oberfläche haben, aber mit einer Tiefe von 2,5 m, 3 m bzw. 3,5 m zu flach sind. So in Castricum in den Niederlanden (HOEVEN 2005), in St. Arnold in Niedersachsen (SCHROEDER 1990) und in der Letzlinger Heide in Sachsen-Anhalt (HELBIG 1988).

Die Station liegt 5,5 km nordöstlich von Eberswalde auf der großflächig ebenen Hauptterrasse des Eberswalder Urstromtales (Bodenform: Cambic Podzol). Die Höhe über N.N. beträgt 40 m. Die Bodenart ist ein mittelkräftiger Sand im gesamten Lysimeterprofil bis 5 m Tiefe (etwa 75 % Mittel- und 17–19 % Feinsand, Anteil Ton und Schluff 4 %). Der langjährige mittlere Jahresniederschlag beträgt 570 mm und die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8,2 °C. Der Standort ist für weite Teile des nordostdeutschen Tieflands repräsentativ.

Die Großlysimeter sind unwägbar und gestört (MÜLLER 2003). Die Umgebungswände bestehen aus 0,8 mm dicker Polyethylenfolie. 1974 wurden diese Lysimeter zusammen mit einer 0,3 ha großen Umgebungsfäche mit den Baumarten Buche (2 Lysimeter), Kiefer (3 Lysimeter), Lärche und Douglasie (je 2 Lysimeter) in praxisüblichen Verbänden bepflanzt (Abb. 2). In der Tabelle 2 sind die strukturelevanten Parameter der Lysimeterbestände vor Beginn der forstlichen Eingriffe im Zuge der Unterbaumaßnahmen im Jahre 1999 enthalten.

Das sich über der Lysimetergrundfläche ansammelnde Sickerwasser läuft zu einem Messschacht neben dem Lysimeter ab und wird mit einem Wasserzähler mechanisch und elektronisch gemessen. Die Bodenfeuchte wird mit Sonden bis zu einer Tiefe von 4,6 m in insgesamt 10 Tiefenstufen gemessen. Die Erfassung des Niederschlages erfolgt mit Niederschlags-sammlern nach Hellman im Freiland und im Bestand. Aus der Differenz von Freiland- und Bestandesniederschlag wird die Interzeptionsverdunstung berechnet.

Das anfängliche Forschungsziel bestand in der Untersuchung des Baumarten- und Alterseinflusses der unter vergleichbaren Witterungs- und Bodenbedingungen aufwachsenden Lysimeterbestände auf Grundwasserneubildung und Verdunstung.

Das zukünftige Waldbild im nordostdeutschen Tiefland soll durch möglichst vielfältig strukturierte Mischbestände geprägt sein. Dieses Ziel verfolgt auch der Waldumbau im Land Brandenburg. Das Waldumbauprogramm bedarf der wissenschaftlichen Begleitung und Fundierung; insbesondere ist zu prüfen, wie

sich die im hiesigen Raum für das Waldwachstum häufig als limitierend erweisenden hydroökologischen Bedingungen bei Unterbau von Buche und Eiche in Kiefernbeständen verändern und wie diese Bedingungen über bestandesstrukturell-waldbauliche Maßnahmen positiv beeinflusst werden können. Des Weiteren kommt für das nordostdeutsche Tiefland der Eiche aus standortklimatischen Gründen eine höhere Bedeutung zu. Die hydrologischen Bedingungen von sich entwickelnden Eichenökosystemen sind noch weitgehend unbekannt. Vor diesem Hintergrund wurden einzelne Lysimeterbestände im Jahre 2000 wie folgt strukturell verändert:

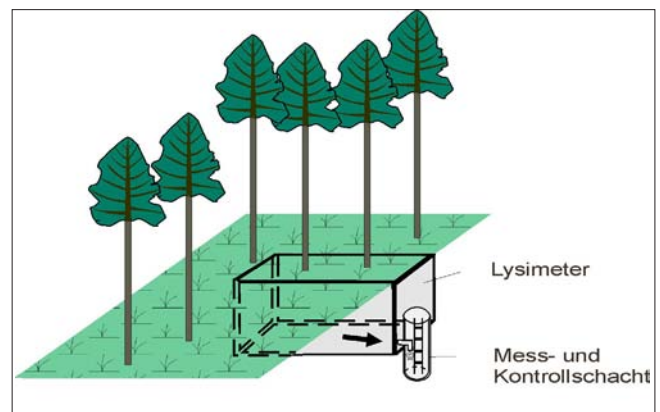
- Lärche mit Buche unterbaut,
- Kiefer mit Buche unterbaut,
- Kiefer mit Eiche unterbaut,
- Eichenneuanpflanzung.

Die Abbildung 3 zeigt einen mit Eiche unterbauten Kiefernbestand auf der Großlysimeteranlage.

Mit der Erweiterung der Zielstellung für die Lysimeteranlage werden wichtige ökologische Grundlagen für einen erfolgreichen Waldumbau erarbeitet. Gleichzeitig wird es möglich, die langfristigen Konsequenzen des Umbaus für den Landschaftswasserhaushalt realistisch einzuschätzen.

2.2 Die wägbaren Lysimeter in Waldbeständen

Neben der Fragestellung zum Beitrag des Waldes zum Landschaftswasserhaushalt sind die Untersuchungen zum Wasserverbrauch und Wachstum der Wälder bei weniger werdenden Wasserressourcen innerhalb der Vegetationsperiode ein wesentlicher Forschungsschwerpunkt. Vor dem Hintergrund des Klimawandels mit zunehmender Sommer-trockenheit

**Abb. 1:** Prinzipskizze eines mit Bäumen bewachsenen Großlysimeters.**Fig. 1:** *Schematic diagram of a large-scale lysimeter planted with trees.*

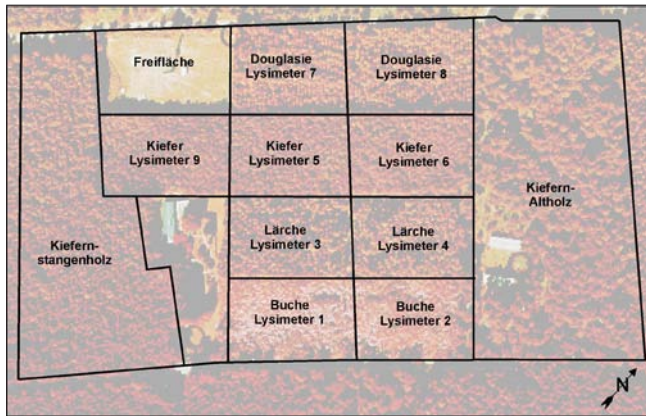


Abb. 2: Luftbild der ökologischen Versuchsstation Britz mit Lage der einzelnen Großlysimeter (Stand 1998).

Fig. 2: Aerial photograph of the Britz Ecological Research Station showing the location of the large-scale lysimeters (as of 1998).



Abb. 5: Wägbares Lyssimeter mit Bodenvegetation in einem Kiefernreinbestand.

Fig. 5: Small-scale lysimeter with ground vegetation in a pure Scots pine stand.



Abb. 3: Ein mit Eiche unterbauter Kiefernbestand im Jahr 2010.

Fig. 3: A Scots pine stand with oak understory in the year 2010.



Abb. 6: (links) Wägbares Lyssimeter in einem Kiefern-Buchen-Mischbestand.

Fig. 6: (left) Weighable lysimeter in a pine-beech mixed stand.



Abb. 7: (rechts) Wägbares Lyssimeter mit jungen Eichen zur Erfassung unterschiedlicher Trockenheitswirkung.

Fig. 7: (right) Small-scale lysimeter with young oaks to evaluate drought risk.

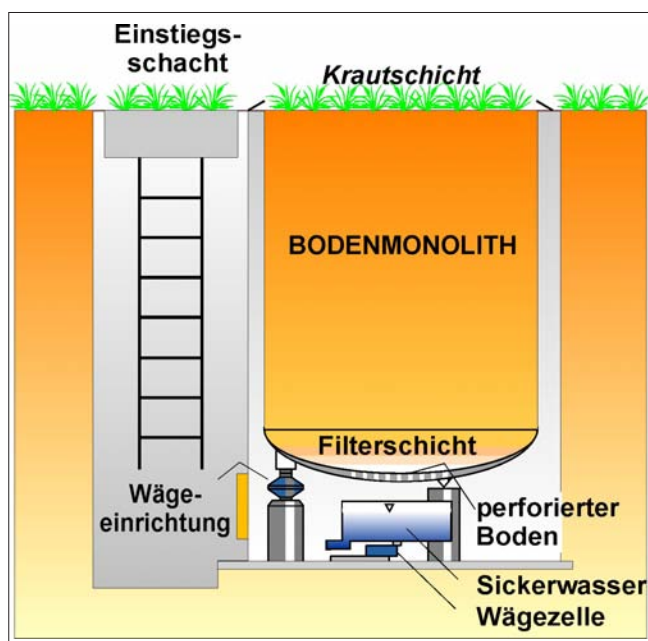


Abb. 4: Prinzipskizze eines wägbaren Lyssimeters.

Fig. 4: Schematic diagram of a weighable lysimeter.

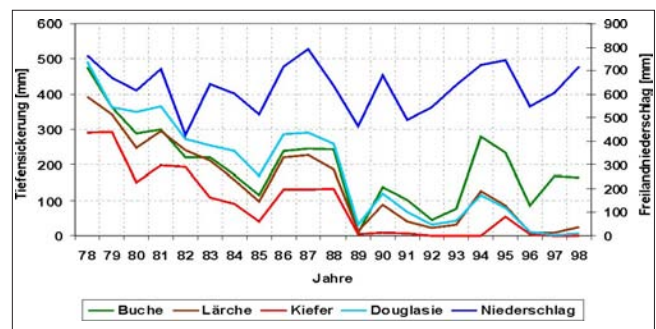


Abb. 8: Jahresniederschlag und -sickerung 1978 bis 1998 der Baumarten auf der Lyssimeterstation Britz.

Fig. 8: Annual precipitation and annual deep infiltration for the period 1978–1998 for each of the tree species at the lysimeter station Britz.

gewinnt diese Fragestellung zunehmend an Bedeutung (MÜLLER 2009).

In den dominierenden Kiefernbeständen des nordostdeutschen Tieflandes ist der Wasserverbrauch der Bodenvegetation eine wesentliche, doch noch weitgehend unbekannt GröÙe. Bei gegebener Niederschlagsarmut ist sie jedoch eine SteuergröÙe im Wasserhaushalt der Wälder. Seine Bestimmung ist methodisch schwierig. Um die Evapotranspiration der Bodenvegetation und ihren spezifischen Wasserverbrauch getrennt von der Transpiration des Baumbestandes zu ermitteln, wurden spezielle wägbare Kleinlysimeter (WKL) entwickelt und ab 1994 in unterschiedliche Kiefernökosysteme eingebaut (Abb. 4). Dabei waren folgende Anforderungen an die Lysimeterkonstruktion zu erfüllen (MÜLLER & SEYFARTH 1999):

- Kreisförmige Lysimeteroberfläche von 1 m², das entspricht etwa dem 1,5-fachen der Höhe der Bodenvegetation,
- Lysimetertiefe von 1,8 m, so dass ein sich eventuell ausbildender Stauwasserhorizont am Lysimeterboden nicht auf die Transpirationshöhe auswirken kann,
- Entnahme eines ungestörten Bodenmonoliths mit aufwachsender Bodenvegetation,
- kontinuierliche Messung von Bodenfeuchteänderungen und Sickerwassermenge durch Wägung mit hoher Präzision,
- Mobilität der WKL, d. h. mehrfacher Einsatz der Lysimeter für unterschiedliche Anwendungsgebiete.

Die entwickelte Messeinrichtung, eine Kombination von ungestörtem Bodenkörper ausreichender Dimension und Wägbarekeit bei Verzicht auf einen Lysimeterkeller sowie mobiler Einsatzmöglichkeit war zu diesem Zeitpunkt neu. Damit wurde die Bilanzierung des Wasserhaushaltes für unterschiedliche Anwendungsfälle unter Freilandbedingungen mit vergleichsweise geringen Kosten möglich. Der Wasserverbrauch der Vegetation wird durch den Einsatz spezieller Wägezellen für die Erfassung der Bodenfeuchteänderung im Monolith und der ausfließenden Sickerwassermengen mit einer Genauigkeit von 0,1 mm gemessen.

Seit 1995 werden die wägbaren Lysimeter für nachfolgende forsthydrologische Fragestellungen eingesetzt:

- Messung des Wasserverbrauchs und möglicher Konkurrenzwirkung der Bodenvegetation in Kiefernbeständen mit unterschiedlicher Artenzusammensetzung (Abb. 5)
- Messung des Wasserverbrauches unterständiger Bäume im Mischbestand (Abb. 6)
- Einsatz der Lysimeter auf grundwassernahen Standorten zur Ermittlung des Einflusses der Grundwasserstandsänderung auf den Wasserhaushalt und das Wachstum junger Schwarzerlen
- Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Trockenheit auf das Wachstum und den Wasserhaushalt junger Eichen. Die wägbaren Lysimeter sind mit einem fahrbaren sensorgesteuerten Dach abgedeckt, das, wenn es regnet, über die Lysimeter fährt (Abb. 7). Der Niederschlag für unterschiedliche Szenarien (Trocken- und Normalszenario) wird durch Bewässerung gegeben.

3 Ergebnisse

Unter Nutzung der im Kapitel 2 dargestellten Methoden werden nachfolgend zu den beiden wesentlichen Forschungsschwerpunkten der Region:

- Der Beitrag des Waldes zum Landschaftswasserhaushalt
- Der Wasserverbrauch und das Wachstum der Wälder bei weniger werdenden Wasserressourcen innerhalb der Vegetationsperiode

beispielhaft wesentliche anwendungsorientierte Ergebnisse der Wasserhaushaltsforschung präsentiert.

3.1 Der Beitrag des Waldes zum Landschaftswasserhaushalt – Ergebnisse der Großlysimeter

Für die Höhe der Grundwasserneubildung unter Wald ist die Baumart von maßgeblicher Bedeutung. Dies ist ein wesentliches Ergebnis der Untersuchungen auf den Großlysimetern.

Die Abbildung 8 zeigt die Veränderung der Tiefensickerung der Baumarten im Zeitraum 1978 bis 1998. Bezüglich der jährlichen Sickerungshöhe zeigen sich deutliche baumartenspezifische Unterschiede. Bis 1984 ist bei allen Baumarten eine deutliche Abnahme der Sickerung erkennbar. Der starke Abnahmetrend der Sickerung beim Aufwachsen der Junggehölze hat seine Ursachen in der zunehmenden Gesamtverdunstung V. Die Höhe der Sickerung wird im Wesentlichen durch die vegetationsstrukturellen Unterschiede der Baumarten beeinflusst. Der Einfluss der Vegetation dominiert, die jährliche Niederschlagshöhe hat einen untergeordneten Einfluss. In den Jahren danach wurde dieser Vegetationseinfluss teilweise durch den Niederschlagseinfluss überprägt. Die Sickerungsunterschiede zwischen den Baumarten bleiben erhalten. Ab 1990 dominiert bei den Baumarten Kiefer, Douglasie und Lärche wieder der Einfluss des aufwachsenden Bestandes. In der Buche wird ab 1990 der Jahresniederschlag zur dominierenden SteuergröÙe für die zeitliche Veränderung der Grundwasserneubildung (MÜLLER 2002, 2005). Innerhalb der Vegetationsperiode findet in der Regel bei allen Baumarten keine Grundwasserneubildung statt.

Zur Erklärung der baumartenspezifischen Sickerungsunterschiede ist es notwendig, die einzelnen Verdunstungskomponenten Interzeption, Transpiration und Verdunstung am Waldboden zu analysieren. Abbildung 9 zeigt die Wasserbilanz beispielhaft für die Baumarten Buche und Kiefer. Bei vergleichbarer Evapotranspiration der Bestände ist die Interzeptionsverdunstung Hauptursache für die Sickerungsunterschiede, die in den Buchenbeständen 22 % und in den Kiefernbeständen 32 % des jährlichen Niederschlagsdargebotes beträgt. Die Buche zeigt saisonale Belaubungsunterschiede (sommergrün, winterkahl), dem Stamm trichterförmig Wasser zuleitende Äste und Zweige, eine glatte Rinde mit geringer Stamminterzeption, die zu Stammabflussmengen von bis zu 8 % des Freilandniederschlages und geringer Interzeptionsverdunstung führen. Die Ursachen für die gegenüber den Buchenbeständen erhöhte Interzeptionsverdunstung der Kiefernbestände liegen in der immergrünen, das ganze Jahr interzeptionswirksamen Nadeltracht der Kiefer, ihrer offenen sperrigen Krone (Auffangtrichter) und dem infolge der rauerer Borke geringeren bis vernachlässigbaren Stammabfluss.

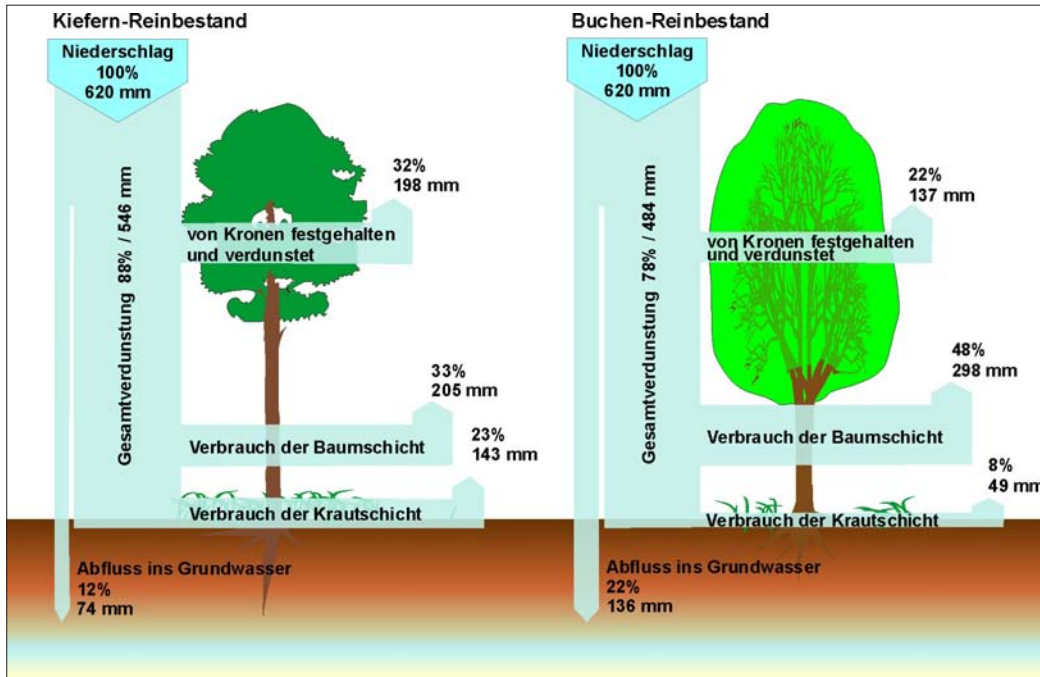


Abb. 9: Wasserbilanz eines Kiefern- und Buchenbestandes im Baumholzstadium auf grundwasserfernem Sand.

Fig. 9: Water balance of mature pine and beech stands on sandy soil with deep groundwater.

Von wasserwirtschaftlicher Bedeutung ist die Höhe der Grundwasserneubildung in den einzelnen Wuchsphasen der aufwachsenden Kiefern- und Buchenbeständen. Hierzu konnten durch die Untersuchungen mit den Großlysimetern und außerhalb der Lysimeter in gewachsenen Kiefern- und Buchenrein- und Mischbeständen wertvolle Ergebnisse erzielt werden. Die Auswirkung vegetationsstruktureller Differenzierungen in unterschiedlichen Wuchsstadien eines Kiefern- und Buchenbestandes und eines aufwachsenden Kiefern-Buchen-Mischbestandes auf die Sickerungshöhe und Verdunstung zeigt die Abbildung 10.

Im Kiefernbestand steigt die Gesamtverdunstung mit dem Aufwachsen schnell an und die Sickerung geht zurück. Sie liegt im Stangenholzstadium bei 100 %. Die Kiefern haben in diesem Alter Zuwachskulmination, dementsprechend hohe Transpiration und infolge dichter Kronendächer hohe Interzeptionsverluste mit über 40 % der jährlichen Niederschlagsmenge (MÜLLER 2002, 2005). Die Sickerung geht in diesem Stadium gegen Null. Durch natürliche Baumzahlreduzierung und planmäßige Durchforstungen gehen Transpiration und Interzeption stetig zurück und der Sickerungsanteil steigt an. Durch die Auflichtung des Kronendaches nimmt der Anteil der Evapotranspiration der Bodenpflanzendecke verhältnismäßig stark zu (MÜLLER et al. 1998).

Im Buchenbestand steigt die Verdunstung mit dem Aufwachsen der Bestände ebenfalls schnell an und erreicht im Stangenholz Werte von knapp 80 % des Jahresniederschlages. Diese Größe bleibt über einen langen Zeitraum bis ins Baumholzstadium in etwa gleich, so dass auch für die Tiefensickerung mit stabilen Mengen von über 20 % des Jahresniederschlages kalkuliert werden kann. Die Transpiration steigt mit Aufwachsen der Bestände leicht an und die Interzeption geht infolge zunehmender Stammabflüsse zurück. Die Verdunstung am Waldboden hat aufgrund der Ausdunkelung durch die Buche eine untergeordnete Bedeutung. Die Buche hat in allen Altersphasen höhere Tiefensickerung als die Kiefer. So sickern unter vergleichbaren Boden- und Witterungsbedingungen

z. B. im Buchenbaumholz jährlich 50 mm mehr Niederschlag in die Tiefe als im Kiefernbaumholz (MÜLLER 2002, 2005). Die Untersuchungen in unterschiedlich alten Kiefern-Buchen-Mischbeständen auf Sandboden zeigen, dass sich die Höhe der Tiefensickerung in Abhängigkeit von den forstlichen Eingriffen und der Stammzahlhaltung sowie der Entwicklung der Baumdimensionen der Buchen zwischen dem Kiefern- und Buchen-Reinbestand einordnet (MÜLLER 2006, 2007).

3.2 Zur Rolle der Bodenvegetation in Kiefernbeständen – Ergebnisse der wägbaren Lysimeter

Um die Evapotranspiration der Bodenvegetation und damit ihren spezifischen Wasserverbrauch und somit ihre Konkurrenzwirkung getrennt von der Transpiration des Baumbestandes zu ermitteln, wurden die entwickelten wägbaren Lysimeter in unterschiedliche Vegetationsformen der Kiefer eingebaut.

Die untersuchten Bodenvegetationsdecken (Tab. 3) repräsentierten die charakteristische Artenzusammensetzung der Bodenpflanzenarten verbreiteter Kiefern-Ökosysteme auf den grundwasserfernen Sandstandorten des nordostdeutschen Tieflandes (HOFMANN 1995).

Die Evapotranspiration der Bodenvegetation wird stark von ihrer Artenzusammensetzung bestimmt. So verbraucht die geschlossene Sandrohrdecke in der Jahressumme über ein Drittel, die Drahtschmielendecke knapp 30 % der jährlichen Niederschlagsmenge von 620 mm. Bei Decken mit Kleinstrauchanteilen verdunsteten Himbeer-Drahtschmielendecken mit wenig mehr als 25 % und Blaubeer-Drahtschmielendecken mit knapp 20 % der Jahresniederschläge z. T. deutlich geringere Mengen als reine Grasdecken (Abb. 11). Diese Reihenfolge des Verbrauches ist im gesamten Untersuchungszeitraum gegeben. Nach Untersuchungen mit den wägbaren Lysimetern werden von der Waldbodenoberfläche eines noch bodenvegetationsfreien Bestandes mit dichtem Kronenschluss nur ca. 12 % der jährlichen Niederschlagsmenge

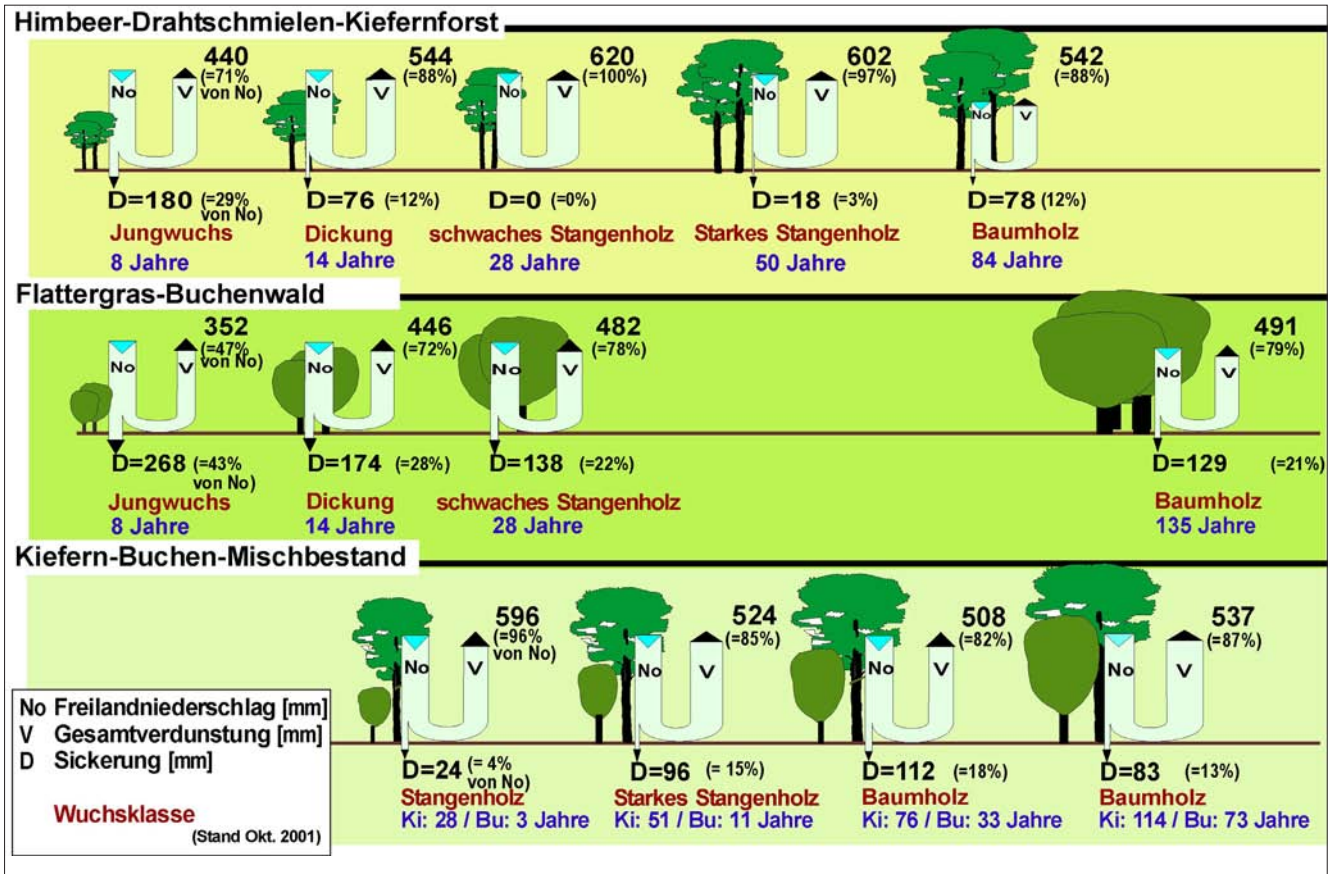


Abb. 10: Wasserhaushalt von Kiefern und Buchen im Rein- und Mischbestand in unterschiedlichen Wuchsstadien (Finowtaler Sandbraunerde, 620 mm Jahresniederschlag).

Fig. 10: Water balance of pine and beech in pure and mixed stands at different stand ages (620 mm annual precipitation, sandy soil with deep groundwater).

verdunstet. Im Baumholzstadium liegt bei voller Entfaltung der Grasdecke der Anteil der Evapotranspiration mit 30 % des Jahresniederschlags in der Größenordnung der Interzeptionsverdunstung des Baumbestandes. Die Phytomasseproduktion der Bodenvegetationsdecken in den einzelnen Wuchsstadien von Kiefernbeständen und ihr Anteil am Gesamtwasserverbrauch der Bestände wird neben Trophie und Feuchte in starkem Maße von der Bodenbelichtung beeinflusst (BOLTE

1996, BOLTE & BILKE 1998, BOLTE et al. 2001).

Neben der in der Jahressumme unterschiedlichen Verdunstung der Bodenvegetationsdecken ist die saisonale Entwicklung der Evapotranspiration innerhalb der Vegetationsperiode ökologisch bedeutungsvoll. Sie ist neben den Standortbedingungen maßgeblich vom Witterungsverlauf des jeweiligen Jahres abhängig. Bei den Grasvegetationsdecken wird die Wirkung

Tab. 3: Ökologische Kenndaten der mit wägbaren Lysimetern (WKL) untersuchten Vegetationsformen der Kiefer.

Tab. 3: Ecological data of the forest ecosystems examined with weighable lysimeters.

Vegetationsform	Blaubeer-Kiefernforst	Himbeer-Drahtschm.-Kiefernforst	Drahtschm.-Kiefernforst	Sandrohr-Kiefernforst
Humusform	Rohhumus	rohhumusartiger Moder bis Moder	rohhumusartiger Moder	rohhumusartiger Moder
Bodentyp	Sand- Eisen-podsol	pod. Sand-Braunerde	pod. Sand-Braunerde	pod. Sand-Braunerde
Bestandesalter [Jahre]	70	77	125	81
Artenzusammensetzung der Bodenvegetation	<i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Scleropodium purum</i>	<i>Rubus idaeus</i> , <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Scleropodium purum</i>	<i>Avenella flexuosa</i> , <i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Brachythecium salebrosum</i>
Mittlere Evapotranspiration [mm] (März-Okt. 1996-1998)	138	154	180	236

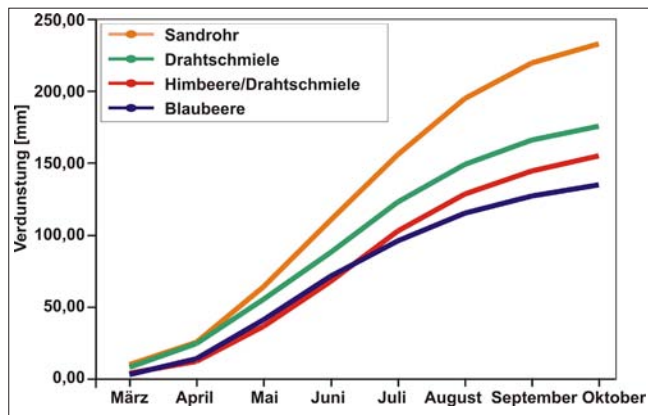


Abb. 11: Kumulative Verdunstung unterschiedlicher Bodenvegetationsdecken in Kiefernbeständen im Zeitraum März bis Oktober im Mittel der Jahre 1996–98.

Fig. 11: *Cumulative evapotranspiration of different species of ground vegetation in Scots pine stands on average for March through October in the years 1996–98.*

von Niederschlagsmangel und hoher Verdunstung besonders deutlich. In der Hauptwachstumszeit geht in trockenen Perioden mit sinkender Bodenwassermenge der relative Anteil der Baumtranspiration mit zunehmender Vergrasung der Kiefernbestände zurück. Das lässt auf eine Konkurrenzwirkung der Bodenvegetation bei der Bodenwasserentnahme schließen, was wiederum zu einer unterschiedlich starken Wachstumsreduktion des Baumbestandes führt. Zusammensetzung und Bodenbedeckung der Bodenvegetation beeinflussen maßgeblich die Höhe des Wasserverbrauchs der Baumvegetation. In Trockenperioden innerhalb der Vegetationsperiode reduziert sich in den Grasforsten im Vergleich zu den Zwergstrauchforsten die aktuelle Transpiration der Bäume infolge geringerer Bodenwasserverfügbarkeit (< 40 % der nutzbaren Feldkapazität) ca. eine Woche früher.

Die Bodenvegetation wird zu einem führenden Faktor im Wasserhaushalt in den Kiefernforsten (MÜLLER et al. 1998, MÜLLER 2002).

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Wälder haben durch ihre räumliche Ausdehnung und vegetationsstrukturellen Besonderheiten Einfluss auf den Landschaftswasserhaushalt.

Durch die Anwendung unterschiedlicher Methoden bei der Erfassung von Struktur- und Prozessparametern in den Waldökosystemen ist es möglich, die einzelnen Komponenten des Wasserhaushaltes vom Kultur- bis zum Baumholzstadium zu bestimmen und somit die Wechselbeziehungen zwischen den Strukturparametern der Vegetation und den in ihnen ablaufenden Prozessen des Wasserflusses zu quantifizieren.

Für Böden des Lockergesteinsbereiches sind zur Klärung des Bewuchseinflusses auf den Wasserhaushalt Messungen mit Lysimetern eine geeignete Methode. Unter der Voraussetzung einer richtigen Konstruktion und ausreichenden Größe der Lysimeter gilt das auch für Waldökosysteme. Neben der Lysimeteranwendung sind für die Überprüfung der Ergebnisse Wasserhaushaltsuntersuchungen in unterschiedlich strukturierten Waldbeständen unverzichtbar, da die Lysimeter durch spezielle „Randeffekte“ wie z.B. die gestörten

Bodenverhältnisse im Lysimeterkörper der Großlysimeter, die „Kleinräumigkeit“ der Lysimeterbestände (mögliche Oaseneffekte) oder die fehlenden Wurzeln der Hauptbaumschicht bei den Untersuchungen mit den wägbaren Lysimetern „Artefakte“ darstellen. Deshalb wurden in unterschiedlich strukturierten Waldbeständen (Kiefern- und Buchenbestände, Kiefern-Eichen- und Kiefern-Buchen-Mischbestände) außerhalb der Lysimeter zusätzliche Wasserflussmessungen durchgeführt. Die Ausrüstung der Intensivversuchsflächen mit Geräten zur meteorologisch-hydrologischen Messung ist bei MÜLLER 2002 näher beschrieben. Nachfolgend nur eine Übersicht zum Messprogramm (Abb. 12).

Mit Hilfe der Großlysimeter konnte der Einfluss der Baumart auf Tiefenversickerung und Verdunstung aufwachsender Bestände quantifiziert werden. Es zeigte sich, dass die Kronendachstrukturen maßgeblich die Höhe der Tiefenversickerung und die Verteilung des Niederschlages im Bestand mit Wirkung auf die Bodenwasserverfügbarkeit beeinflussen. Die in weiten Teilen des nordostdeutschen Tieflands geplante und praktizierte Umwandlung von umbauwürdigen Kiefernforsten in Kiefern-Buchen-Mischbestände führt durch Veränderung der Kronendachstrukturen im Zuge der Bestandesbehandlung langfristig zu einem positiven Effekt auf den Landschaftswasserhaushalt. Im Verlaufe des Umbauprozesses wirkt sich die zunehmende Dominanz der Buche positiv auf den Bestandeswasserhaushalt und das Feuchteregime in der Hauptwurzelzone aus. So führt der einsetzende Stammabfluss der Buchen im Winterhalbjahr zur zusätzlichen Tiefenversickerung im Stammfußbereich. Im Sommerhalbjahr erhöht die an Baumzahl sowie -durchmesser gebundene Stammabflussmenge die Oberbodenfeuchte im Bestand. Dieser Effekt wirkt sich positiv auf das Wachstum beider Baumarten aus (MÜLLER et al. 2002). Dies ist ebenfalls ein bedeutendes Ergebnis der forsthydrologischen Forschung.

Die Gesamtverdunstung gibt nur einen groben Überblick über den Wasserhaushalt der Waldbestände. Bedeutsamer für die Aufklärung von Wechselwirkungen zwischen den Kompartimenten ist die Aufteilung der Gesamtverdunstung in die einzelnen Verdunstungskomponenten. In der Vegetationsperiode sind die Wasserverbräuche der einzelnen Vegetationsschichten für die Beurteilung von möglichem auftretendem Wasserstress von Bedeutung. Durch den Einsatz von wägbaren Lysimetern in Kiefernreinbeständen konnte nachgewiesen werden, dass die Höhe und die innerjährliche Entwicklung des Wasserverbrauches unterschiedlicher Bodenvegetationsdecken die Höhe des pflanzenverfügbaren Bodenwassers mit Konsequenzen für den Wasserverbrauch der Baumschicht bestimmen.

Der große Vorteil der Lysimetertechnik besteht in der Möglichkeit der Bilanzierung von Verdunstung und Sickerung sowie möglicher Stoffausträge in hoher zeitlicher Auflösung unter genau zu differenzierenden Bedingungen. Dies macht die Lysimeter für die verschiedensten Einsatzfelder in Wissenschaft und Praxis immer interessanter. Lysimeter sind aufgrund innovativer Messtechniken (Wägezellen zur Bestimmung von Feuchteänderungen und Sickerwasserflüssen, Bodenfeuchtesensoren und Messgeräte zur Beobachtung der Sickerwasserbewegung) für die Parametrisierung von Prozessmodellen ein wichtiges Instrument. Vor dem Hintergrund der Klimaerwärmung sind Lysimeter zur Untersuchung des Wasserverbrauches von Waldbäumen unterschiedlicher Herkunft bei knapper werdenden Wasserressourcen in Kombination mit Messungen in gewachsenen Waldbeständen unverzichtbar.

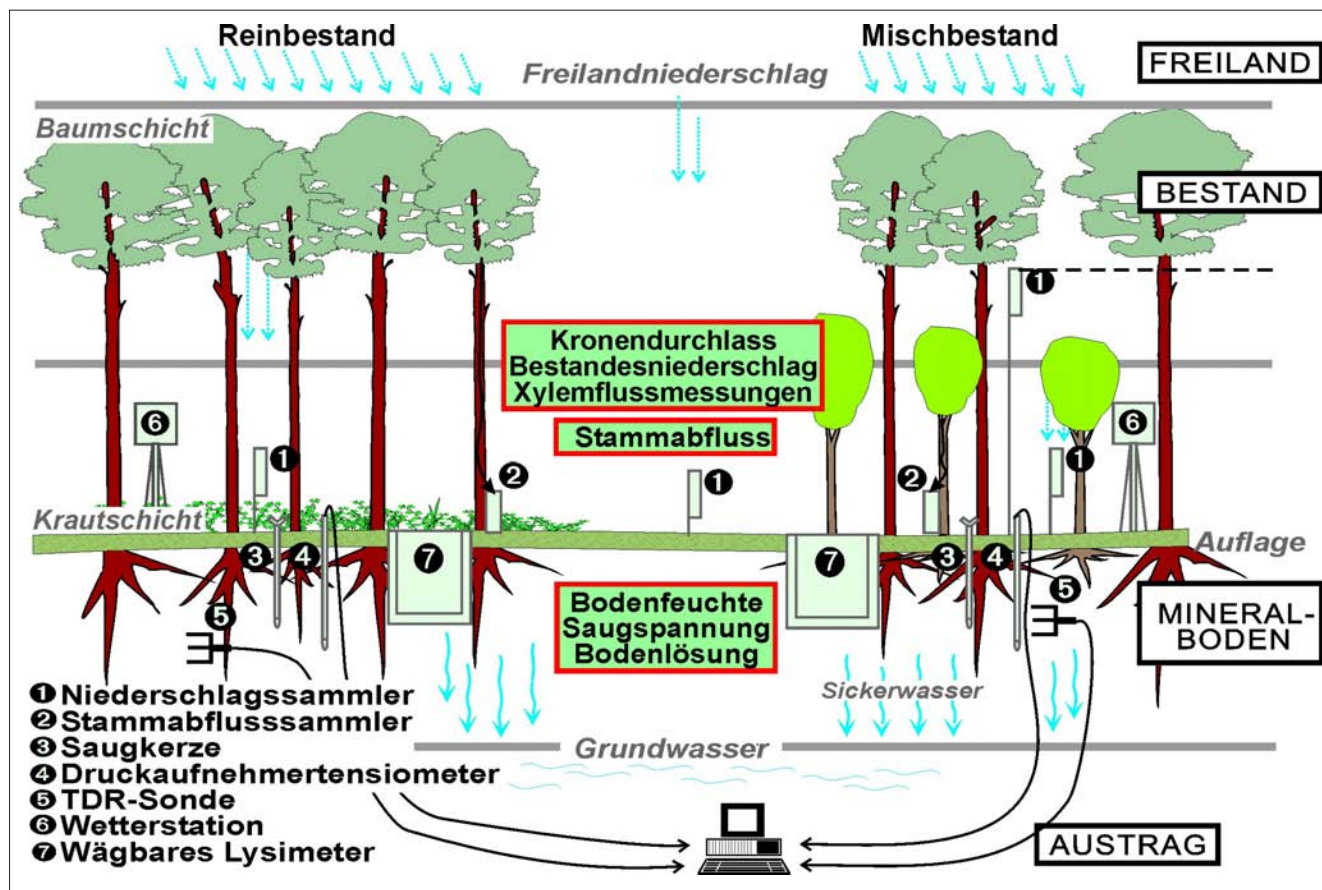


Abb. 12: Messgeräte zur Erfassung des Wasserflusses in Waldbeständen.

Fig. 12: Instruments for the measurement of water fluxes in forest stands.

Literatur

- BETHGE-STEFFENS, D., MEISSNER, R., RUPP, H. (2005): Ein wägbares Grundwasserlysimeter zur Ermittlung der tatsächlichen Verdunstung von Flussauenstandorten. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 11. Gumpensteiner Lysimetertagung: 147-148.
- BOLTE, A. (1996): Die Bodenvegetation in Kiefernökosystemen – eine Steuergröße für den Wasser- und Stoffhaushalt. In: Wald im Wandel 9. Hamburger Forst- und Holztagung, 06.-09. Mai 1996. Hamburg: Max Wiedebusch Kommiss. Verl., 97-111. = Mitt. Bundesforschungsanstalt Forst- Holzwirtschaft **185**.
- BOLTE, A., BILKE, G. (1998): Wirkung der Bodenbelichtung auf die Ausbreitung von *Calamagrostis epigejos* in den Kiefernforsten Nordostdeutschlands. Forst und Holz **53**: 232-236.
- BOLTE, A., LESSNER, C., MÜLLER, J., KALLWEIT, R. (2001): Zur Rolle der Bodenvegetation im Stoff- und Wasserhaushalt von Kiefernökosystemen – Level II-Untersuchungen in Brandenburg. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **35** (1): 26-29.
- BRAHMER, G. (1990): Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattung und atmosphärischer Einträge. Freiburger Bodenkundl. Abhandl. **25**.
- FÜHRER, H-W. (1990): Einflüsse des Waldes und waldbaulicher Maßnahmen auf Höhe, zeitliche Verteilung und Qualität des Abflusses aus kleinen Einzugsgebieten. Forstl. Forschungsber. München **106**.
- GRIMMEISEN, W. (1994): Bodenfeuchtemessungen an Waldklimastationen. Allg. Forstztschr. **49**: 73-74.
- HAUHS, M. (1985): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). Ber. d. Forsch. Waldökosysteme / Waldsterben A, Bd. **17**.
- HELBIG, A. (1988): Vergleich der Wasserhaushaltskomponenten eines Kiefernbestandes und einer Waldgrasfläche nach Lysimetermessungen. Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der DDR **140**: 123-128.
- HERNDL, M., BOHNER, A., KANDOLF, M. (2009): Gebirgslsimeter am Stoderzinken – Erste Ergebnisse. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 13. Gumpensteiner Lysimetertagung: 111-116.
- HOFMANN, G. (1995): Wald, Klima, Fremdstoffeintrag – ökologischer Wandel mit Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz, dargestellt am Gebiet der neuen Bundesländer Deutschlands. Angew. Landschaftsökol. **4**: 165-189.
- KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A. (1991): Ökosystemforschung Höglwald. Hamburg, Berlin.
- LANTHALER, CH., FANK, J. (2005): Lysimeter Stations and Soil Hydrology Measuring Sites in Europe – Results of a 2004 Survey. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 11. Gumpensteiner Lysimetertagung: 19-24.
- LANTHALER, CH. (2007): Lysimeter in Europa: Messinstrumente für Land- und Forstwirtschaft sowie Ökologie; neue Stationen auf der "European Lysimeter Platform". In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 12. Gumpensteiner Lysimetertagung: 159-161.
- LÜTZKE, R., SIMON, K.-H. (1972): Hydrologische Untersuchungen zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes von Kiefernbeständen im nordostdeutschen Flachland. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. **12** (1): 13-36.

- LÜTZKE, R., SIMON K.-H. (1975): Zur Bilanzierung des Wasserhaushalts von Waldbeständen auf Sandstandorten der DDR. Beiträge für Forstwirtschaft **9** (1): 5-12.
- MANDERSCHIED, B. (1992): Modellentwicklung zum Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel von vier Monitoringflächen. Diss. d. Univ. Göttingen.
- MÜLLER, J. (1993): Die Großlysimeteranlage Britz (bei Eberswalde). Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **71**: 18-19.
- MÜLLER, J., SEYFARTH, M. (1999): Methode zur Ermittlung des Wasserverbrauches unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 8. Gumpensteiner Lysimertagung: 177-178.
- MÜLLER, J. (2001): Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflands. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **35** (1): 14-18.
- MÜLLER, J. (2002): Wirkungszusammenhänge zwischen Vegetationsstrukturen und hydrologischen Prozessen in Wäldern und Forsten. In: ANDERS, S. (ed.): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Verlag Dr. Kessel, Oberwinter: 99-122.
- MÜLLER, J., BECK, W., HORNSCHUCH, F., STEINER, A. (2002): Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. f. Forstwirtschaft Landschaftsökologie **36** (3): 125-131.
- MÜLLER, J. (2005): 30 Jahre forsthydrologische Forschung auf der Großlysimeteranlage in Britz – Zielstellung und Ergebnisse. Tagungsband der 11. Gumpensteiner Lysimertagung „Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen“: 29-32.
- MÜLLER, J. (2006): Veränderung hydroökologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus von Kiefernforsten über Kiefern-Buchen-Mischbestände zu Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. In: DWA, Wasser- und Bodentage. Feuchtwangen: 1-17.
- MÜLLER, J. (2007): Forestry and limited water budget in the Northeast German Lowlands – consequences for the choice of tree species and forest management. Progress in Hydro Science and Engineering, the Role of Forests and Forest Management in the Water Cycle, Contributions to the Sino-German Symposium 27-30 November 2006, Dresden. Dresden Water Center. Volume **3**: 355-364.
- MÜLLER, J. (2007): Verdunstung und Wasserhaushalt unterschiedlich strukturierter Kiefern-Buchen-Mischbestände auf grundwasserfernen Sandstandorten. In: MIEGEL, K., KLEEBERG, H.-B. (eds): Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Verdunstung – Beiträge zum Seminar Verdunstung am 10./11. Oktober 2007 in Potsdam. Hydrologische Wissenschaften Fachgemeinschaft in der DWA 21/07: 97-112.
- MÜLLER, J. (2008): Die Versuchsstation auf dem „Drachenkopf“ in Eberswalde. Eberswalder Jahrbuch für Heimat-, Kultur- und Naturgeschichte 2007/2008: 248-253.
- MÜLLER, J. (2009): Auswirkung von Trockenheit auf den Waldzustand – Ansätze zur Bewertung der potentiellen Trockenheitsgefährdung von Waldstandorten. Forum Hydrol. Wasserbewirtschaftung **26**: 31-38.
- MÜLLER, J., BOLTE, A., BECK, W., ANDERS, S. (1998): Bodenvegetation und Wasserhaushalt von Kiefernforstökosystemen (*Pinus sylvestris* L.). Verh. Ges. Ökol. **28**: 407-414.
- PRASUHN, V., SPIESS, E., SEYFARTH, M. (2009): Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 13. Gumpensteiner Lysimertagung: 11-16.
- PREUHSLE, T., GIETL, G., GRIMMEISEN, W., KENNEL, M., LECHLER, H.H. (1994): Forschungsprojekt Waldklimastationen in Bayern. Allg. Forstzeitschrift **47**: 529-533.
- RAKEI, A. (1991): Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes auf Rostbraunerde des Grunewaldes (Berlin). Schrift aus der TU Berlin, Inst. f. Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde und Regionale Bodenkunde Heft **4**.
- RIEK, W., RENGER, M. (1994): Der Wasserhaushalt der Kiefer als Funktion von Boden- und Klimaparametern in den Berliner Forsten. Forstarchiv **65**: 167-171.
- RUPP, H., MEISSNER, R., LEINWEBER, B., LENNARTZ, B., SEYFARTH, M. (2005): Ein neues Lysimeter zur Messung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Niedermoorstandorten (einschließlich lateraler Komponenten). In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 11. Gumpensteiner Lysimertagung: 67-69.
- SCHROEDER, M. (1990): Verdunstung von Land- und Wasseroberflächen in St. Arnold bei Rheine in den Jahren 1980 bis 1987. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen **34** (4).
- VAN DER HOEVEN, P.C.T. (2005): Lysimeters Castricum. Report 1.

submitted: 13.11.10

reviewed: 21.12.10

accepted: 20.01.11

Autorenanschrift:

Dr. Jürgen Müller
 Johann Heinrich v. Thünen-Institut,
 Institut für Waldökologie und Waldinventuren
 A.-Möller-Str. 1
 16225 Eberswalde
 E-Mail: juergen.mueller@vti.bund.de

Erfassung und erste Analysen von räumlichen Mustern der Bodenfeuchte auf Waldstandorten

Detection and first analyses of spatial patterns of soil moisture at forest sites

Yvonne Morgenstern, Heike Puhmann & Klaus von Wilpert

Abstract

The measuring concept of randomised moving plots (RMP) is applied in four forest areas in Baden-Württemberg (southern Germany) to quantify the temporal and spatial variability of soil moisture and the parameters that influence it. Our investigations aim at (i) collecting data for the evaluation of a physically based, distributed water transport model, (ii) identifying influencing parameters and (iii) developing a transfer model which describes soil moisture as a function of time-constant but spatially variable site parameters on the one hand (e. g., terrain attributes, soil texture, forest stand structure) and time-dependent but spatially invariant global variables (e. g., air temperature, catchment runoff) on the other. The spatio-temporal variability of soil moisture (0–20 cm mineral soil depth) was measured simultaneously at 31 positions over a period of 14 days. Measuring positions were changed randomly every 14 days. The global variables were continuously measured at one or two positions within each investigation area. The site parameters were measured or described for each of the measuring positions. Using multivariate statistics methods, such as cluster analysis or classification and regression trees, the site parameters which influence the soil moisture dynamics were identified. This paper presents first results and discusses one landscape section in more detail.

Keywords: *spatial variability, soil water, multivariate analysis, forest management*

Zusammenfassung

In vier unterschiedlich strukturierten Waldregionen Baden-Württembergs wurde das Messkonzept der „zufällig wandernden Messplots“ angewendet, um mehr Informationen über die räumliche und zeitliche Variabilität der Bodenfeuchte und ihrer Einflussgrößen zu erhalten. Ziel ist es: (i) räumliche Daten für die Validierung eines physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodells zu erhalten, (ii) Einflussparameter zu quantifizieren und (iii) ein Transfermodell zu entwickeln, welches die Bodenfeuchte einerseits als zeitunabhängige Funktion der räumlichen auftretenden Standortparameter (z. B. Reliefeigenschaften, Bodentextur, Waldstruktur) und andererseits als zeitabhängige Funktion der räumlich invarianten Globalvariablen (z. B. Klima- und Abflussparameter) beschreibt. Die räumliche Variabilität der Bodenfeuchte (Mineralbodentiefe 0–20 cm) wurde gleichzeitig an 31 Sondenstandorten über eine Periode von 14 Tagen gemessen und anschließend auf den nächsten zufällig gewählten Messplot versetzt. Die Globalvariablen werden kontinuierlich an ein bis zwei Standorten pro Untersuchungsgebiet gemessen. Des Weiteren wurden an allen

Sondenmesspunkten Standortseigenschaften aufgenommen. Mit der Anwendung multivariater Statistikmethoden, wie der Clusteranalyse sowie den Klassifikations- und Regressionsbäumen, ist es nun möglich, Standortfaktoren zur Erklärung der räumlichen Variabilität der Bodenfeuchte zu identifizieren. Anhand eines Landschaftsausschnittes werden erste Ergebnisse dieser Analysemethoden vorgestellt und diskutiert.

Schlüsselwörter: Räumliche Variabilität, Bodenwasser, Multivariate Statistik, Waldbewirtschaftung

1 Einleitung

Im Rahmen der Klimafolgenforschung werden Wasserhaushaltsinformationen benötigt, um die Auswirkung des sich ändernden Trockenstressrisikos auf Baumwachstum und -vitalität abschätzen zu können. Diese sollten sowohl die zeitliche Dynamik als auch die räumliche Verteilung von Bodenwassergehalten widerspiegeln können.

Die mit dem Klimawandel prognostizierten Änderungen führen zu einer Temperaturerhöhung und einer veränderten Niederschlagsverteilung (trockenere Sommer und mildere Winter) in Baden-Württemberg (KLIWA 2006). Längere Vegetationsperioden und trockenere Sommer verändern den Wasserhaushalt der Wälder und führen zur Erhöhung des Trockenstressrisikos an einigen Standorten. Die Forstwirtschaft ist daher daran interessiert zu wissen, welche Baumarten für welche Standorte in Zukunft noch geeignet sind. Im Gegensatz zu langjährigen Klimamessreihen des Deutschen Wetterdienstes gibt es für Waldstandorte nur wenige Dauerbeobachtungsstationen und vergleichsweise kurze Messreihen der Bodenfeuchte (seit Mitte der 90er Jahre), um Prognosen für die Zukunft abzuleiten. Es ist daher notwendig, sowohl die Wechselwirkungen zwischen Bodenwasserhaushalt und Reaktion im Wachstum der Bäume (zeitliche Variabilität) zu untersuchen, als auch die räumliche Verteilung der Bodenfeuchte und ihre Einflussgrößen zu erfassen. So finden gegenwärtig umfangreiche Messkampagnen und Untersuchungen statt, die es ermöglichen sollen, ein Modell zum kleinräumigen Trockenstressrisiko auf drei Integrationsebenen (Bodenprofil, Bestand, Landschaft) zu erstellen und Einflussfaktoren zu quantifizieren (PUHLMANN et al. 2008). Auf lokaler und kleinräumiger Ebene (Bodenprofil bzw. Bestand) wird die Wasserverfügbarkeit mit einem forsthydrologischen Wasserhaushaltsmodell berechnet, um die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Wassermangel (Anzahl und Dauer von Wasserdefizitphasen) zu quantifizieren.

Bei der Wasserhaushaltsmodellierung auf Bestandsebene besteht in der Regel das Problem, Daten zum zeitlichen Verlauf der relevanten Bodenwasserkenngößen sowie deren räumliche Verteilung für die Eichung des Modells zu gewinnen.

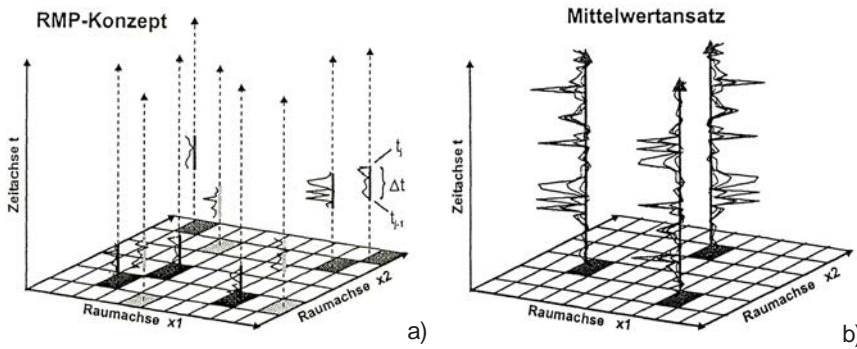


Abb. 1: Messdesign des RMP-Konzeptes (a) im Vergleich zu herkömmlicher Messmethode und (b) mit drei permanent messenden Messstationen (WÖHRLE 2006).

Fig. 1: Measurement design of the RMP concept (a) in comparison with conventional measuring methods and (b) with three continuous-measurement stations (WÖHRLE 2006).

Aufgrund des hohen instrumentellen Aufwandes werden in der Regel Zeitreihen an wenigen stationären Messpunkten erhoben, welche die räumliche Heterogenität der Waldbestände nicht ausreichend berücksichtigen.

1.1 Räumliche und zeitliche Erfassung der Bodenfeuchte

Aufgrund der strukturellen Eigenschaften der Böden, dem Einfluss des Steingehaltes, der Wurzelverteilung, der Kronenstruktur und den biologischen Aktivitäten im Boden ist die räumliche Variabilität der Bodenfeuchte gerade im Wald sehr hoch.

Dies zeigen Arbeiten von WESTERN et al. (1998), BROCCA et al. (2007) und CHIFFLARD (2006), die die räumliche als auch zeitliche Variabilität der Bodenwassergehalte und ihre Einflussgrößen untersucht haben. Die Bodenvorfeuchte spielt besonders bei Analysen von Abflussprozessen eine große Rolle, da diese entscheidet, welcher Anteil des Niederschlages infiltriert oder zum Direktabfluss kommt. Es sind daher Untersuchungen zu räumlichen Bodenfeuchtemustern und die Erfassung möglicher Einflussparameter notwendig, um einerseits eine Übertragung auf unbeobachtete Gebiete vorzunehmen und andererseits Niederschlags-Abflussprozesse besser quantifizieren zu können (CHIFFLARD et al. 2008).

Herkömmliche Messmethoden zur Erfassung der räumlichen Verteilung der Bodenfeuchte werden meist als Terminmessungen entlang eines Transektes, eines Rasters oder an zufällig gewählten Messpunkten durchgeführt. Vorteil dieser Messmethoden ist, dass nur wenige Messsonden benötigt werden und dies eine kostengünstige Beprobung darstellt. Von Nachteil ist, dass die zeitliche Variabilität in Form von kontinuierlichen Zeitreihen nicht erfasst wird und Einbaufehler bei Wiederholungsmessungen entstehen können.

Diese Einbaufehler werden bei Messmethoden mit permanent messenden Sonden verringert. Zudem kann die zeitliche Veränderung der Bodenfeuchte in verschiedenen Messtiefen hochauflösend erfasst werden. Die räumliche Variabilität hingegen kann nur mit einem hohen Aufwand an Messgeräten realisiert werden. Eine Alternative dazu bietet das von WÖHRLE (2006) entwickelte Messkonzept der „zufällig wandernden Messplots“ (RMP-Konzept), das im Folgenden vorgestellt wird.

Aufgrund der immer besseren Auflösung digitaler Höhenmodelle liegt es nahe, dass viele Einflussparameter der Bodenfeuchte direkt aus diesen flächenhaft vorliegenden Daten abgeleitet und zur Vorhersage genutzt werden können. CHIFFLARD et al. (2006) fanden Einflussparameter, wie Hangneigung, relative Höhe und relative Hanglänge, die gut mit den gemessenen Bodenfeuchten korrelierten. Es zeigte sich aber auch, dass

die zeitliche Variabilität (Witterungsverhältnisse) wiederum die räumliche Variabilität beeinflusste. Ähnliche Erkenntnisse fanden BROCCA et al. (2007) in ihren Untersuchungsgebieten, wobei hier die Hangneigung, das spezifische Einzugsgebiet und die Geländehöhe als dominierende Einflussgrößen in geneigten Flächen bestimmt wurden.

Das Ziel der Untersuchungen ist es, sowohl die zeitliche als auch die räumliche Variabilität der Bodenfeuchte und ihrer Einflussgrößen zu erfassen und Verfahren zu entwickeln, die eine Übertragung auf unbeobachtete Standorte im Mittelgebirgsraum erlauben (Regionalisierung).

1.2 Randomised Moving Plots

Das RMP-Konzept verwendete WÖHRLE (2006), um den räumlichen Einfluss von Lufttemperatur, Bestandsniederschlag und Bodensaugspannung auf Kenngrößen des Stoffhaushalts von Kalkbuchenwäldern bzgl. unterschiedlicher Waldbaumaßnahmen zu untersuchen.

Dieses Messkonzept setzt voraus, dass zahlreiche Kenngrößen des Stoff- und Wasserhaushalts einem großräumigen saisonalen Muster folgen. Es ist daher nicht notwendig, das zeitliche Muster an allen Messpunkten vollständig zu erfassen. Dieses kann mithilfe von ortsunabhängigen „Globalvariablen“, die für die betrachtete Fläche einheitlich wirksam sind (z. B. Strahlungsbilanz oder Freilandniederschlag), erklärt werden. Die dadurch freiwerdenden Messkapazitäten können in die Erfassung der kleinräumlich variierenden Kenngrößen investiert werden. An vielen verschiedenen Einzelpunkten werden jeweils nur kurze Zeitreihen gemessen, um anschließend die Messgeräte wiederholt auf andere Plätze umzusetzen (Abbildung 1). Damit liegen für eine größere Bandbreite von Standorten Daten vor, welche so zu differenzierten und genaueren Aussagen von Modellrechnungen führen können.

Das Ziel ist es, ein vollständiges, fein aufgelöstes Raum-Zeit-Modell einer Untersuchungsvariablen für die untersuchten Flächen zu konstruieren. Das Raum-Zeit-Modell für einen Standort mit den Koordinaten x1 und x2 sowie dem Zeitpunkt t setzt sich für den Bodenwassergehalt aus drei Teilen zusammen:

$$\theta(t, x1, x2) = \theta(t) + \theta_{Raum}(x1, x2) + \epsilon_{\theta}(x1, x2, t) \tag{Gl. 1}$$

$\theta(t)$ spiegelt die zeitliche Variabilität der Bodenfeuchte wider, die von den Globalvariablen abhängig ist. $\theta(x1, x2)$ repräsentiert den Einfluss der räumlich wirkenden Faktoren und $\epsilon_{\theta}(t, x1, x2)$ die Reststreuung, die weder von den räumlich invarianten Globalvariablen noch von den räumlichen Faktoren erklärt werden kann.

1.3 Erste Anwendung des RMP-Konzeptes auf die Bodenfeuchte

Eine Übertragung des RMP-Konzeptes auf den Parameter „Bodenfeuchte“ wurde zunächst von ARNSTADT (2009) auf einer 20 x 20 m großen Fläche im Conventwald (Südschwarzwald) getestet, bevor eine Anwendung auf die vier Waldregionen in Baden-Württemberg erfolgte.

Im Abstand von 14 Tagen wurden 10 TDR-Sonden an zufällig gewählten Positionen versetzt, um die räumliche Verteilung der Bodenfeuchte zu erfassen. Insgesamt konnten an 80 Punkten 80 kurze Zeitreihen der Bodenfeuchte bis 20 cm Tiefe gemessen werden. Des Weiteren standen langjährige Messreihen (2001–2007) der Klimagrößen und Abflussdaten sowie Bodenwassergehalte in verschiedenen Bodentiefen zur Entwicklung eines Globalmodells zur Verfügung. Die mittlere zeitliche Entwicklung der Bodenfeuchte konnte somit über Regressionsmodelle berechnet werden. Es zeigte sich, dass die Qualität der Modellgüte in Abhängigkeit der Anzahl der Globalvariablen steigt. Gleichung 2 repräsentiert ein Regressionsmodell für den Zeitraum der Messungen 08–12/2007, welches die Bodenfeuchte als Funktion der global wirkenden Einflussgrößen Niederschlagssumme P der letzten 48 Stunden und Mittelwert der Luftfeuchte U der letzten 30 Stunden beinhaltet. Die Übereinstimmung zwischen gemessenen Bodenfeuchten und den Schätzungen des Globalmodells wird mit einem R^2 von 0,462 und einen RMSE von 1,036 angegeben. Bei allen Modellen zeigte sich, dass der mittlere Verlauf der Bodenwassergehalte relativ gut wiedergegeben werden konnte, aber Austrocknungsperioden überschätzt und Spitzen unterschätzt wurden. Insgesamt betrug der Fehler zwischen Modell und permanent messender FDR-Sonde maximal 5 Vol.-% (Abbildung 2).

$$\theta(t) = 0,073 * \sum_{i=1}^{48} P(t-i-1) + 0,016 * \frac{\sum_{i=1}^{30} U(t-i-1)}{30} + 26,294 \quad (\text{Gl. 2})$$

Mithilfe geostatistischer Verfahren (Kriging) konnte der räumliche Effekt aus den Residuen der 80 kurzen Messreihen in die Fläche übertragen werden. Die Residuen ergaben sich für jeden Messpunkt aus dem Mittelwert der Bodenwassergehalte der 14-Tag-Periode abzüglich des zeitlichen Trends. Der zeitliche Trend einer 14-Tages-Periode kann entweder über den Mittelwert der Bodenwassergehalte einer kontinuierlichen Messstation oder mit der Anwendung eines Globalmodells (Gleichung 2) bestimmt werden. Nach dem Kriging wurden dem räumlichen Effekt der mittlere zeitliche Trend einer Messperiode wieder dazu addiert (Abbildung 3a). Die Karte spiegelt den Verlauf des Baches und die Feuchteverhältnisse aufgrund des Reliefs gut wider. Die Anwendung des Globalmodells konnte ähnliche Ergebnisse liefern, wie die Verwendung einer kontinuierlichen Messreihe. Die Differenz betrug maximal 4 Vol.-% (Abbildung 3b). Diese Vorgehensweise führt allerdings nur zur Darstellung der mittleren Feuchteverhältnisse einer Messperiode und weist daher noch keinen Vorteil des RMP-Konzeptes gegenüber Terminmessungen auf. Daher müssen im nächsten Schritt die räumlichen Faktoren analysiert werden, die einen Zusammenhang zwischen der Dynamik der Bodenfeuchte und ihrer räumlichen Verteilung aufweisen. Erst dann kann eine dynamische Karte der Bodenfeuchte im Tageszeitschritt erzeugt werden.

Inwiefern ein Globalmodell die Dynamik der Bodenwassergehalte (Austrocknung und Bodenfeuchtespitzen) wirklich abbilden kann ist fraglich, da viele Prozesse im Boden unberücksichtigt bleiben. Alternativ könnte die Anwendung eines physikalisch basierten 1-D Wasserhaushaltsmodells sein.

Fazit der ersten Testphase:

1. Das RMP-Konzept lässt sich auf die Bodenfeuchte übertragen.
2. Die zeitliche Modellierung muss noch verbessert werden.
3. Es wird eine Transferfunktion benötigt, die es ermöglicht, die Bodenfeuchte für jeden Ort und jeden Zeitpunkt vorherzusagen. Dafür sind sowohl die Globalvariablen als auch Vegetations-, Boden- und morphologischer Parameter notwendig.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

An vier Standorten Baden-Württembergs wurde das RMP-Konzept auf Bestandesebene durchgeführt (Abbildung 4). 2008/2009 im Conventwald und in Ochsenhausen und 2009/2010 in Esslingen und Heidelberg.

2.1.1 Permanentmessungen am Profilstandort

Die vier gewählten Untersuchungsgebiete repräsentieren sehr unterschiedliche Klima- und Landschaftsregionen Baden-Württembergs (Tabelle 1) und sind bereits seit Mitte der 90er Jahre in das EU-weite Programm zum Monitoring von Waldökosystemen (Level II-Standorte) integriert. Alle Standorte sind von einem Mittelgebirgscharakter und einem ausgeprägten Geländereief, allerdings auf unterschiedlichem Skalenniveau, geprägt. Diese bisherigen Dauerbeobachtungsstationen befanden sich überwiegend in Fichtenbeständen, so dass im Rahmen dieser Untersuchungen im Frühjahr/Sommer 2008 weitere Messstationen unter Buche eingerichtet wurden. Pro Gebiet werden so kontinuierliche Messungen der Klimagrößen (Niederschlag, Lufttemperatur, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchte) sowie Bodenwasserhaushaltsgrößen (Wassergehalt und Saugspannung in 30 und 60 cm Bodentiefe) und Baumwachstumsreaktionen (Dendrometer) an jeweils zwei Permanentstationen in je drei unterschiedlichen Kronensituationen (Kronenmitte, -rand, und -lücke) erfasst.

Durch den Ein- bzw. Umbau von pF-Metern (Fa. ECOTEC) statt Tensiometern können Informationen zur Saugspannung im Boden auch bei extremer Austrocknung ($> pF3$) des Bodens gewonnen werden. Dies war bisher auf den Level II-Flächen nicht möglich. Mit der Neuausstattung der Flächen mit Dendrometern ist es nun auch möglich, Wachstumsreaktionen der zwei Hauptbaumarten auf Änderungen im Bodenwasserhaushalt zu untersuchen. Die bisher vorliegenden Daten der Level II-Standorte können sowohl direkt für die Wasserhaushaltsmodellierung an den Standorten, als auch zur Erstellung der Globalmodelle, verwendet werden.

2.1.2 Messtransect auf Bestandesebene

In jedem dieser Untersuchungsgebiete wurde ein Messtransect (ca. 80 x 1.000 m großer Geländestreifen) mit je 12 Messplots eingerichtet. Diese wurden so gewählt, dass

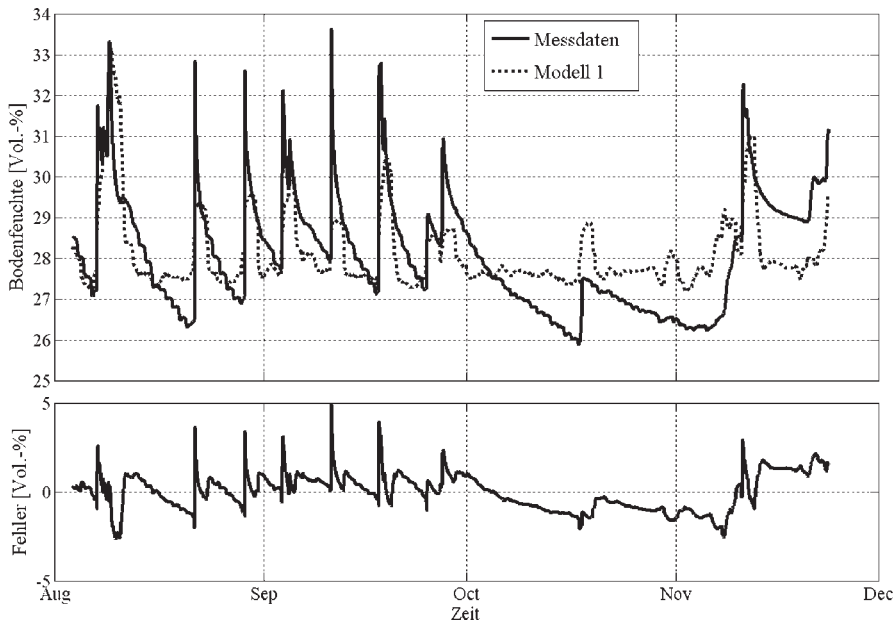


Abb. 2: Oben: Vergleich der Vorhersage der Bodenfeuchte aus dem Globalmodell (Punktlinie) mit den Messwerten der permanent messenden FDR-Sonde in 15 cm Tiefe (Linie); unten: Abweichung aus der Modellierung (ARNSTADT 2008).

Fig. 2: Top: Comparison of the soil moisture predicted by the global model (dotted line) and the readings of the continuous-measurement FDR probe in 15 cm depth (line); bottom: model residuals (ARNSTADT 2008).

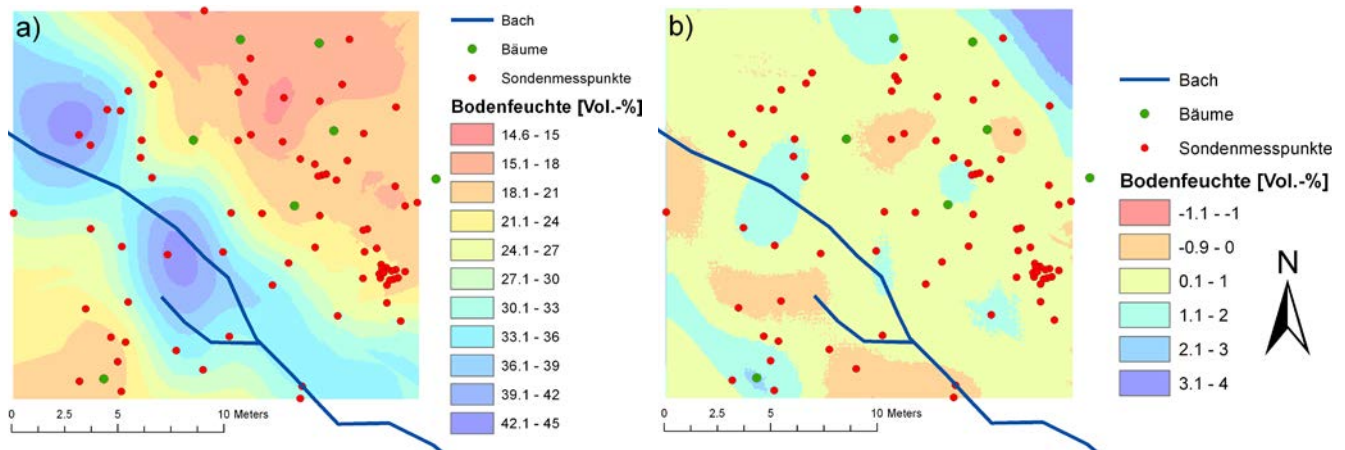


Abb. 3: a) Räumliches Muster der mittleren Bodenfeuchte einer Messperiode bei Anwendung des Globalmodells; b) Abweichung zwischen Globalmodell und einer kontinuierlichen Messstation im Conventwald zur Bestimmung der zeitlichen Variabilität (ARNSTADT 2008 verändert).

Fig. 3: a) Spatial pattern of the mean soil moisture for one measuring period derived from the global model. b) Difference between the global model and data from a continuous-measurement station at Conventwald to determine the temporal variability (ARNSTADT 2008 modified).

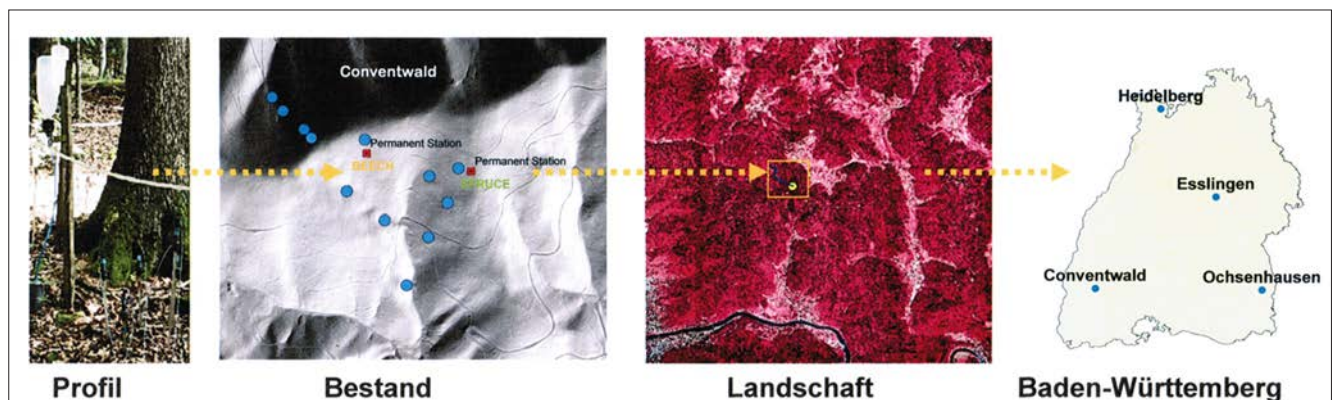


Abb. 4: Skalenübergreifendes Messkonzept (Profil – Bestand – Landschaft) zur Abschätzung des Trockenstressrisikos in Baden-Württemberg.

Fig. 4: Multi-scale measurement concept (site – forest stand – landscape) for predicting drought risk in Baden-Württemberg.

Tab. 1: Naturräumliche Einordnung und mittlere Kenngrößen der vier Untersuchungsgebiete (BMELF 1997).

Tab. 1: *Geographic classification of natural landscape and mean parameters of the four investigation areas (BMELF 1997).*

	Conventwald	Esslingen	Heidelberg	Ochsenhausen
Wuchsgebiet	Schwarzwald	Neckarland	Odenwald	SW-deutsches Alpenvorland
Geologie	Hangschutt aus dunklen Paragneisen	Stubensandstein	Hangschutt aus Sandsteinen	Grundmoräne der Rißeiszeit
Bodentyp	Braunerde	podsolige Braunerde, Pelosol-Pseudogley	Podsol-Braunerde	Pseudogley-Parabraunerde
Geländehöhe	816 m ü. NN	345 m ü. NN	515 m ü. NN	678 m ü. NN
Hangneigung	19,0°	7,5°	5,2°	1,6°
Jahresmitteltemperatur ¹⁾	6,8 °C/a	6,3 °C/a	7,5 °C/a	7,5 °C/a
Niederschlags-summe ¹⁾	1749 mm/a	857 mm/a	965 mm/a	878 mm/a

¹⁾ mittlere Kennwerte bezogen auf den Zeitraum 1960–1990 (DWD)

Tab. 2: Aufnahme und Ableitung potentieller Einflussparameter an allen Sondenstandorten.

Tab. 2: *Potentially significant parameters assessed at all sites.*

Vegetationsparameter ¹⁾	Bodenparameter ¹⁾	Reliefparameter ²⁾
Hauptbaumart	Bodenart	Hangneigung
Baumartenmischung	Gefügeform	Hangausrichtung
Mischungsform	Höhe und Art der Auflage	Geländehöhe
Natürliche Altersklasse	Anzahl der Feinwurzeln	TOPEX - Exponiertheit
Schlussgrad	Humusanteil	Hangwölbung
Bestandesstruktur	Lagerungsdichte	Hanggliederung
Kronenhöhe	Hydromorphiemerkmale	Länge des Fließweges
Auftreten, Höhe u. Bedeckungsgrad der Bodenvegetation	Entfernung zum nächsten Baum	Spezif. Einzugsgebiet am Punkt
	mittlerer Skelettgehalt in 20 bis 70 cm	Topographic Wetness Index
	Bodentiefe	Stahlungsparameter
	Fein-, Mittel-, Grobskelettanteil in 0–20 cm	Streampowerindex
		Slope-Length-Faktor

¹⁾ Feldaufnahmen ²⁾ Beispiele der berechneten digitalen Reliefattribute (ca. 100) aus dem digitalen Geländemodell 1m liegen als Rasterdaten (1 x 1 m) vor.

sie möglichst viele unterschiedliche Kleinstandorte mit unterschiedlichen Expositionen, Hangneigungen, Feuchteverhältnissen und Bestandessituationen abdecken. Abbildung 5 zeigt exemplarisch die Untersuchungsfläche im Conventwald mit dem gewählten Transekt, den 12 Messplots (RMP 1-12) sowie beispielhaft einem Messplot (Radius = 40 m) mit 2 x 31 Sondenstandorten. An allen Messplots werden Bodenfeuchtemessungen nach dem gleichen Versuchsdesign durchgeführt. Über einen Zeitraum von 14 Tagen messen 31 zufällig verteilte TDR-Sonden (MiniTrase mit 20 cm langen Dreistabsonden, maximale Kabellänge 40 m) alle 30 Minuten die Bodenwassergehalte bis 20 cm Bodentiefe. Danach werden die Sonden auf einen der anderen Messplots umgesetzt und die Messungen wieder 14 Tage lang durchgeführt. Auch

die Abfolge der Messplots aufeinander ist zufällig. Dieses Verfahren wird ca. ein Jahr lang wiederholt, sodass in jedem Untersuchungsgebiet im Optimalfall 24 x 31 kurze Zeitreihen der Bodenwassergehalte zur Verfügung stehen. Auf jedem der 12 Plots finden demnach zwei Messkampagnen zu unterschiedlichen Zeitpunkten statt. Des Weiteren wurden an den Sondenstandorten erklärende Einflussgrößen (Tabelle 2) aufgenommen, die eine Übertragung der Messwerte auf unbeobachtete Standorte ermöglichen sollen. Dafür mussten alle Sondenmesspunkte eingemessen werden. An den Mittelpunkt der RMP-Messplots wurden ausführliche Profilsprachen vorgenommen sowie Bodenproben zur Bestimmung der Korngrößenverteilung, der Lagerungsdichte, des organischen Kohlenstoffgehalts, des Wasserrückhaltevermögens

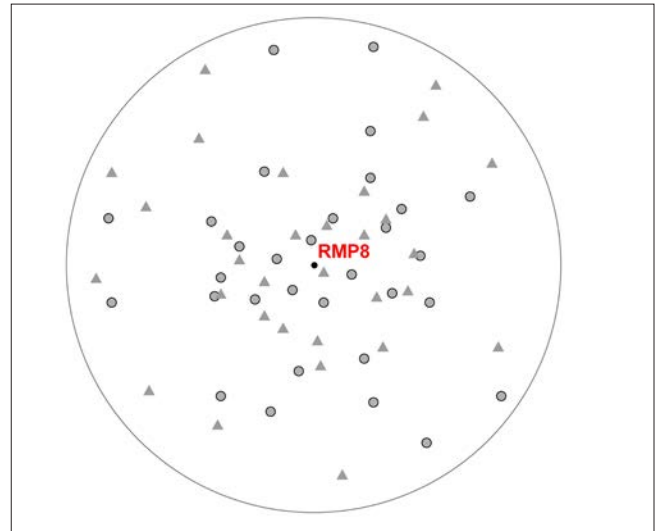
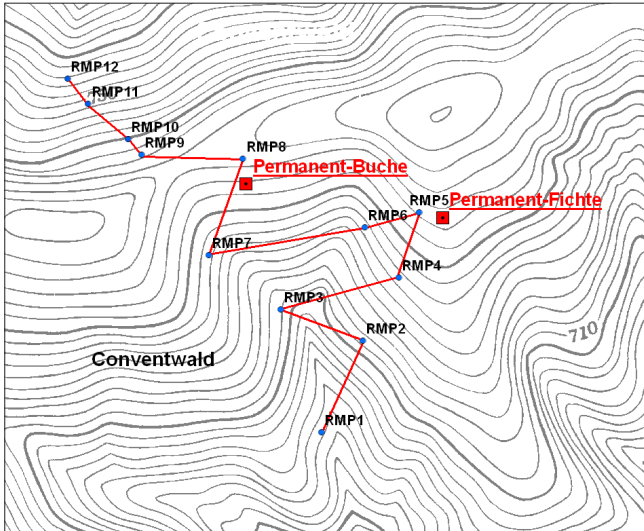


Abb. 5: Links: Transekt mit 12 Messplots (RMP1-RMP12) und 2 permanenten Dauerbeobachtungsstationen; rechts: standardisierter Sondensteckplan am Beispiel des Messplots RMP8 mit 2 Messperioden = 2x31 Sondenmessstandorte (Kreise = 1. Periode, Dreiecke = 2. Periode).

Fig. 5: Left: transect with 12 measurement plots (RMP1-RMP12) and 2 continuous-measurement stations; right: standardized installation plan for probes, using the example of measuring plot RMP8 with two measuring periods = 2x31 measuring probe sites (circles = 1st period, triangles = 2nd period).

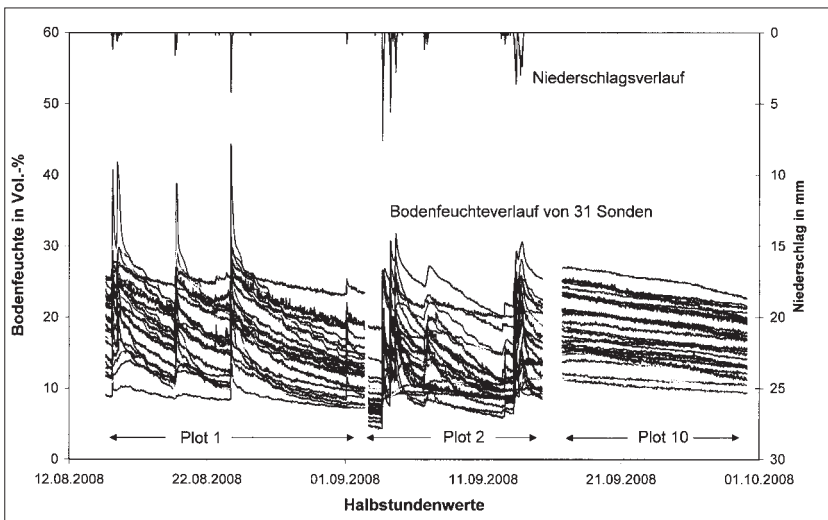


Abb. 6: Verlauf der Bodenfeuchte und des Niederschlags an den drei Messplots RMP1, 2 und 10 der Periode1 im Conventwald.

Fig. 6: Time series of soil moisture and precipitation at measuring plots RMP1, 2 and 10 for period 1 at Conventwald.

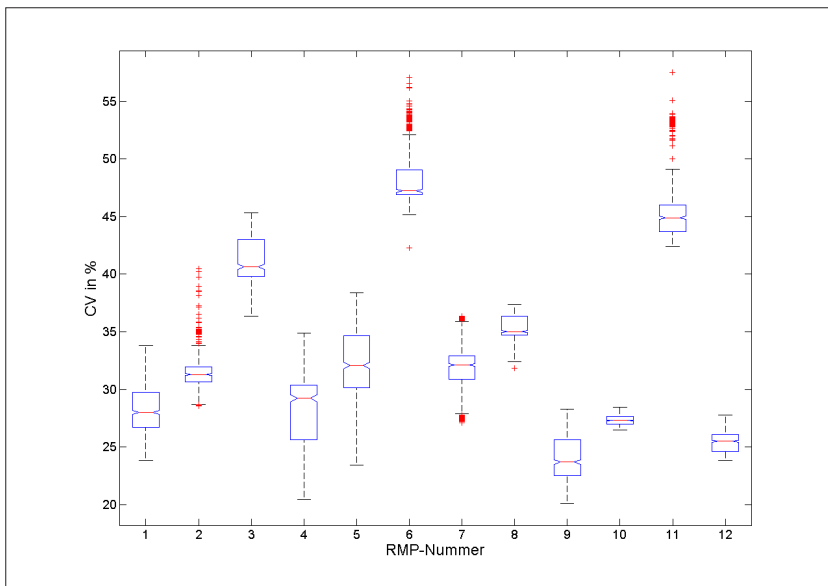


Abb. 7: Boxplots der CV-Werte der Bodenwassergehalte für jede Messfläche (alle 31 Sonden), bezogen auf jeden Messzeitpunkt (Halbstundenwert).

Fig. 7: Box plots of CV values of soil water content for each of the 12 measurement plots (all 31 probes) in relation to each measuring interval (half-hour value).

und der hydraulischen Leitfähigkeit in 10 und 30 cm Tiefe entnommen.

2.1.3 Landschaftsebene

Die auf den Untersuchungsflächen erstellten Raum-Zeit-Modelle sollen im nächsten Schritt auf größere Landschaftsausschnitte der Untersuchungsflächen übertragen werden. Für diese Landschaftsausschnitte (100 bis 200 km²) liegen vollflächige Color-Infrarot-Luftbilder aus dem Sommer 2004 vor. Die aus den Luftbildern identifizierten Trockenschäden können mit den räumlichen Mustern aus dem Raum-Zeit-Modell des RMP-Konzeptes verglichen werden und stellen somit eine Validierungsmöglichkeit für die Bodenwassermodellierung dar. DE & PUHLMANN (2009) untersuchten mit verschiedenen statistischen Verfahren, inwieweit Gebiets- und Bestandseigenschaften die Unterschiede im Schädigungsgrad der verschiedenen Untersuchungsgebiete sowie die räumlichen Verbreitungsmuster der Schäden innerhalb eines Überfliegungsgebietes erklären können. Es zeigte sich, dass geländemorphologische Größen offenbar nicht ausreichen, um die räumliche Verteilung von Kronenschäden vollständig zu erklären. Es ist daher zu vermuten, dass ein Teil der nicht erklärten Varianz durch andere Gebietsmerkmale, wie Bestandseigenschaften und Kenngrößen des Bodenwasserhaushalts, beschrieben werden kann.

2.2 Multivariate Statistik

Für die Identifizierung der Einflussfaktoren (Standortseigenschaften) auf das räumliche Muster der Bodenfeuchteverteilung wurden folgende multivariat-statistische Analysen ausgewählt:

1. Hierarische agglomerative Clusteranalyse – Gruppierung der Messreihen der Bodenwassergehalte – Bildung von ähnlichen Bodenfeuchteklassen bezüglich Niveau und Dynamik der Bodenfeuchte.
2. Wilcoxon Rangsummentest – Auswahl von Standortseigenschaften, deren Mediane sich in den Clustergruppen signifikant unterscheiden.
3. Korrelationsanalyse zwischen den signifikanten Standortseigenschaften – Ausschluss von Parametern die stark korreliert zueinander sind.
4. CART-Analysen (Klassifikations- und Regressionsbäume) zwischen Clustergruppen und signifikanten Standortseigenschaften – Ermittlung der Standortseigenschaften und ihrer Wertegrenzen, die zur Vorhersage der Clustergruppen führen.

Die Clusteranalyse ist ein Standardverfahren zur Bildung von Gruppen oder Clustern ähnlicher Objekte. Die Ähnlichkeit von Objekten wird anhand ihres Abstandes bzw. ihrer Distanz in einem Parameterraum definiert (BACKHAUS et al. 2008). Mit der Clusteranalyse können die 14-Tagesmessreihen der Bodenwassergehalte in Gruppen mit ähnlichem Feuchteniveau untergliedert werden, in dem als Abstandsmaß der euklidische Abstand verwendet wird. Eine Unterscheidung der Messreihen nach ihrem dynamischen Verhalten lässt sich mit dem kreuzkorrelierten Abstandsmaß durchführen. Die Anwendung der Clusteranalyse erfolgte mit dem Softwarepaket Matlab (Version R2007b).

Mit dem Wilcoxon Rangsummentest (Mann-Whitney U-Test) kann eine erste Auswahl von Standortfaktoren erfolgen, indem

überprüft wird, inwiefern sich in den Clustern die Mediane der Einflussparameter signifikant unterscheiden (FAHRMEIR et al. 2007). Dieser Rangsummentest ist ein parameterfreier statistischer Test, der die Gleichheit der Mediane zweier unabhängiger Verteilungen überprüft. Mithilfe von Boxplots kann der Parameterbereich in den gefundenen Clustern anschaulich dargestellt werden. Der Test ist nur auf metrische Parameter (Messwerte) anwendbar. Standortparameter, wie Baumart, müssen über Kreuztabellen erfasst werden, indem die Häufigkeit eines Parameterwertes pro Cluster analysiert wird. Für alle potentiellen Einflussparameter, welche sich bezüglich ihrer Clusterzugehörigkeit signifikant unterscheiden, sollte eine bivariate Korrelationsanalyse zwischen den Standortparametern durchgeführt werden. Viele abgeleitete Parameter aus dem digitalen Geländemodell (DGM) sind miteinander hoch korreliert. Bei einer Verwendung aller signifikanten Parameter zur Erstellung der CARTs wären untereinander hoch korrelierte Parameter gegeneinander ersetzbar.

Die CART-Analyse zeichnet sich durch das Erzeugen eines binären Entscheidungsbaumes aus, d. h. es wird ein Schwellenwert eines Attributes (Einflussgröße) identifiziert, der eine optimale Trennung bezüglich der vorgegebenen Klassifikation der Daten (z. B. Gruppen unterschiedlicher Bodenfeuchte) vornimmt. Je einflussreicher ein Parameter ist, desto weiter oben steht er im Entscheidungsbaum. Mit der CART-Analyse können somit Regeln aufgestellt werden, die eine automatische Klassifizierung aus den identifizierten Attributen und ihren Schwellenwerten vornehmen (SPSS 18).

3 Erste Ergebnisse

3.1 Deskriptive Statistik

Am Beispiel des Untersuchungsgebietes Conventwald werden erste Ergebnisse der statistischen Analysen vorgestellt. Abbildung 6 zeigt beispielhaft den Verlauf der Bodenfeuchtemessreihen an drei aufeinander folgenden Messplots (Plot 1, 2 und 10), die eine hohe räumliche Variabilität der Bodenfeuchte innerhalb der 0,5 ha großen Messplots aufweisen. Für den gesamten Datensatz Conventwald mit 12 Messplots und je einer Messperiode lag die Spannweite des Variationskoeffizienten (CV) zwischen 24–46 % und die Standardabweichung zwischen 4–9 Vol.-% (Tabelle 3).

Die Boxplots in Abbildung 7 spiegeln die unterschiedliche Variabilität der Messungen der Bodenwassergehalte auf den einzelnen Messplots wider. Die Variabilität der Messungen wird einerseits von der zeitlichen Variabilität beeinflusst, wie dem Auftreten von extremen Niederschlagsereignissen oder Austrocknungsphasen, andererseits spielt der Einfluss des Reliefs, des Bodens (Textur- und Steingehalt) und der Vegetationsstruktur eine entscheidende Rolle. Die Niederschlagsverteilung hat einen Einfluss auf die Verteilungsfunktion des CV. So sind die CV-Werte bei geringen Niederschlagssummen (< 10 mm) tendenziell gering (RMP 3, 8, 10 und 12) als bei sehr starken Niederschlagsereignissen (> 35 mm), wie es bei RMP 2, 7 und 11 der Fall ist. Eine hohe Varianz ist vor allem im RMP 6 festzustellen, obwohl hier kein starkes Niederschlagsereignis ausschlaggebend war, sondern vermutlich der extrem hohe Steingehalt. Ein ähnlicher Steingehalt war auch am RMP12 vorzufinden. Hier weisen der Median und die Standardabweichung relativ geringe Werte auf. Einen pauschalen univariaten Zusammenhang zwischen der Variabilität der Bodenwassergehalte und einzelnen Einflussparametern ist nicht zu finden. Daher ist die Anwendung von multivariat-statistischen Analysen unerlässlich, um Muster und Strukturen aufzudecken.

Tab. 3: Deskriptive Statistik der 14-Tage-Messreihen der Bodenwassergehalte in Vol.-% pro Plot.**Tab. 3:** Descriptive statistics of the 14-day time series of soil water content (% vol) for each plot.

Plot	Max ¹⁾	Mean. ¹⁾	Min ¹⁾	Range ¹⁾	Median ²⁾	s ²⁾	CV	P	M	n
RMP 1	44,1	17,1	7,2	36,9	16.91	4,8	28,2	22,0	8	29
RMP 2	31,7	13,8	4,2	27,5	13.25	4,3	31,5	103,0	9	30
RMP 3	39,4	20,6	3,2	36,2	19.38	8,5	41,2	7,6	4	24
RMP 4	33,3	18,6	5,2	28,1	20.09	5,8	27,9	33,4	11	26
RMP 5	53,0	16,4	5,2	47,8	17.64	5,2	32,3	24,4	3	28
RMP 6	31,7	12,4	3,2	28,5	10.43	5,8	45,7	21,6	10	26
RMP 7	33,6	18,0	4,5	29,1	18.57	6,0	32,0	73,6	10	30
RMP 8	35,3	15,2	6,3	29,0	15.53	5,4	35,4	4,2	8	29
RMP 9	37,9	20,1	8,1	29,8	20.29	4,8	24,0	28,8	7	28
RMP 10	27,1	16,7	8,3	18,8	16.40	4,6	27,4	0,0	9	30
RMP 11	50,4	15,4	6,3	44,1	14.66	7,0	45,7	32,8	5	30
RMP 12	28,7	18,2	8,0	20,7	17.77	4,6	25,4	7,0	4	25

¹⁾ ermittelt aus allen Werten der Periode ²⁾ ermittelt zu jedem Zeitpunkt aus den Sonden und anschließend über die Periode gemittelt. Range = Spannweite, s = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient [%], P = Niederschlagssumme der Periode [mm], M = Monat in dem die Messperiode lag, n = Anzahl der verwendeten Messreihen

Tab. 4: Charakterisierung der Messplots im Conventwald.**Tab. 4:** Characterization of the measurement plots in the Conventwald area.

Plotnr.	Höhe m ü. NN	Hangausrichtung	Hangneigung[°]	Baumart ¹⁾	Steingehalt bis 20 cm Vol.-%	Bodenart ²⁾	Bodentyp ²⁾
RMP 1	659	O	35,9	Ta /Bu/Fi	15	Lt2	BB
RMP 2	704	SW	24,4	Bu /Ta	50	Lt2	BB
RMP 3	717	NO	28,8	Bu /Ta/Fi	60	Ls3	GGn-BB
RMP 4	768	SW	30,3	Fi /Bu/Ta/Dgl	35–45	Ls3	BB
RMP 5	817	SW	24,1	Ta /Dgl/Bu/Ki	25–35	Sl4	BB
RMP 6	729	SW	30,3	Fi /Lär/Ta	75	Sl4	BB-PP
RMP 7	775	NO	27,0	Ta /Bu/Ah	35	Sl4	GGg
RMP 8	829	S	14,7	Bu /Ta	25–35	Ls2	BB
RMP 9	825	N	25,1	Ta /Bu	35–45	Lt2	BB
RMP 10	806	N	30,4	Ta /Bu	28–45	Sl4	BB
RMP 11	748	NW	33,6	Fi /Ta/Bu	20	Sl4	SS-BB
RMP 12	713	N	26,9	Ta /Bu/Ah	45–80	Ls4	BB

¹⁾ Hauptbaumart fett gedruckt, Ta = Tanne, Bu = Buche, Fi = Fichte, Dgl = Douglasie, Ki = Kiefer, Ah = Ahorn, Lär = Lärche ²⁾ Bodenart und Bodentyp nach KA5 (AD-Hoc-AG Boden 2005)

Aufgrund des langen Winters 2009 und messtechnischer Ausfälle konnte jeder Plot im Conventwald nur einmal gemessen werden, statt wie geplant zweimal. Für die Datenauswertung standen aufgrund von Fehlmessungen (Wildverbiss, Einbaufehler) selten alle 31 Messreihen für die Auswertung zur Verfügung. So konnten im Beispiel des RMP1 nur 29 Messreihen in die Auswertung mit einbezogen werden.

Gravimetrische Vergleichsmessungen zur Abschätzung der Fehler bei der Messung der Bodenwassergehalte mit TDR-Sonden wurden im Rahmen dieses Projektes nicht durchgeführt, da bereits von WILPERT et al. (1998) umfangreiche Labor- und Feldmessungen mit gleichem Sondentyp (Trase System der Fa. Soil Moisture) durchgeführt haben. Es konnte festgestellt werden, dass die TDR-Messungen im Gelände immer unterschätzt (2–5 Vol.-%) wurden. Besonders

Tab. 5: Vergleich des mittleren CV-Werte der RMP-Messungen und des Steingehaltes [Vol.-%] in 0–20 cm Bodentiefe bzgl. der Untersuchungsgebiete.

Tab. 5: Comparison of mean CV value of RMP measurements and stone content [% vol] for the 0–20 cm soil depth for each investigation area.

	Esslingen	Heidelberg	Conventwald	Ochsenhausen
Maximum	58.5	84.0	56.5	39.2
Minimum	10.5	11.4	24.0	11.4
Mittelwert	25.7	31.6	34.5	25.5
Median	21.6	26.3	31.7	26.9
Mittlerer Steingehalt	8	17	41	3

ein hoher Steingehalt, Wurzeln und ein unterschiedlicher Anteil organischer Substanz führte zu einer Verzerrung der Messwerte. An homogenisierten, steinfreien Bodenkörpern war der Messfehler stets kleiner als 1 Vol.-%. Vom Hersteller wird für die verwendeten TDR-Sonden eine Genauigkeit von $\pm 2\%$ angegeben. Der Messbereich der Sonden liegt zwischen 0 und 100 % Bodenfeuchte. Durch das Versetzen der Sonden kann es zu Einbaufehlern kommen, die in stark steinigen Gebieten (Conventwald) zu größeren Ungenauigkeiten bei der Messung führen können. Ein Vergleich zu den relativ gering steinhaltigen Gebieten (Ochsenhausen und Esslingen) zeigt, dass der mittlere CV über alle RMP-Messungen in dem Untersuchungsgebiet Conventwald um ca. 5–10 % höher liegt (Tabelle 5).

3.2 Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität

Die 14-tägigen Messreihen der Bodenwassergehalte wurden zunächst für jeden Messplot einzeln ausgewertet, um die kleinräumige Variabilität innerhalb einer Fläche zu analysieren. Mithilfe der Clusteranalyse konnten die Messreihen einerseits nach ihrem Bodenfeuchteniveau und andererseits nach ihrem dynamischen Verhalten in jeweils drei Clustergruppen zugeordnet werden (Abbildung 8). Im Beispiel vom RMP1 entspricht Cluster 1 (blau) trockenen, Cluster 2 (grün) mittleren und Cluster 3 (rot) feuchten Standorten. Bei Unterteilung der Messreihen nach ihrer Dynamik, zeigt Cluster 1 (rosa) ein starkes, Cluster 2 (hellblau) ein mäßiges und Cluster 3 (schwarz) ein geringes dynamisches Verhalten.

Welche Standortfaktoren diese unterschiedlichen Bodenfeuchtemuster beeinflussen, wurde mittels CART-Analyse untersucht. Hierfür gingen die an jedem Sondenstandpunkt aufgenommen Vegetations-, Boden- und morphologischen Eigenschaften als unabhängige Parameter und die zugewiesenen Clusternummern (1–3) aus der Clusteranalyse als abhängige Größe in die CART-Analyse ein. Abbildung 9 zeigt exemplarisch für den Plot „RMP1“ die Ergebnisse der CART-Analyse. Für die Gruppierung der Messreihen nach ihrem Feuchteniveau waren Wurzelentfernung (Entfernung zum nächsten Baum), Humusform, spezifisches Einzugsgebiet am Messpunkt (Größe der potentiellen Zuflussfläche) und Exposition ausschlaggebend. Es konnte eine Vorhersagegenauigkeit von 82,8 % erzielt werden, d. h. von 29 verwendeten Sondenpunkten konnten 24 den drei Clustergruppen richtig zugeordnet werden. Messpunkte aus dem Cluster 2 wurden nicht eindeutig bzw. bei anderen Clustergruppen zugeordnet.

Die Cluster werden demnach wie folgt klassifiziert:

- Cluster 1: Standorte mit geringen Wassergehalten befinden sich in einem Baumabstand größer 60 cm und haben bei der Humusform MUO (F-Mull) eine Hangausrichtung kleiner 114° . Liegt die Humusform MUT (Mull), MOM (Mullartiger Moder), MOA (feinhumusarmer Moder) vor, muss das spezifische Einzugsgebiet kleiner als $9,9 \text{ m}^2$ sein.
- Cluster 2: Standorte mit mittleren Wassergehalten befinden sich in einem Baumabstand größer 60 cm mit einer Humusform MUO und einer Hangausrichtung größer 114°
- Cluster 3: Standorte mit höheren Wassergehalten befinden sich entweder in einen Baumabstand kleiner 60 cm oder bei einem Baumabstand größer 60 cm müssen außerdem die Humusform MUT, MOM, MOA vorliegen und das spezifische Einzugsgebiet größer als $9,9 \text{ m}^2$ sein.

Plausibel erscheint der Parameter „spezifische Einzugsgebiet“, der das potentielle Einzugsgebiet an jedem Punkt definiert und damit den möglichen Wasserzufluss reguliert. So haben feuchtere Standorte ein größeres spezifisches Einzugsgebiet als trockenere Standorte. Der Baumabstand könnte Hinweis geben, dass feuchtere Standorte durch Stammabfluss (baumartenabhängig) beeinflusst werden, aber auch vor Sonneneinstrahlung besser geschützt sind (weniger Bodenverdunstung). Hangausrichtung und Humusform sind in diesem Fall sehr spezifisch und führen zu keiner allgemeingültigen Aussage.

Bei der Clusterung nach der Dynamik der Messkurven (Abbildung 10) sind die erklärenden Parameter: Höhe der Of-Auflage, Kronensituation (x = Kronenmitte, y = Kronenrand oder z = Kronenlücke), Wurzelentfernung (Entfernung zum nächsten Baum), und Vegetationsdichte (Bedeckungsgrad der Bodenvegetation).

Bei diesem CART konnten 26 von 29 Messkurven eindeutig den Clustergruppen zugeordnet werden (89,6 %). Zwei Messpunkte aus Cluster 2 und ein Messpunkt aus Cluster 3 konnten nicht richtig zugeordnet werden (Fehlklassifikation).

Die Cluster werden demnach wie folgt klassifiziert:

- Cluster 1: Standorte mit starker Dynamik der Wassergehalte haben entweder eine geringe Of-Auflage

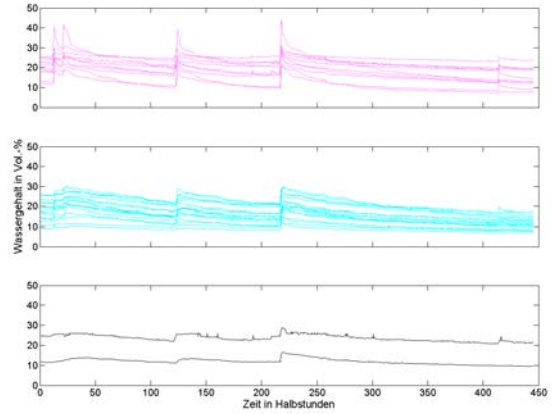
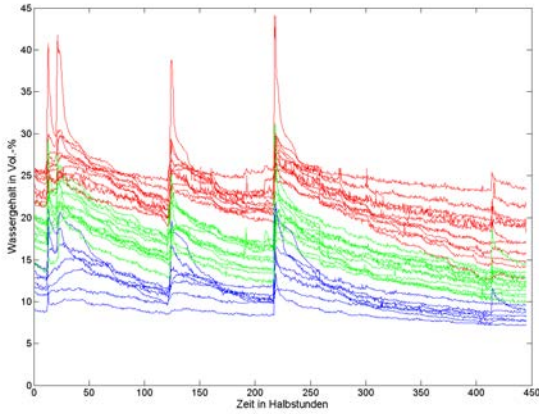


Abb. 8: Gruppierung der Zeitreihen der Bodenfeuchte einer Messperiode (14 Tage, Halbstundenwerte) am Beispiel des RMP1; links: euklidisches Abstandsmaß, rechts: kreuzkorreliertes Abstandsmaß.

Fig. 8: Clusters of time series of the soil moisture for one measuring period (14 days, half-hour values) for plot RMP 1; left: Euclidean distance, right: cross-correlation distance.

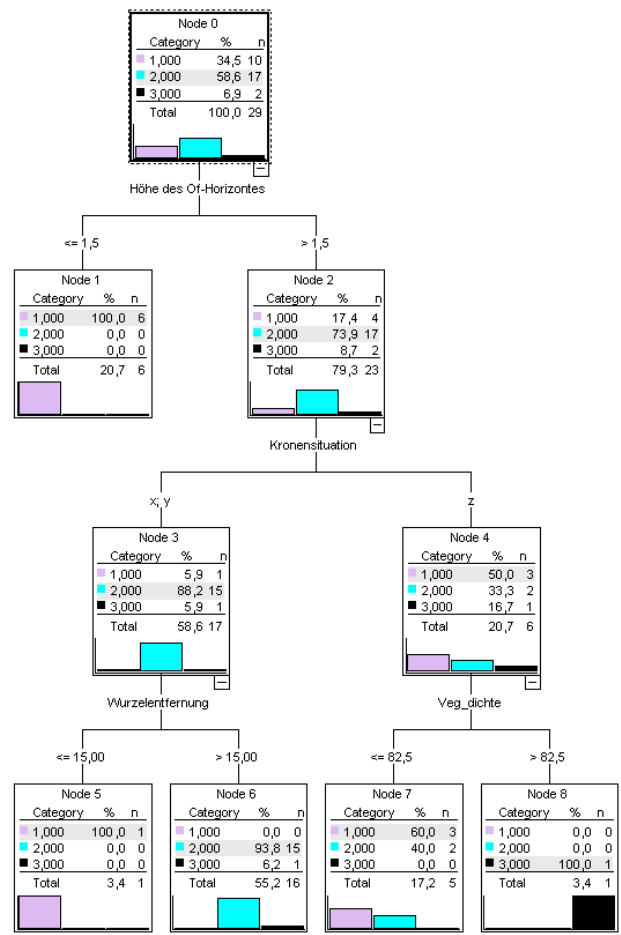
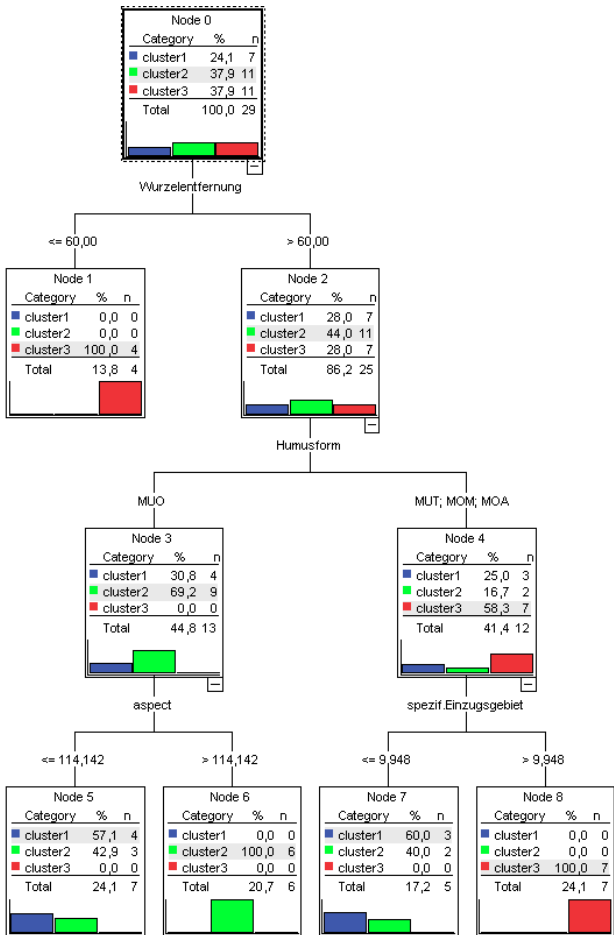


Abb. 9: CART-Analyse für RMP1 für die Clustervariante bzgl. des Feuchteniveaus mit 29 Messreihen, Cluster 1 = trockene Standorte, Cluster 2 = mittel feuchte Standorte, Cluster 3 = feuchte Standorte.

Fig. 9: CART analysis of RMP1 for cluster variant in relation to soil moisture levels of the 29 time series. Cluster 1 = dry sites, cluster 2 = moderately wet sites, cluster 3 = wet sites.

Abb. 10: CART-Analyse für RMP1 für die Clustervariante bzgl. der Dynamik mit 29 Messreihen, Cluster 1 = stark dynamische Standorte, Cluster 2 = mäßig dynamische Standorte, Cluster 3 = wenig dynamische Standorte.

Fig. 10: CART analysis of RMP1 for cluster variants in relation to the dynamics of the 29 time series. Cluster 1 = highly dynamic sites, cluster 2 = moderately dynamic sites, cluster 3 = less dynamic sites.

Tab. 6: Anzahl der Messreihen pro Cluster bzgl. Bodenfeuchteniveau bzw. Dynamik.

Tab. 6: Number of time series per cluster for each soil moisture level and dynamics level.

Anzahl der Messreihen pro Cluster	RMP1	RMP2	RMP3	RMP4	RMP5	RMP6	RMP7	RMP8	RMP9	RMP10	RMP11	RMP12	Summe
1 - trocken	7	13	11	13	8	14	7	11	10	6	9	6	115
2 - mittel	11	7	8	7	12	7	17	6	4	11	13	9	112
3 - feucht	11	9	4	6	7	5	5	11	13	13	7	8	99
Summe pro RMP	29	29	23	26	27	28	29	28	27	30	29	23	326
1 - stark dynamisch	10	18	18	21	1	4	28	5	26	28	22	19	200
2 - mäßig dynamisch	17	10	1	1	26	10	1	22	1	1	6	5	101
3 - gering dynamisch	2	2	1	1	1	13	1	2	1	1	1	1	27
Summe pro RMP	29	30	20	23	28	27	30	29	28	30	29	25	328

(< 1,5 cm) oder eine hohe Of-Auflage (> 1,5 cm) und liegen in einer Kronenlücke (z) und mit geringer Vegetationsdichte (< 82,5 %) oder eine hohe Of-Auflage (> 1,5 cm), befinden sich am Kronenrand (y) oder in der Kronenmitte (x) mit einem Baumabstand kleiner 15 cm.

Cluster 2: Standorte mit mäßiger Dynamik der Wassergehalte haben eine hohe Of-Auflage (> 1,5 cm) und befinden sich am Kronenrand (y) oder in der Kronenmitte (x) mit einem Baumabstand größer 15 cm.

Cluster 3: Standorte mit wenig Dynamik der Wassergehalte haben eine hohe Of-Auflage (> 1,5 cm) und befinden sich in einer Kronenlücke (z) mit hoher Vegetationsdichte (> 82,5 %).

Die hier gefundenen Standorteigenschaften spiegeln die dynamischen Prozesse wider. Die Höhe der Of-Auflage ist entscheidend, ob der Niederschlag abgepuffert wird, lateral abfließt oder zügig in den Boden infiltriert. Auch Kronenstruktur, Baumabstand und Bedeckungsgrad der Bodenvegetation

haben auf diese Prozesse großen Einfluss. Der Anteil der wenig dynamischen Standorte (Cluster 3) ist in der Mehrzahl der Messflächen (RMPs) sehr gering (Tabelle 6). Die Aussagekraft der gefundenen Einflussparameter ist daher nicht repräsentativ.

Mit dieser Vorgehensweise können nun für alle Plots die Einflussgrößen ermittelt und statistisch ausgewertet werden. Bei allen RMPs betrug die Vorhersagegenauigkeit zwischen 80–100 %, da durch die detaillierte Felddaufnahme immer ausreichend viele Erklärungsparameter zur Verfügung standen, um die Clusterstrukturen gut zu beschreiben. Eine einheitliche Parameterkombination konnte jedoch nicht gefunden werden, die bei allen RMPs gleichermaßen zu einer hohen Erklärungsgüte führte. Lediglich einige Parameter, wie spezifische Einzugsgebietsgröße, Baumentfernung und Höhe der Humusauflage, konnten in mehreren RMPs identifiziert werden.

Abbildung 11 zeigt, dass die in den einzelnen Plots definierten Clustergruppen (Tabelle 6) sehr gut die gewählten Gruppeneigenschaften widerspiegeln. Die Definitionen bzgl. der Einteilung nach Bodenfeuchteniveau in trockene, mittel feuchte und feuchte Standorte können signifikant gegeneinander

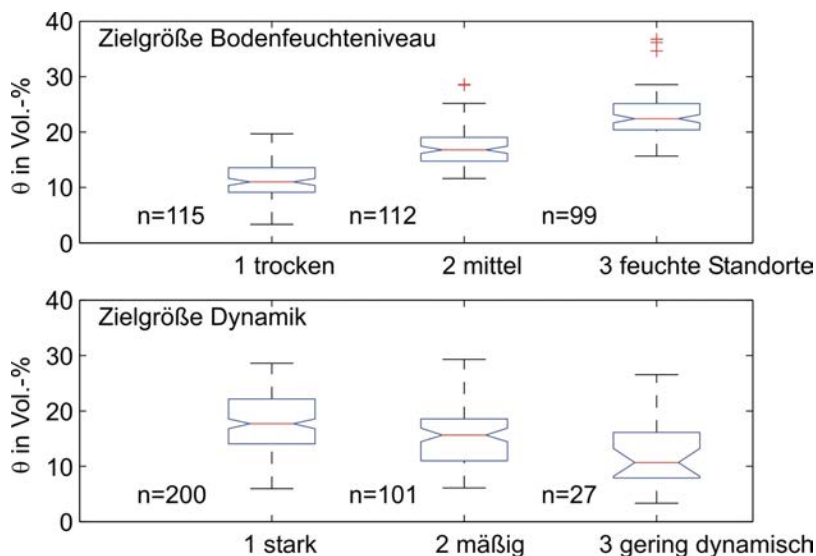


Abb. 11: Definition von Bodenfeuchteklassen durch Zuordnung der Messreihen (Mittelwert θ der Wassergehalte pro Sonde über die Messperiode) zu den definierten Clustergruppen pro RMP bzgl. des Bodenfeuchteniveaus (oben) und der Dynamik (unten); alle Gruppen unterscheiden sich signifikant mit $\alpha = 0.01$.

Fig. 11: Delineation of soil moisture classes through classification of time series (mean θ of water content per probe over the measuring period) into the defined cluster groups for each RMP in terms of soil moisture level (top) and dynamics level (bottom); all differences between the groups are significant with $\alpha = 0.01$.

abgegrenzt werden. Die Anzahl der Stichproben pro Gruppierung lag in ähnlicher Größenordnung vor. Bei der Einteilung der Messreihen bzgl. ihres dynamischen Verlaufs ist die Abgrenzung der einzelnen Gruppen nicht so deutlich, dennoch signifikant. Die Gruppe der wenig dynamischen Standorte ist stark unterrepräsentiert. Dies deutet darauf hin, dass die meisten Sondenstandorte auf Niederschlagsereignisse reagieren.

3.3 Untersuchungen zu großräumigen Trends

Für die Untersuchung großräumiger Trends mussten alle gemessenen Kurven und ihre Parameter gemeinsam einer Cluster- und CART-Analyse unterzogen werden, um daraus verallgemeinerte Parameterkombinationen für Bodenfeuchteklassen bzw. Reaktionsmuster zu finden. Für den Conventwald standen für diese Auswertung insgesamt 305 Messreihen mit je 565 Messwerten zur Verfügung. Die Gruppierung unter Verwendung aller gemessenen Bodenfeuchteverläufe erfolgte nach einer Transformierung der Messreihen in Residuen. Diese ergaben sich aus den Messwerten der einzelnen kurzen Messreihen abzüglich der aktuellen Messwerte der kontinuierlich messenden Sonde der Permanentstation Buche, da von der Permanentstation Fichte die Messreihen unvollständig waren. Somit konnte der zeitliche Trend eliminiert werden. Die Teilung erfolgte auch hier wieder in drei Clustergruppen, um eine möglichst gleichmäßige Anzahl in den Clustergruppen zu erhalten (Cluster 1 (trocken) mit 69 Standorten, Cluster 2 (mittel feucht) mit 141 Standorten und Cluster 3 (feucht) mit 95 Standorten). In die CART-Analyse gingen zunächst nur Reliefparameter ein, da diese fein diskretisiert und flächenhaft vorliegen und eine automatische Klassifizierung auf un beobachtete Flächen ermöglichen. Die Hauptparameter waren Hangausrichtung, Fließlänge und Topographische Feuchteindex. Die Vorhersagegenauigkeit betrug 62 %, d. h. ein Drittel der Messpunkte konnte nicht der richtigen Bodenfeuchtekategorie zugeordnet werden.

Die Gruppierung bzgl. des Bodenfeuchteniveaus wird wie folgt klassifiziert:

- Cluster 1: 41 Standorte mit geringen Wassergehalten liegen auf der Südseite (125°–230°) und haben Fließlängen kleiner 1,2 m.
- Cluster 2: 65 % der Standorte mit mittleren Wassergehalten liegen auf der Nordseite (< 125° und > 230°) und haben Fließlängen kleiner 1,05 m.
35 % der Standorte mit mittleren Wassergehalten liegen auf der Südseite (125°–230°) und haben Fließlängen größer 1,2 m sowie einen TWI-Wert kleiner 4,8.
- Cluster 3: Standorte mit höheren Wassergehalten liegen zu 80 % auf der Nordseite (< 125° und > 230°) und weisen einen TWI-Wert von größer 5,8 auf.

Um ähnlich reagierende Standorte bezüglich ihrer Dynamik während oder nach einem Niederschlagsereignis zu untersuchen, müssen die Messdaten bzgl. der Höhe der Niederschlagsereignisse und der Bodenvorfeuchte extrahiert werden, so dass nur Zeiträume während eines Niederschlagsereignisses oder einer Austrocknungsphase in die Cluster- und CART-Analyse eingehen. Diese Vorgehensweise wird in den aktuellen Untersuchungen noch getestet.

4 Diskussion und Ausblick

Die ersten Auswertungen der Messkampagne im Conventwald haben gezeigt, dass die räumliche Variabilität der Bodenwassergehalte oberflächennah sehr groß ist. Sie wird einerseits durch die zeitliche Variabilität (Einfluss des Klimas) und andererseits durch die räumliche Variabilität der Reliefeigenschaften, der Bodenheterogenität als auch der Baumstruktur beeinflusst. Mit dem RMP-Konzept war es möglich, in relativ kurzer Zeit einen großen Datensatz von kurzen Zeitreihen der Bodenfeuchte und ihren Einflussfaktoren aufzunehmen. Den Verlust der kontinuierlichen zeitlichen Erfassung der Bodenwassergehalte auf den Plots konnte durch die zwei Permanentstationen kompensiert werden. Die Erstellung eines einfachen Globalmodells zur Ableitung der zeitlichen Variabilität der mittleren Bodenfeuchte ist bisher nicht gelungen, da sowohl Niederschlagsereignisse als auch Austrocknungsperioden nur unzureichend wiedergegeben werden konnte. Alternativ könnte daher die Anwendung eines physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodells an RMP-Mittelpunkten möglich sein, welches die Kopplung zwischen Atmosphäre, Pflanze und Boden berücksichtigt.

Die Anwendung des RMP-Konzeptes war sehr arbeitsaufwendig, da zunächst alle Punkte eingemessen sowie ausführliche Boden- und Vegetationsanalysen durchgeführt wurden. Der Einsatz der Messmethode war bei Schneelage und Bodenfrost nicht möglich, sodass sich der Messzeitraum verkürzte. Hinzu kamen technische Defekte und Wildverbiss. Im Conventwald konnte daher nur eine Messperiode pro Plot durchgeführt werden. In den anderen Gebieten dagegen war eine Wiederholung der Messungen möglich. Aufgrund des Zeitplans sind dort die Auswertungen erst zum Teil ausgewertet. Analysen aus Ochsenhausen zeigen jedoch, dass die identifizierten Einflussparameter zwischen zwei Perioden unterschiedlich sein können, da sich einerseits die Lage der Punkte sowie die äußeren Randbedingungen unterscheiden.

Die kurzen Messreihen der Plots konnten sowohl nach ihrem Verlauf innerhalb der 14 Tage ausgewertet werden, als auch nach ihrem Bodenfeuchteniveau. Dies ist bei Stichtagsmessungen nicht möglich, da nur eine Momentaufnahme der Fläche erfasst wird. Mithilfe der Cluster- und der CART-Analyse konnten zumindest die kleinräumigen Einflussparameter gut quantifiziert werden. Auch wenn bislang keine allgemeingültigen Parameter identifiziert wurden, so können über die Auswertung der anderen Untersuchungsgebiete häufig auftretende Parameter abgeleitet werden. Die Anwendung der entstandenen Entscheidungsbäume zur Ausweisung der Bodenfeuchteklassen ist nur dann auf unbekannte Standorte möglich, wenn alle Einflussparameter flächenhaft vorliegen. Das ist im Fall der detailliert aufgenommenen Boden- und Vegetationsparameter nur selten der Fall. Um auch diese wichtigen Einflussgrößen bei der Betrachtung großräumiger Trends zu berücksichtigen, müssen die Parameter aggregiert und mit Parametern der flächig vorliegenden Kartenwerke (Forsteinrichtungskarten, CORINE-Landnutzungskarten, Laserscannerdaten) abgestimmt werden.

Im Weiteren werden die Messungen der anderen Untersuchungsgebiete analysiert. Hierfür muss der Algorithmus der Cluster- und CART-Analyse noch verbessert werden, um eindeutige Standortfaktoren zur Erfassung der räumlichen Variabilität zu erhalten. Beispielsweise könnten die gemessenen Bodenwassergehalte standardisiert werden, um einen relativen Bezug zum Sättigungswassergehalt zu erhalten. Die Anwendung der Cluster- und CART-Analysen

sind als explorative Ansätze zur Mustererkennung geeignet. Die quantifizierten Parameter können für weitere statistische Auswertungen, wie z. B. multiplen Regressionsansätzen, verwendet werden, um die räumliche Variabilität als Faktor in das Raum-Zeit-Modell zu integrieren.

Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Hannover: 438 S.
- ARNSTADT, T. (2008): Erfassung der Dynamik von Sättigungsflächen mit Hilfe zufällig wandernder Messfelder und Bau einer Einstab-TDR-Sonde. Diplomarbeit, Internationales Hochschulinstitut Zittau. (Letzter Zugriff am 20.2.2011) [www: http://www.ut-arnstadt.de/diplomarbeit.php](http://www.ut-arnstadt.de/diplomarbeit.php).
- ARNSTADT, T. (2009): Validierungsdaten für Wasserhaushaltsmodelle – Bodenfeuchtemessung mit zufällig wandernden Messfeldern. In: v. WILPERT, K. (ed.): Bedeutung des Klimawandels für Bodenprozesse. Freiburger Forstliche Forschung **82**: 95-110.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., WEIBER, R. (2008): Multivariate Analysemethoden. 12. Aufl. Berlin.
- BROCCA, L., MORBIDELLI, R., MELONE, F., MORAMA, T. (2007): Soil Moisture spatial variability in experimental areas of central Italy. J. Hydrol. Jg. **333** (2–4): 356-373.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (1997): Dauerbeobachtungsstationen zur Umweltkontrolle im Wald Level II, Erste Ergebnisse, Bonn.
- CHIFFLARD, P., ZEPP, H. (2008): Erfassung der zeitlichen Variabilität der Abflussbereitschaft eines Einzugsgebietes auf Grundlage von Bodenfeuchtemessungen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung **3**: 98-109.
- CHIFFLARD, P., GALL, S., ZEPP H. (2006): Untersuchungen zur räumlichen Variabilität der Oberbodenfeuchte in Abhängigkeit von Relief und Boden. – Berichtsband zum Workshop 2003 „Innovative Feuchtemessung in Forschung und Praxis“ **1**: 283-306.
- DE, D., PUHLMANN, H. (2009): Luftbilddauswertung zum Einfluss der Geländemorphologie auf Trockenschäden im Kronenraum. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft **82**: 3-12.
- FAHRMEIR, L., KÜNSTLER, R., PIGEOT, I., TUTZ, G. (2007): Statistik – Der Weg zur Datenanalyse. 6. Aufl., Springer Verlag.
- KLIWA (2006): Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland, Abschätzung und Auswirkung für den Wasserhaushalt. HEFT **9**: 1-100.
- PUHLMANN, H., MORGENSTERN, Y., VON WILPERT, K. (2008): Trockenstressrisiko für Waldbestände in Baden-Württemberg. FVA-Einblick, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg **1**: 28-35.
- SPSS VERSION 18 (2010): Statistiksoftware.
- VON WILPERT, K., NELL, U., LUKES, M., SCHACK-KIRCHNER, H. (1998): Genauigkeit von Bodenfeuchtemessungen mit „Time Domain-Reflektometrie“ und Frequency Domain-Sensoren in heterogenen Waldböden. In Z. Pflanzenernähr. Boden., **161**: 179-185.
- WESTERN, A. W., BLÖSCHEL, G., RODGER, B.G. (1998): Geostatistical characterisation of soil moisture patterns in the Tarrawarra catchment. J. Hydrol. Jg. **205** (2-4): 20-37.
- WÖHRLE, N. (2006): Randomisiert wandernde Messplots. Raum-Zeit-Modellierung von Parametern des Stoffhaushaltes in heterogenen Kalkbuchenwäldern. Freiburg, Dissertation, Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen **44**: 145 S.

submitted: 16.11.10

reviewed: 21.12.10

accepted: 10.04.11

Autorenanschrift:

Dr. Yvonne Morgenstern, Dr. Klaus von Wilpert
FVA Baden-Württemberg
Abteilung Boden und Umwelt
Wonnhaldestraße 4, 79100 Freiburg
Telefon: +49 761 4018-376
E-Mail: yvonne.morgenstern@forst.bwl.de
E-Mail: klaus.wilpert@forst.bwl.de

Dr. Heike Puhlmann
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Institut für Hydrologie
Fahnenbergplatz, 79098 Freiburg
Telefon: +49 761 203-9277
E-Mail: heike.puhlmann@hydrology.uni-freiburg.de

Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden

Testing and development of pedotransfer functions for water retention and hydraulic conductivity of forest soils

Heike Puhmann & Klaus von Wilpert

Abstract

The hydraulic properties of soils, i. e., their capability to store and to conduct water, largely regulate the availability of soil water for plants and the risk of water shortage in forests. To date, only a few systematic surveys on the hydraulic properties of forest soils have been done. We conducted multi-step outflow experiments to derive data on soil water retention and unsaturated hydraulic conductivity for 1504 undisturbed samples from forest soils in Baden-Württemberg. Using complementary measurements (fractions of fine and coarse soil, bulk density, organic carbon content), pedotransfer functions were developed for the prediction of the Mualem/van Genuchten model parameters. The predictions of the new pedotransfer functions were compared with various pedotransfer functions from the literature. An advantage of the new pedotransfer functions is that they provide an unbiased estimate of the hydraulic properties of the forest soils in Baden-Württemberg, and their predictive ability is comparable to those of published pedotransfer functions.

Keywords: soil hydraulic properties, pedotransfer functions, water retention, hydraulic conductivity, multi-step outflow experiments

Zusammenfassung

Die hydraulischen Bodeneigenschaften, also deren Fähigkeit Wasser zu speichern und zu leiten, bestimmen maßgeblich die Verfügbarkeit des Bodenwassers für Pflanzen und das Risiko von Wassermangel in Wäldern. Bislang existieren kaum systematische Untersuchungen zu den hydraulischen Eigenschaften von Waldböden. Wir führten Multi-Step-Outflow-Versuche durch, um die Wasserretentionskurve und die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit an insgesamt 1504 ungestörten Proben von Waldböden Baden-Württembergs zu ermitteln. Unter Verwendung zusätzlicher Messungen (Fraktionen des Fein- und Grobbodens, Trockenrohddichte, Gehalt an organischem Material) wurden Pedotransferfunktionen zur Schätzung der Parameter des Mualem/van Genuchten-Modells entwickelt. Die Schätzungen der neuen Pedotransferfunktionen wurden mit verschiedenen Pedotransferfunktionen aus der Literatur verglichen. Ein Vorteil der neuen Pedotransferfunktionen ist, dass sie unverzerrte Schätzungen der hydraulischen Eigenschaften der Waldböden von Baden-Württemberg liefern; ihre Vorhersagegüte ist vergleichbar mit veröffentlichten Pedotransferfunktionen.

Schlüsselwörter: bodenhydraulische Eigenschaften, Pedotransferfunktionen, Wasserrückhaltung, hydraulische Leitfähigkeit, Multi-Step-Outflow-Versuche

1 Einleitung

Bodenkundliche Monitoringdaten können eine wertvolle Basis für die Ableitung bodenphysikalischer Inputgrößen zur Modellierung von Wasser- und Stoffflüssen im Boden darstellen. Allerdings merkten unter anderem TIETJE & HENNINGS (1996) an, dass hierfür verlässlichere Daten zum Wasserretentions- und Leitfähigkeitsvermögen benötigt werden und diese im Rahmen von Routinemonitoring erfasst werden sollten. Dies gilt ganz besonders für Waldböden, da sich bodenhydraulische Messungen bislang überwiegend auf landwirtschaftliche Flächen konzentrieren (MECKE et al. 2000). Die Anwendung solcher Messungen für die hydraulische Modellierung von Waldböden ist problematisch, da Waldböden deutlich andere hydraulische Eigenschaften aufweisen als landwirtschaftlich genutzte Böden. Sie sind, unter anderem, weniger verdichtet, weisen eine höhere Aggregatstabilität und Makroporosität auf und haben deshalb in der Regel höhere gesättigte hydraulische Leitfähigkeiten und Luftkapazitäten (FISHER & BINKLEY 2000). Die Anwendung verfügbarer bodenhydraulischer Datenbanken wie UNSODA (NEMES et al. 2001), NIBIS (TIETJE & HENNINGS 1996) oder HYPRES (WÖSTEN et al. 1999) wird auch erschwert durch die vielfältigen Versuchsdesigns für die Messung der bodenhydraulischen Funktionen. Nicht zuletzt beschränken sich die meisten Datenbanken auf die Wasserretention und enthalten häufig keine oder nur in sehr beschränktem Umfang Informationen zur ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit.

Bodenhydraulische Datenbanken liefern die empirische Basis für die Entwicklung von Pedotransferfunktionen (PTFs). PTFs beschreiben statistische Beziehungen zwischen einfach messbaren und den hydraulischen Bodeneigenschaften. Unter Verwendung dieser Beziehungen können Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit aus leichter verfügbaren Bodendaten vorhergesagt und teure und zeitaufwändige Labormessungen der bodenhydraulischen Eigenschaften auf diese Weise vermieden werden. Einen umfassenden Überblick über die aktuellen Entwicklungen auf dem Gebiet der Pedotransferfunktionen geben PACHEPSKY & RAWLS (2004). Für die PTFs gilt analog zu den vorhandenen hydraulischen Datenbanken, dass die Mehrzahl für landwirtschaftlich genutzte Böden entwickelt wurde (HANGEN & SCHERZER 2004). HANGEN & SCHERZER (2004) prüften die Anwendbarkeit und die Aussagefähigkeit verschiedener Pedotransferfunktionen für Waldböden in Deutschland. Sie stellten fest, dass nur PTFs, die (wenigstens teilweise) Waldböden mit ihren spezifischen bodenphysikalischen Eigenschaften im Datensatz berücksichtigten, für die Schätzung von Kenngrößen des Bodenwasserhaushalts (Feldkapazität und nutzbares pflanzenverfügbares Wasser) geeignet sind. Zu diesen PTFs zählen nach HANGEN & SCHERZER (2004) die Entwicklungen von BATJES (1996), SCHEINOST et al. (1997),

AD-HOC-AG BODEN (1994), TEEPE et al. (2003) und RIEK et al. (1995). Relativ gute Ergebnisse für Waldstandorte wurden laut HANGEN & SCHERZER (2004) auch mit den PTFs von WÖSTEN et al. (1999) sowie den ursprünglich für landwirtschaftliche Standorte entwickelten PTFs von VEREECKEN et al. (1989) erzielt. PTFs (FK, nFK und Parameter des Mualem/van Genuchten-Modells) speziell für die (überwiegend sandigen) Waldböden des nordostdeutschen Tieflands entwickelten SCHINDLER et al. (2004), aufbauend auf ca. 200 mit dem Verdunstungsverfahren von SCHINDLER (1980) analysierten sowie ca. 200 weiteren Bodenproben. In einer Untersuchung verschiedener PTFs hinsichtlich der Anwendbarkeit auf brandenburgische Waldböden zeigten RUSS & RIEK (2011) unter anderem, dass PTFs eine höhere Schätzgüte aufwiesen, wenn der Datensatz zur Entwicklung der PTFs Böden enthielt, welche mit den Böden im Anwendungsgebiet vergleichbar waren. Sehr häufig werden die Tabellen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 2005) zur Schätzung der Bodenwasserkenngrößen eingesetzt. RENGER et al. (2008) argumentieren unter anderem, dass diesen Tabellen teilweise unplausible Ausgangsdaten zugrunde liegen und insbesondere die Tabelle der Zu-/Abschläge für den Humusgehalt korrekturbedürftig sind, und veröffentlichten eine überarbeitete Version dieser Schätztabellen.

In allen verfügbaren PTFs für die Berechnung der Parameter des weit verbreiteten Mualem/van Genuchten (MvG)-Modells (u. a. WÖSTEN & VAN GENUCHTEN 1988, VEREECKEN et al. 1989, SCHEINOST et al. 1997, SCHAAP & LEIJ 1998, WÖSTEN et al. 1999, TEEPE et al. 2003) liegen die größten Unsicherheiten bei der Schätzung des Lufteintrittspunktes, des Tortuositätsparameters und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. ZACHARIAS & WESSOLEK (2007) und WEYNANTS et al. (2009) erhöhten die Genauigkeit und die Schätzsicherheit von PTFs, wenn die Kalibrierungsmethode von SCHEINOST et al. (1997) zur Erstellung der PTFs verwendet wurde und nicht die üblicherweise eingesetzte schrittweise Vorwärtsselektion.

Die Mehrheit der veröffentlichten PTFs wurde auf der Basis von Wasserretentionsmessungen mit Sandbetten und Drucktöpfen entwickelt. Solche statischen Versuche sind allerdings sehr zeitaufwändig, wodurch der verfügbare Datenumfang zur Erstellung von PTFs in der Regel stark limitiert wird. Ein schnelleres Verfahren stellt die Kombination dynamischer Fließexperimente mit einer inversen Parameteroptimierung dar. Ein üblicher Versuchsaufbau sind Multi-Step-Outflow-Versuche (MSO-Versuche), bei denen am unteren Rand der Bodenprobe eine Folge von Unterdruckstufen angelegt und die Reaktion, d. h. der Wasserfluss durch die Probe oder Wassergehalte/Saugspannungen innerhalb der Probe, beobachtet wird (DANE & TOPP 2002). Inverse Parameterschätzverfahren verwenden eine nichtlineare Optimierungsprozedur, um die Retentions- und Leitfähigkeitskurven über eine Anpassung der numerischen Simulation des Fließexperimentes und der während des Versuchs gemessenen Daten zu bestimmen. MSO-Versuche sind schnell, relativ einfach durchzuführen und liefern verlässliche Messungen nicht nur der Wasserretention, sondern auch der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. PUHLMANN et al. (2009) passten die MSO-Methode an die Erfordernisse von Routinemonitoringprogrammen an, insbesondere bezüglich einer Standardisierung der experimentellen Randbedingungen sowie der zeitlichen und personellen Anforderungen. Dieser Versuchsaufbau wurde verwendet, um eine repräsentative Datenbank für Waldböden zu erstellen, welche neben Retentionskurven und ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten auch einen umfassenden Satz weiterer bodenphysikalischer und -chemischer Eigenschaften enthält (PUHLMANN et al. 2009).

Dieser Datensatz wurde später schrittweise erweitert und zur Erstellung von Pedotransferfunktionen für das Mualem/van Genuchten-Modell verwendet (PUHLMANN & VON WILPERT 2011). Die vorliegende Arbeit baut methodisch auf die Entwicklungen von PUHLMANN & VON WILPERT (2011) auf, verwendet aber einen deutlich erweiterten Datensatz. Mithilfe dieses Datensatzes werden Pedotransferfunktionen entwickelt, welche im Vergleich zu den Pedotransferfunktionen von PUHLMANN & VON WILPERT (2011) reduzierte Anforderungen an die Eingangsgrößen in die Pedotransferfunktionen haben und somit in der Praxis breiter anwendbar sein werden.

2 Theorie und Methoden

2.1 Bodenhydraulische Funktionen

Zur Beschreibung der Wasserretention und der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit wurden die Modelle von MUALEM (1976) und VAN GENUCHTEN (1980) in einer Modifikation von VOGEL & CISLEROVA (1988) und VOGEL et al. (2001) verwendet:

$$\Theta = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (1)$$

$$\theta(\psi) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_m - \theta_r}{\left[1 + |\alpha\psi|^n\right]^m}, & \psi < \psi_s \\ \theta_s, & \psi \geq \psi_s \end{cases} \quad (2)$$

$$K(\psi) = \begin{cases} K_s K_r(\psi), & \psi < \psi_s \\ K_s, & \psi \geq \psi_s \end{cases} \quad (3)$$

wobei

$$K_r(\Theta) = \Theta^\tau \left[\frac{1 - F(\Theta)}{1 - F(1)} \right]^2 \quad (4)$$

$$F(\Theta) = \left(1 - \Theta^{*1/m}\right)^m \quad (5)$$

$$\Theta^* = \frac{\theta_s - \theta_r}{\theta_m - \theta_r} \Theta \quad (6)$$

In diesen Gleichungen ist θ der volumetrische Wassergehalt ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) und ψ die Saugspannung (hPa). Θ ist der relative Wassergehalt, θ_s ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) und θ_r ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) sind der Sättigungs- und der Residualwassergehalt. α (hPa^{-1}), n und m (mit $m = 1 - 1/n$) sind empirische Formparameter der hydraulischen Funktionen, K_s (cm s^{-1}) ist die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und τ ist Mualems dimensionsloser Tortuositätsfaktor. Der virtuelle Wassergehalt θ_m wurde über Gleichung (12) in VOGEL et al. (2001) berechnet. Die Einführung einer kapillaren Druckhöhe ψ_s führt zu einer weniger nicht-linearen Leitfähigkeitsfunktion im Bereich nahe Sättigung und bewirkt damit eine numerisch stabilere Lösung der Richards-Gleichung. Insbesondere für feinkörnige Substrate wird mit dieser Modifikation des Mualem/van Genuchten-Modells die Leitfähigkeitsfunktion nahe Sättigung besser abgebildet. Entsprechend den Empfehlungen in VOGEL et al. (2001) wurde der Wert von ψ_s auf -2 hPa festgesetzt.

Die Parameter der Funktionen (1) bis (6) – θ_r , θ_s , α , n , K_s , τ – werden im Weiteren als Mualem/van Genuchten-Parameter (kurz: MvG-Parameter) bezeichnet.

2.2 MSO-Versuche zur Bestimmung von Wasserretention und ungesättigter hydraulischer Leitfähigkeit

Die bodenhydraulischen Eigenschaften wurden an ungestörten Bodenproben (100 ml-Stechzylinder) mittels MSO-Versuchen im Labor bestimmt. In diesen Experimenten wird eine wassergesättigte Bodenprobe auf eine wasserdurchlässige keramische Platte gesetzt. Unterhalb der keramischen Platte wird ein Unterdruck angelegt, der in Form einer Treppenfunktion schrittweise erhöht wird. Durch den Unterdruck wird eine Entwässerung der Probe bewirkt. Während des Experiments wird der Auslauf aus der Probe in einer Flasche gesammelt und kontinuierlich gewogen. Mit Hilfe eines Mikrotensimeters wird die Druckveränderung in der Bodenprobe (Saugspannung) – in Reaktion auf den angelegten Unterdruck – gemessen. Der Versuchsaufbau ermöglicht die gleichzeitige Analyse von 10 Bodenproben. Details zum Versuchsaufbau und zur Festlegung der Druckregime können PUHLMANN et al. (2009) entnommen werden.

Aus den gemessenen Zeitreihen des Auslaufs und der Saugspannung werden die bodenhydraulischen Kenngrößen mit Hilfe inverser Parameterschätzung bestimmt. Hierfür wird der Laborversuch mit Hilfe eines numerischen Bodenwasserströmungsmodells und unter Verwendung der in Gl. (1) bis (6) definierten hydraulischen Funktionen simuliert. Ein Optimierungsalgorithmus minimiert die Differenz zwischen modellierten und gemessenen Zeitreihen des Auslaufs und der Saugspannung, indem die bodenhydraulischen Kennfunktionen im Bodenwasserströmungsmodell schrittweise verändert werden. Einen umfassenden Überblick über Multi-Step-Outflow-Versuche und die inverse Parameteroptimierung enthält DANE & TOPP (2002).

2.3 Entwicklung der PTFs

Die PTFs wurden mit Hilfe einer MATLAB-Implementierung der schrittweisen Vorwärtsregression ("stepwise forward regression") erstellt. Bei der schrittweisen Vorwärtsregression werden Terme entsprechend ihrer statistischen Signifikanz im Regressionsmodell zu einem multilinenen Modell addiert. Das Verfahren beginnt mit einem initialen Modell und vergleicht dann die Erklärungsgüte des Modells mit schrittweiser Erhöhung der Anzahl der Modellterme. Bei jedem Schritt werden die p -Werte einer F -Statistik berechnet, um Modelle mit und ohne einen neuen (potentiellen) Term zu vergleichen. Das Verfahren stoppt, wenn kein weiterer Schritt (d. h. die Hinzunahme eines weiteren Modellterms) die Modellgüte verbessert. In Abhängigkeit von den Termen des Initialmodells und von der Reihenfolge, in der neue Terme zum Modell hinzugefügt werden, kann das Verfahren vom gleichen Satz potentieller Modellterme unterschiedliche Regressionsmodelle erstellen. Aus diesem Grund wurden für jeden MvG-Parameter 100 verschiedene Regressionsmodelle mit 100 zufällig gewählten Sets potentieller Modellterme erstellt. Methodische Einzelheiten zur Entwicklung der PTFs sind in PUHLMANN & VON WILPERT (2011) enthalten.

Die Schätzgüte der PTFs wurde anhand des Bestimmtheitsmaßes R^2 , des mittleren Quadratwurzelfehlers $RMSR$ und des mittleren Fehlers MR beurteilt:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (p_i - p'_i)^2}{\sum_{i=1}^N (p_i - \bar{p})^2} \quad (7)$$

$$RMSR = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (p_i - p'_i)^2} \quad (8)$$

$$MR = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (p_i - p'_i) \quad (9)$$

In Gl. (7) bis (9) ist N die Stichprobengröße, p und p' sind gemessene bzw. vorhergesagte MvG-Parameter (entweder θ_s , θ_r , α , n , K_s oder τ), Wassergehalte oder Leitfähigkeiten.

3 Datenmaterial

Zur Entwicklung und Validierung der PTFs wurden insgesamt 1504 Bodenproben („Gesamtdatensatz“) verwendet (788 Proben aus 10–14 cm, 691 Proben aus 30–34 cm und je 5 Proben aus 0–4 cm, 20–24 cm, 40–44 cm, 50–54 cm sowie 60–64 cm Mineralbodentiefe).

Die Druckregime der MSO-Versuche wurden hinsichtlich des Informationsgehalts der Messreihen (VRUGT et al. 2001) und des während des Versuchs entwässerten Volumens optimiert (PUHLMANN et al. 2009). Tabelle 1 enthält Angaben darüber, welcher Anteil des entwässerbaren Volumens einer Bodenprobe (bezogen auf $\theta_s - \theta_r$) während des MSO-Versuches tatsächlich entwässert wurde. Obwohl während der MSO-Versuche nur Unterdrücke bis -500 hPa angelegt wurden, verlor der überwiegende Teil der Proben deutlich mehr als die Hälfte seines entwässerbaren Volumens. Standardmäßig wurde an allen Proben, die während des MSO-Versuchs weniger als die Hälfte des entwässerbaren Volumens abgaben, ein zusätzlicher Wassergehaltswert im Drucktopf bei -900 hPa bestimmt, um die Form der Retentionskurve im trockenen Bereich besser abzubilden. Tabelle 1 gibt außerdem einen Überblick über die Güte der inversen Parameteroptimierung. Die Quadratwurzelfehler ($RMSR$) zwischen gemessenen und mit den optimierten MvG-Parametern simulierten Zeitreihen werden für die Saugspannungsbereiche $\psi > -63$ hPa und $\psi \leq -63$ hPa angegeben. Aufgrund der log-Transformation der Saugspannung (pF -Werte) in der Zielfunktion für die inverse Optimierung sind die $RMSR$ -Werte für die Saugspannung im trockenen Bereich etwas höher (mittlerer $RMSR = 7,7$ hPa über alle Bodenarten) als im feuchten Bereich (mittlerer $RMSR = 2,9$ hPa). Die $RMSR$ -Werte für das Wasservolumen sind im trockenen Bereich tendenziell kleiner (mittlerer $RMSR = 0,4$ cm³ über alle Bodenarten) als im feuchten Bereich (mittlerer $RMSR = 0,8$ cm³).

Drei Viertel des Gesamtdatensatzes dienten der Entwicklung der PTFs („Kalibrierungsdatensatz“). Von diesen Bodenproben fielen 395 Proben in die Gruppe der Lehme, 373 Proben waren Schluffe, 83 Tone und 277 Sande. Das verbleibende Viertel des Datensatzes (137 Lehme, 127 Schluffe, 29 Tone, 83 Sande) wurden zur Validierung der erstellten PTFs verwendet („Validierungsdatensatz“).

Die Korngrößenverteilung der Ton- und Schlufffraktionen wurde mit einem Laser-Particle-Sizer (Fritsch-Analysette 22), die der Sandfraktionen durch Nasssiebung ermittelt.

Tab. 1: Während der MSO-Versuche entwässertes Volumen bezogen auf $\theta_s - \theta_r$ (Mediane für Bodenartengruppen) und RMSR zwischen gemessenen Zeitreihen von Saugspannung/Wasservolumen und den mit den optimierten MvG-Parametern simulierten Zeitreihen im Gesamtdatensatz (Mittelwerte für Bodenartengruppen); Bodenartengruppen nach AD-HOC-AG BODEN (2005).

Tab. 1: Water volume drained during the MSO experiments in relation to $\theta_s - \theta_r$ (medians for soil texture groups) and root mean square residuals (RMSR) between measured time series of soil matrix potential/water volume and time series simulated with the optimized MvG parameters (mean values for soil texture groups); soil texture groups according to AD-HOC-AG BODEN (2005).

Bodenarten- gruppe	Probenzahl	Entwässertes Volumen /%	RMSR Saugspannung /pF		RMSR Wasservolumen /cm ³	
			$\psi > -63$ hPa	$\psi \leq -63$ hPa	$\psi > -63$ hPa	$\psi \leq -63$ hPa
ss	8	68,2	2,4	5,6	0,7	0,5
ls	287	62,0	2,7	7,2	0,8	0,4
us	69	72,1	3,2	6,4	0,9	0,4
sl	266	61,6	3,2	7,4	0,9	0,4
ll	239	64,0	3,0	7,4	0,5	0,3
su	9	64,9	2,8	11,0	0,9	0,4
lu	109	71,5	2,9	7,1	0,8	0,4
tu	410	57,4	2,8	7,2	0,8	0,4
ut	96	72,1	4,2	8,6	0,8	0,4
lt	11	67,7	2,0	9,4	0,7	0,6

Um die Vergleichbarkeit mit anderen PTF-Entwicklungen zu gewährleisten, wurden die Laserdaten über lineare Regressionen in "Pipette-Äquivalente" umgerechnet (PUHLMANN & VON WILPERT 2011). Der Datensatz umfasst eine große Spannbreite an Böden zwischen reinem Sand, leicht schluffigem Ton und leicht lehmigem Schluff. Lediglich sehr tonreiche Substrate fehlen im Datensatz.

Die Trockenraumdichte wurde direkt an den für die MSO-Versuche verwendeten Stechzylindern bestimmt. 41 % der Proben fallen in Dichteklasse 1 ($< 1,2$ g cm⁻³, Klassifizierung nach AD-HOC-AG BODEN 2005), 38 % in Klasse 2 ($1,2 \dots < 1,4$ g cm⁻³) und 19 % in Klasse 3 ($1,4 \dots < 1,6$ g cm⁻³). Nur 2 % gehören zu Klasse 4 oder 5 ($\geq 1,6$ g cm⁻³). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) variiert zwischen 4,6 und 61 g kg⁻¹ in den oberen Probenahmetiefen (0–30 cm) und ist geringer (1,6 bis 24 g kg⁻¹) in den unteren Tiefen (30–64 cm).

Die Skelettfractionen (2–6,3 mm, 6,3–20 mm, 20–63 mm und > 63 mm) wurden an 200 cm³-Stechzylindern (für Grobbodenanteile < 20 Vol%) oder gestörten Proben mit 5–10 l Probenvolumen (für Grobbodenanteile zwischen 20 und 70 Vol%) durch Sieben der ofentrockenen Proben bestimmt. Für die Entwicklung der Pedotransferfunktionen wurden nur Bodenproben mit einem Feinskelettgehalt < 10 Vol% verwendet.

Abb. 1 veranschaulicht die Spannweite der aus den MSO-Versuchen abgeleiteten MvG-Parameter und deren Zusammenhang zur Bodentextur (prozentuale Gehalte an Sand, Schluff und Ton), dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und der Trockenraumdichte.

Die ermittelten Werte für den Parameter α steigen mit zunehmendem Sandgehalt bis zu einem Sandgehalt von ca. 50 %. Für feinkörnigere Böden sind die Werte von α tendenziell niedrigerer; sie sinken ab ca. 40 % Schluff bzw. Ton mit steigenden Schluff- und Tongehalten. α korreliert mit dem Lufteintrittspunkt und gibt damit in großem Maße den Einfluss der sekundären Bodenstruktur – wie Größe und Häufigkeit von Makroporen

oder Gefügeform – wieder. Dies zeigt sich im Einfluss der Trockenraumdichte auf α , welcher zu fallenden Werten für α bei steigenden Trockenraumdichten führt. Die Werte für n variieren in enger Beziehung zur Bodentextur. Sie steigen mit steigendem Sandgehalt, insbesondere ab Sandgehalten von ca. 60 %. Analog sinken die Werte für n mit steigenden Schluff- und Tongehalten. Der Zusammenhang zwischen n und C_{org} sowie Trockenraumdichte ist gering, wobei eine Tendenz zu niedrigeren n bei höheren Trockenraumdichten zu beobachten ist. Die Werte der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit variieren sehr stark und zeigen in erster Linie einen antiproportionalen Zusammenhang zur Trockenraumdichte, welche indirekt den Einfluss von Bodengefüge und Makroporosität wiedergibt. Die Werte für K_s steigen zudem mit steigenden Sandgehalten und sind kleiner bei höheren Schluff- und vor allem Tongehalten. Ähnlich wie K_s wird der Sättigungswassergehalt stark durch die Trockenraumdichte geprägt (niedrigere θ_s bei steigender Trockenraumdichte). Zudem besteht ein enger proportionaler Zusammenhang zum Gehalt an organischer Substanz, während die Bodentextur die Werte von θ_s kaum beeinflusst. Der Restwassergehalt steigt mit höherem Tonanteil. Allerdings wurden, unabhängig von der Bodenart, für 1/3 aller Proben Werte von $\theta_r = 0$ ermittelt. Stark variierende Werte wurden für Mualems Tortuositätsparameter τ erhalten, insbesondere bei den bindigeren Böden. Die Werte für τ liegen für Sande um Null und sind durchweg negativ für sehr tonreiche Böden. Nur für 8 % aller analysierten Proben wurde $\tau = 0,5$ ($\pm 0,3$) – ein Wert, auf welchen τ in vielen Modellanwendungen festgesetzt wird – erhalten.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Vergleich der MSO-Ergebnisse mit den Schätztabellen in der KA5

Die Schätztabellen der KA5 (AD-HOC-AG BODEN 2005) geben Werte verschiedener kapazitiver Bodenwassergrößen sowie der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in

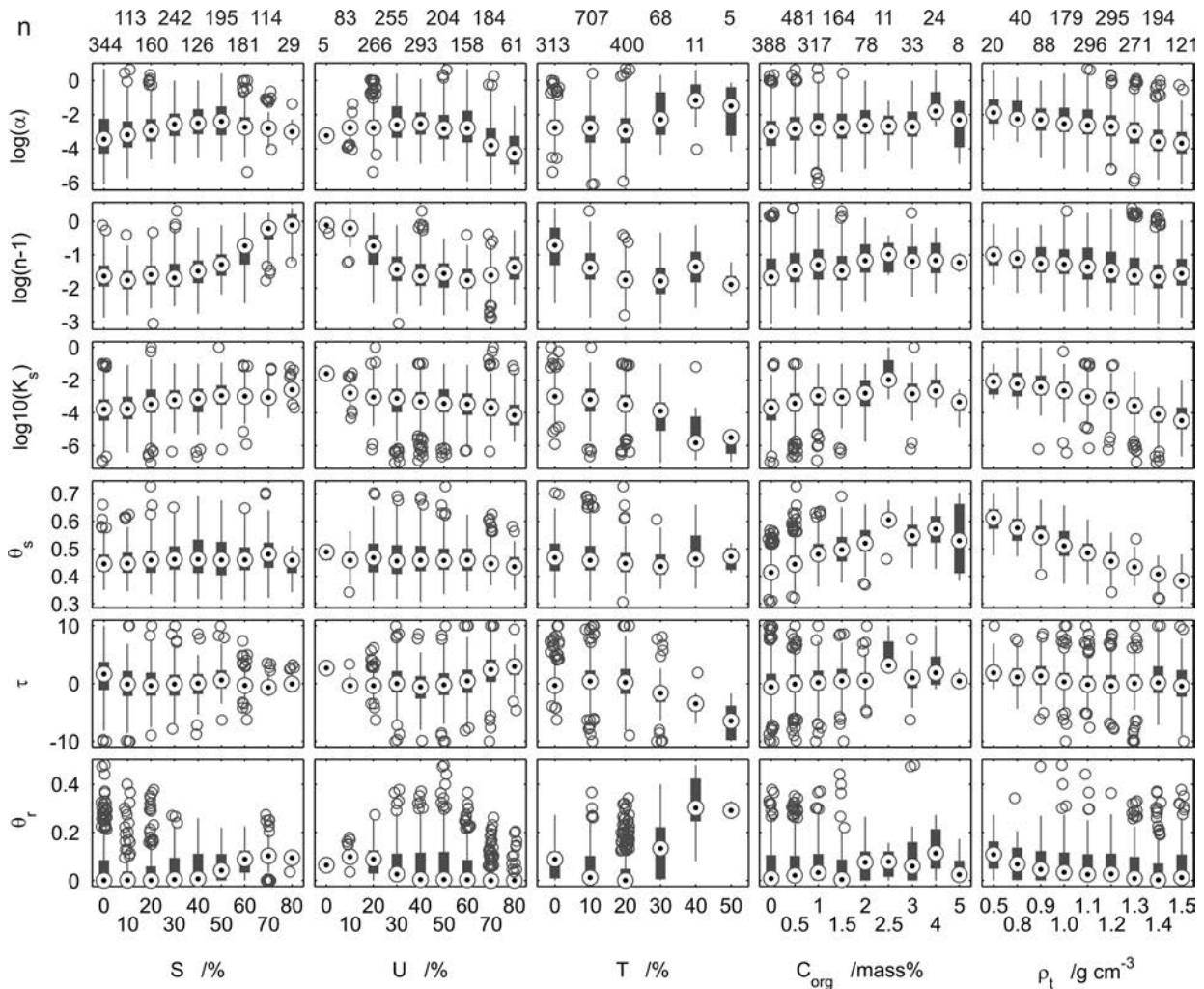


Abb. 1: MvG-Parameter im Gesamtdatensatz in Abhängigkeit von der Bodentextur (% S, % U, % T), dem Gehalt an organischem Kohlenstoff C_{org} und der Trockenraumdichte ρ_t ; Zahlen über oberster Reihe = Probenanzahl, Kreise mit Punkt = Mediane, Boxen = 25–75 %-Perzentile, leere Kreise = Ausreißer.

Fig. 1: MvG parameters of the total dataset in relation to soil texture (% S, % U, % T), organic carbon content (Corg) and bulk density (ρ_t); numbers above top row = number of samples, circles with dot = medians, boxes = 25–75 % percentiles, empty circles = outliers.

Abhängigkeit von der Bodenart, der Trockenraumdichte und dem organischen Gehalt an. Es ist zu vermuten, dass den KA5-Schätzwerten überwiegend landwirtschaftlich genutzte Böden zugrunde liegen und Waldböden im Datensatz der KA5 eher unterrepräsentiert sind. Da unser Datensatz ausschließlich Waldböden enthält, sind Abweichungen zwischen den hydraulischen Kenngrößen unseres Datensatzes und den entsprechenden Schätzwerten der KA5 zu erwarten. Die KA5-Schätzwerte für die Luftkapazität AC , die Feldkapazität FC (Wassergehalt bei $pF = 1,8$), die nutzbare Feldkapazität AWC und den Wassergehalt am permanenten Welkepunkt PWP wurden mit den aus den MSO-Versuchen abgeleiteten Werten verglichen. Abb. 2 zeigt das Verhältnis der MSO-Werte zu den Schätzwerten der KA5, also z. B. für die Luftkapazität $AC_{rel} = 100 \% \cdot AC_{MSO} / AC_{KA5}$.

Die MSO-Werte der Luftkapazität AC weisen eine hohe Varianz auf; für einige Bodenarten schwanken die Werte von AC_{rel} zwischen 20 und 250 %. Für Böden mit geringen Trockenraumdichten liegen die MSO-Werte für AC im Bereich der KA-Schätzwerte (Median von AC_{rel} über alle Bodenarten für Dichteklassen 1 und 2 = 107 %). Im Bereich höherer Trockenraumdichten wird AC durch die KA5 in der Regel überschätzt

(Median von AC_{rel} für Dichteklassen ≥ 3 = 75 %). Unsere Ergebnisse stehen im Gegensatz zu den Beobachtungen von TEEPE et al. (2003), welche für ihre Waldböden insbesondere bei geringen Trockenraumdichten eine Unterschätzung durch die KA5 feststellten.

Die MSO-Werte der Feldkapazität FC zeigen eine deutlich geringere Varianz als AC . Die Werte aus den MSO-Versuchen liegen für alle betrachteten Bodenarten tendenziell im Bereich der KA5-Schätzungen. Über alle Proben hinweg ist der Median von $FC_{rel} = 100 \%$; für 25 % aller Proben liegt FC_{rel} unter 84 % und für weitere 25 % ist $FC_{rel} > 103 \%$.

Die nutzbare Feldkapazität AWC wird von der KA5 häufig überschätzt, insbesondere für die Gruppe der lehmigen und schluffigen Sande und für sehr tonige Substrate. Für die Hauptbodenart Sand ist der Median von AWC_{rel} 77 % und für Ton 72 %. Lehme und Schluffe werden in der KA5 deutlich besser abgebildet (Median von AWC_{rel} für Lehme 92 % und für Schluffe 103 %).

Der Wassergehalt am permanenten Welkepunkt PWP zeigt in den MSO-Werten eine relativ hohe Schwankungsbreite. Bei den Sanden liegt PWP_{rel} deutlich über 100 %, allerdings sind die

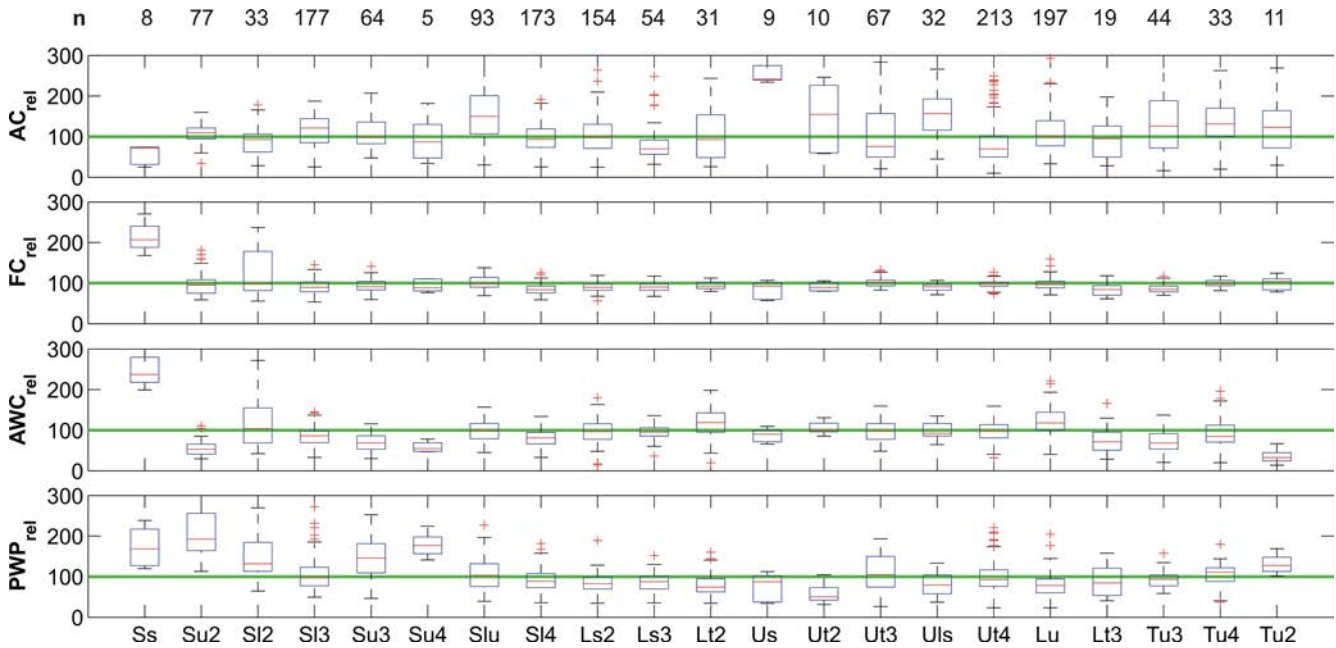


Abb. 2: Verhältnis der MSO-Werte zu den Schätzwerten der KA5 in % für Luftkapazität AC, Feldkapazität FC, nutzbare Feldkapazität AWC und Wassergehalt am permanenten Welkepunkt PWP im Gesamtdatensatz; Zahlen über dem obersten Plot = Probenanzahl.

Fig. 2: Relation between MSO values and tabular values of KA5 in % for air capacity AC, field capacity FC, available water capacity AWC and water content at the permanent wilting point PWP in the total dataset; numbers above top plot = number of samples.

absoluten Abweichungen gering, da die Schätzwerte der KA5 für Sande sehr klein sind. Tendenziell niedrigere PWP-Werte im Vergleich zur KA5 werden für Schluffe und Tone ermittelt (Median von $PWP_{rel} = 87\%$), während die MSO-Ergebnisse für Lehme sehr gut mit den Schätzwerten der KA5 übereinstimmen (Median von $PWP_{rel} = 100\%$).

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_s hat in den analysierten Bodenproben einen außerordentlich hohen Wertebereich. Sie ist mit den Tabellen der KA5 kaum einzuschätzen. Für etwas mehr als die Hälfte der Bodenproben liegt K_s unter den Schätzwerten der KA5 ($K_{s,rel} < 100\%$). Andererseits liegt K_s für 17 % aller Proben um mehr als 500 % über den KA5-Werten (Abb. 3). Ein Viertel aller Werte von $K_{s,rel}$ liegt unter 25 % und ein weiteres Viertel hat $K_{s,rel}$ -Werte über 300 % der KA5-Werte.

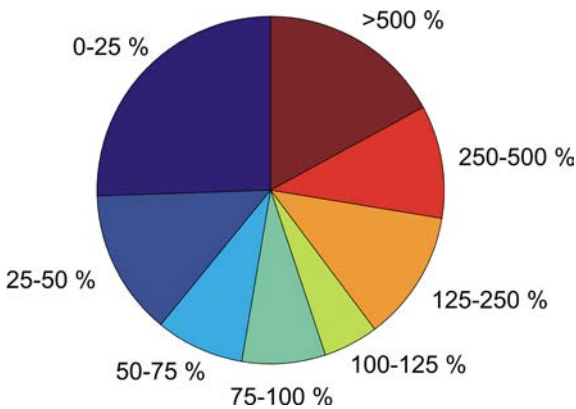


Abb. 3: Verhältnis der MSO-Werte zu den Schätzwerten der KA5 in % für die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_s im Gesamtdatensatz.

Fig. 3: Relation between MSO values and tabular values of KA5 in % for the saturated hydraulic conductivity K_s in the total dataset.

Insgesamt lässt sich sagen, dass nur FC relativ gut mit der KA5 geschätzt werden kann; für FC liegen 46 % der MSO-Messungen im Bereich von $\pm 10\%$ Abweichung um die KA5-Werte. Deutlich schlechter ist die Schätzgüte der KA5 bezüglich AWC (26 % im Bereich von $\pm 10\%$ Abweichung um die KA5-Werte), PWP (22 %) und AC (16 %). Die Schätzung der gesättigten Leitfähigkeit ist nur mit Abweichungen von einer bis mehrerer Zehnerpotenzen möglich.

4.2 Neue PTFs für Waldböden

PTFs wurden erstellt für die kapazitiven Bodenwassergrößen Porosität ϕ , Feldkapazität FC und nutzbare Feldkapazität AWC sowie für die MvG-Parameter θ_s , α , n , K_s und τ . Keine PTFs wurden entwickelt für den Wassergehalt am permanenten Welkepunkt PWP und die Luftkapazität AC, da diese direkt aus ϕ , FC und AWC abgeleitet werden können. Ebenso wurde für den Restwassergehalt θ_r keine PTF entwickelt, sondern der Wert von θ_r im Rahmen eines Optimierungsverfahrens auf $\theta_r = 0,069$ für alle Bodenproben festgesetzt (Details siehe PUHLMANN & VON WILPERT 2011).

In einem ersten Schritt entwickelten PUHLMANN & VON WILPERT (2011) PTFs, welche neben der Trockenraumdichte, dem Gehalt an organischem Kohlenstoff, den Texturfractionen des Feinbodens (% Sand, % Schluff, % Ton), dem Gesamtskelettgehalt und der mittleren Aggregatgröße auch weitere Kennwerte der Korngrößenverteilung (Unterfraktionen von Sand und Schluff, Verteilungsperzentile) enthalten (im Weiteren PTF-PUH1 genannt).

Details zur Modellerstellung mit dem Verfahren der schrittweisen Vorwärtsselektion, bodenphysikalische Interpretationen der in den PTFs enthaltenen Prädiktoren sowie eine Diskussion der Modellgüte enthält PUHLMANN & VON WILPERT (2011). Um die praktische Anwendbarkeit der PTFs zu verbessern wurden in einem zweiten Schritt vereinfachte PTFs entwickelt (im Weiteren

Tab. 2: Pedotransferfunktionen für die Porosität ϕ , Feldkapazität FC , nutzbare Feldkapazität AWC und die MvG-Parameter θ_s , α , n , K_s und τ^1 .

Tab. 2: Pedotransfer functions for porosity ϕ , field capacity FC , available water capacity AWC and the MvG parameters θ_s , α , n , K_s and τ^1 .

ϕ (cm ³ cm ⁻³)	=	- 0,38372 d_b + 1,0082	($R^2 = 0,936$; $RMSR = 0,018$)
FC (cm ³ cm ⁻³)	=	- 0,000020764 S^2 + 0,042095 $\ln(C + 0,5)$ + 0,00025376 $U \cdot d_b$ + 0,3430	($R^2 = 0,598$; $RMSR = 0,039$)
AWC (cm ³ cm ⁻³)	=	- 0,00002145 S^2 - 0,00009023 T^2 + 0,026072 $\ln(C + 0,1)$ + 0,2537	($R^2 = 0,414$; $RMSR = 0,046$)
θ_s (cm ³ cm ⁻³)	=	0,015362 $C^{0,5}$ - 0,2513 d_b - 0,026836 $\ln(T + 1)$ - 0,0055404 $S^{0,5}$ + 0,8648	($R^2 = 0,621$; $RMSR = 0,039$)
$\ln(\alpha)$ (hPa ⁻¹)	=	- 1,187 d_b^2 - 0,031899 S - 0,58805 $\ln(C + 0,1)$ - 0,00032963 U^2 - 0,016267 $U \cdot d_b$ + 2,021	($R^2 = 0,316$; $RMSR = 0,970$)
$\ln(n-1)$ (-)	=	0,0003758 S^2 + 0,004751 U + 0,017826 U/d_b - 2,9804	($R^2 = 0,462$; $RMSR = 0,476$)
$\log_{10}(K_s)$ (cm s ⁻¹)	=	- 1,2491 d_b^2 - 0,00087388 T^2 - 1,10316	($R^2 = 0,425$; $RMSR = 0,779$)
τ (-)	=	- 0,98063 $\ln(S + 0,1)$ - 0,004075 T^2 + 0,030022 $T \cdot C$ - 0,00457 S/C + 4,4304	($R^2 = 0,211$; $RMSR = 2,701$)

¹ d_b = Trockenraumdichte (g cm⁻³), C = Gehalt an organischem Kohlenstoff (Masse%), S = % Sand, U = % Schluff, T = % Ton. Einteilung der Feinbodenfraktionen nach AD-HOC-AG BODEN (2005).

PTF-PUH2 genannt), welche geringere Anforderungen an die Eingangsgrößen haben und unter anderem keine detaillierten Informationen zur Korngrößenverteilung benötigen (Tab. 2). Die Methodik zur Erstellung der PTFs entspricht dabei der in PUHL-MANN & VON WILPERT (2011) vorgestellten Vorgehensweise.

Mit den PTFs aus Tabelle 2 wird die Wasserretention im Kalibrierungsdatensatz mit einem mittleren $RMSR$ von 0,05 cm³ cm⁻³ geschätzt (Tab. 3). Im trockenen Bereich werden die Wassergehalte tendenziell unterschätzt ($MR > 0$). Auch die hydraulischen Leitfähigkeiten werden mit PTF-PUH2 in der Regel unterschätzt. Für Böden, welche im Datensatz zur Erstellung der PTFs besonders häufig vertreten sind, ist die Schätzgüte der PTFs in der Regel höher als für seltene Böden.

Tab. 3: Quadratwurzelfehler ($RMSR$) und mittlerer Fehler (MR) für die Schätzung der Wasserretention und der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit des Kalibrierungsdatensatzes unter Verwendung der PTFs aus Tab. 2; kursiv = Extrapolationsbereich der inversen Parameteroptimierung.

Tab. 3: Root mean squared residuals ($RMSR$) and mean residuals (MR) for the estimation of water retention and unsaturated hydraulic conductivity for the calibration dataset using the PTFs of Tab. 2; italics = extrapolation range of the inverse parameter optimization.

	Wasserretention /cm ³ cm ⁻³		Hydraulische Leitfähigkeit /log ₁₀ (cm s ⁻¹)	
-0	0,039	0,000	0,7776	0,0000
-2	0,039	0,000	0,7776	0,0000
-60	0,043	0,008	0,5828	0,0697
-100	0,044	0,009	0,5576	0,0756
-330	0,047	0,010	0,5804	0,0643
-1000	0,050	0,010	0,7426	0,0343
-3000	0,054	0,010	0,9917	-0,0018
-16000	0,058	0,009	1,4410	-0,0597

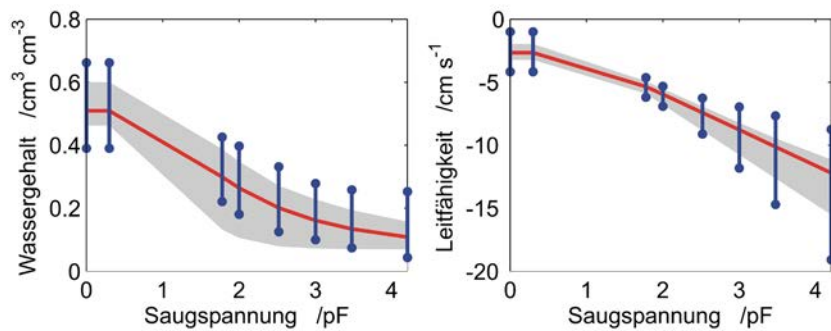
So ist für Schluffe (33 % des Kalibrierungsdatensatzes) und Lehme (35 %) der $RMSR$ der Retentionskurve 0,035 cm³ cm⁻³, während $RMSR$ für die weniger häufig erfassten Sande (25 % der Kalibrierungsdatensatzes) und Tone (7 %) 0,045 cm³ cm⁻³ bzw. 0,058 cm³ cm⁻³ beträgt.

Abb. 4 veranschaulicht an zwei Beispielen die Retentions- und Leitfähigkeitskurven aus den MSO-Versuchen und die entsprechenden Schätzungen mit PTF-PUH2. Die bodenartentypischen Kurvenverläufe – steilere Kurven bei Sanden, flache Kurven bei Schluffen – werden durch die PTF-Schätzungen sehr gut wiedergegeben. Die mittleren PTF-Schätzungen (rote Linien in Abb. 4) liegen in allen Fällen innerhalb der Spannweiten der MSO-Versuche. Für lockere, sandige Böden berechnen die PTFs allerdings teilweise zu steile Retentionskurven, während dichte, schluffige Böden mit extrem flachen Retentionskurven durch die PTFs nicht abgebildet werden.

Tab. 4 fasst die statistischen Kennwerte für die Anwendung von PTF-PUH2 auf den Validierungsdatensatz zusammen. Der Vergleich mit den entsprechenden Kennwerten von PTF-PUH1 erlaubt die Beurteilung, inwiefern die reduzierten Anforderungen an die PTF-Eingangsdaten die Schätzgüte der neuen PTFs im Vergleich zu PTF-PUH1 verringern. $RMSR$ und MR der neuen PTFs sind sowohl für die Wasserretention als auch für die hydraulische Leitfähigkeit ähnlich gut wie die der deutlich komplexeren PTF-PUH1 (Tab. 4). Dies kann dadurch erklärt werden, dass zur Erstellung von PTF-PUH2 ein um ca. 50 % größerer Datensatz als für PTF-PUH1 zur Verfügung stand. In diesem Datensatz sind zum einen Tone (> 50 % Tongehalt) und Schluffe (> 45 % Schluffgehalt), aber auch reine Sande stärker als im alten Datensatz vertreten.

Auch bei der Vorhersage der einzelnen MvG-Parameter sind sich PTF-PUH1 und PTF-PUH2 ähnlich. Abb. 5 veranschaulicht die Vorhersage der einzelnen MvG-Parameter in Form von Häufigkeitsverteilungen der Parameterschätzungen mit PTF-PUH1 und PTF-PUH2, welche mit den Häufigkeitsverteilungen der entsprechenden MSO-Ergebnisse verglichen werden. Die

a) lockere, sandige Böden ($>40\%$ Sand, $\rho_t < 1,2 \text{ g cm}^{-3}$)



b) dichte, schluffige Böden ($>40\%$ Schluff, $\rho_t > 1,4 \text{ g cm}^{-3}$)

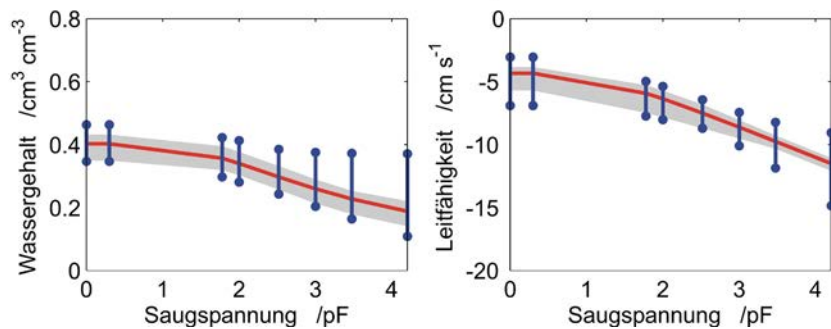


Abb. 4: Retentions- und Leitfähigkeitskurven aus dem Validierungsdatensatz für die Gruppen a) lockere, sandige Böden und b) dichte, schluffige Böden; graue Flächen = Spannweite der PTF-Schätzungen, rote Linien = Mittelwerte der PTF-Schätzungen, blaue vertikale Linien = Spannweite der MSO-Versuche.

Fig. 4: Retention curves and unsaturated hydraulic conductivities of the validation dataset for the groups of a) loose, sandy soils and b) dense, silty soils; grey areas = range of PTF estimates, red lines = mean values of PTF estimates, blue vertical lines = range of MSO values.

Schätzungen der Parameter α und n sind sowohl für PTF-PUH2 als auch PTF-PUH1 im Vergleich zu den MSO-Ergebnissen erwartungstreu, weisen allerdings eine etwas engere Werteverteilung auf. Während θ_s mit PTF-PUH2 im Mittel überschätzt wird, stimmen die Häufigkeitsverteilungen im Bereich $\theta_s < 0,4 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ und $\theta_s > 0,55 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ gut überein. Die Schätzgüte von PTF-PUH1 für θ_s ist insgesamt besser. Die Häufigkeitsverteilungen der Schätzungen für K_s sind für PTF-PUH2 und PTF-PUH1 sehr ähnlich; im Mittel wird K_s jedoch von beiden PTFs überschätzt. Der Parameter τ kann weder von PTF-PUH2 noch von PTF-PUH1 zufrieden stellend geschätzt werden. Für beide PTFs liegen die Schätzungen im Vergleich zu den MSO-Werten in einem deutlich engeren Wertebereich. Während PTF-PUH1 erwartungstreu ist, überschätzt PTF-PUH2 τ im Mittel.

4.3 Vergleich der neuen PTFs mit den PTFs von Teepe et al. (2003) zur Schätzung der Retentionskurve

Die MvG-Parameter aus den MSO-Versuchen sowie die Schätzungen der in Tab. 2 vorgestellten PTFs wurden mit den Schätzungen der Pedotransferfunktionen von Teepe et al. (2003) – im Weiteren als PTF-TEE bezeichnet – verglichen.

Die PTFs von Teepe et al. (2003) für die Retentionskurve wurden an einem sehr umfangreichen Datensatz (überwiegend Waldböden) erstellt, welcher im Sandbett und Drucktopf gemessene Wassergehalte (bei 0, -2,5, -60, -100, -330, -1000, -3000 und -16000 hPa) für 1850 Retentionskurven enthielt. Im Vergleich zu unseren Messungen mit Multi-Step-Outflow-Versuchen deckt dieser Datensatz den trockenen Saugspannungsbereich deutlich besser ab. Die MSO-Versuche haben hingegen den Vorteil, dass der Bereich um den Luftpunkt kontinuierlich gemessen wird und, insbesondere durch an die Hauptbodenarten angepasste Unterdruckregime (vgl. Puhlmann et al. 2009), der Informationsgehalt in diesem

Saugspannungsbereich besonders hoch ist. Dies hat Einfluss auf die Schätzung der van-Genuchten-Parameter α (welcher mit dem Luftpunkt korreliert) und den mit α korrelierten Parameter n .

Tab. 4 zeigt MR und $RMSR$ von PTF-TEE für die Vorhersage der Retentionskurven unseres Validierungsdatensatzes. Die Retentionsfunktion wurde dabei mit dem klassischen van-Genuchten-Ansatz, wie er in Teepe et al. (2003) verwendet wurde, berechnet. PTF-TEE überschätzt die Wasserretention für den überwiegenden Teil der analysierten Bodenproben (MR zwischen $-0,057$ und $-0,148 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$). Die Abweichungen sind besonders im Bereich des Wendepunktes der Retentionskurve hoch (Stützstellen -60 bis -330 hPa). Hier liegt $RMSR$ um den Faktor 3,5 bis 4 über den entsprechenden $RMSR$ -Werten von PTF-PUH2. $RMSR$ beträgt im Mittel über alle Stützstellen $0,118 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ und liegt um den Faktor 2,5 über dem $RMSR$ von PTF-PUH2.

Betrachtet man die Schätzungen von PTF-TEE für die einzelnen MvG-Parameter (Abb. 5), so ist zu erkennen, dass die PTF-Schätzungen für den Parameter α deutlich niedriger als die MSO-Ergebnisse sind. Während der Median von α in den MSO-Werten $0,063 \text{ hPa}^{-1}$ beträgt, erreicht α mit PTF-TEE maximal Werte von $0,018 \text{ hPa}^{-1}$. Für den Parameter n liegen die Schätzungen mit PTF-TEE nur geringfügig unter den MSO-Werten (Median MSO = 1,22; Median PTF-TEE = 1,20), Allerdings ist der Wertebereich der PTF-Schätzungen mit Maximalwerten bis 1,54 deutlich geringer. θ_s wird von PTF-TEE in einem ähnlichen Wertebereich wie die MSO-Ergebnisse vorhergesagt, jedoch besteht eine Tendenz zur Überschätzung durch PTF-TEE.

Tab. 4: Quadratwurzelfehler (*RMSR*) und mittlere Abweichung (*MR*) für die Vorhersage der Wasserretention und der hydraulischen Leitfähigkeit für den Validierungsdatensatz unter Verwendung der PTFs aus Tab. 2 (PTF-PUH2) sowie der PTFs von PUHLMANN & VON WILPERT (2011, PTF-PUH1), TEEPE et al. (2003, PTF-TEE) und WÖSTEN et al. (1999, PTF-WOE); kursiv = Extrapolationsbereich der inversen Parameteroptimierung.

Tab. 4: *Root mean squared residuals (RMSR) and mean residuals (MR) for the estimation of water retention and unsaturated hydraulic conductivity for the validation dataset using the PTFs of Tab. 2 (PTF-PUH2) and the PTFs of PUHLMANN & VON WILPERT (2011, PTF-PUH1), TEEPE et al. (2003, PTF-TEE) and WÖSTEN et al. (1999, PTF-WOE); italics = extrapolation range of the inverse parameter optimization.*

Wasserretention /cm ³ cm ⁻³						
	PTF-PUH2		PTF-PUH1		PTF-TEE	
ψ /hPa	<i>RMSR</i>	<i>MR</i>	<i>RMSR</i>	<i>MR</i>	<i>RMSR</i>	<i>MR</i>
-0	0,043	0,001	0,045	0,013	0,075	-0,059
-2	0,043	0,001	0,045	0,013	0,074	-0,059
-60	0,041	0,004	0,051	0,004	0,166	-0,149
-100	0,043	0,005	0,051	0,008	0,173	-0,157
-330	0,046	0,007	0,055	0,016	0,162	-0,149
-1000	<i>0,050</i>	<i>0,008</i>	<i>0,059</i>	<i>0,021</i>	<i>0,136</i>	<i>-0,121</i>
-3000	<i>0,054</i>	<i>0,007</i>	<i>0,064</i>	<i>0,024</i>	<i>0,110</i>	<i>-0,089</i>
-16000	<i>0,059</i>	<i>0,007</i>	<i>0,070</i>	<i>0,027</i>	<i>0,082</i>	<i>-0,047</i>
Hydraulische Leitfähigkeit /log ₁₀ (cm s ⁻¹)						
	PTF-PUH2		PTF-PUH1		PTF-WOE	
ψ /hPa	<i>RMSR</i>	<i>MR</i>	<i>RMSR</i>	<i>MR</i>	<i>RMSR</i>	<i>MR</i>
-0	0,7599	0,0374	0,8519	0,0196	0,9657	0,3211
-2	0,7599	0,0374	0,8519	0,0196	1,1723	0,7273
-60	0,5282	0,0806	0,6481	-0,0741	0,6568	-0,1781
-100	0,5096	0,0894	0,6451	-0,0579	0,6897	-0,3165
-330	0,5728	0,0878	0,7029	-0,0164	0,9032	-0,5928
-1000	<i>0,7703</i>	<i>0,0657</i>	<i>0,8461</i>	<i>0,0141</i>	<i>1,2171</i>	<i>-0,8227</i>
-3000	<i>1,0402</i>	<i>0,0353</i>	<i>1,0535</i>	<i>0,0383</i>	<i>1,5885</i>	<i>-1,0451</i>
-16000	<i>1,5098</i>	<i>-0,0155</i>	<i>1,4407</i>	<i>0,0716</i>	<i>2,2096</i>	<i>-1,3821</i>

4.4 Vergleich der neuen PTFs mit den PTFs von WÖSTEN et al. (1999) zur Schätzung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit

WÖSTEN et al. (1999) erstellten PTFs – im Weiteren als PTF-WOE bezeichnet – für die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit auf der Basis von bodenhydraulischen Messungen aus der HYPRES-Datenbank. Die Autoren analysierten insgesamt 1136 Proben (überwiegend landwirtschaftliche Böden), welche von 21 verschiedenen europäischen Institutionen zur Verfügung gestellt wurden und für welche Informationen sowohl zur Retention als auch zur Leitfähigkeit vorlagen. HYPRES ist ein vergleichsweise heterogener Datensatz, insbesondere hinsichtlich der Versuchsmethoden zur Bestimmung der hydraulischen Kennfunktionen, aber auch der erklärenden Größen wie der Bodentextur.

Für die meisten Proben überschätzt PTF-WOE die hydraulische

Leitfähigkeit ($MR < 0$), besonders im trockenen Bereich (Tab. 4). Die Leitfähigkeit bei oder nahe Sättigung wird durch PTF-WOE hingegen in der Regel unterschätzt. Der mittlere Quadratwurzelfehler liegt, außer für die Stützstelle bei 16000 hPa, um den Faktor 1,2 bis 1,6 über dem *RMSR* von PTF-PUH2 (Tab. 4).

Betrachtet man die PTF-Schätzungen für die einzelnen MvG-Parameter, so wird ersichtlich, dass die Schätzungen mit PTF-WOE für den Parameter α in einem engen Bereich variieren und wie die Schätzungen mit PTF-TEE deutlich unter den MSO-Werten liegen (Abb. 5). Der Parameter n wird im Vergleich zu den MSO-Werten häufig überschätzt, allerdings fehlen – ähnlich wie bei den Schätzungen mit PTF-TEE – die hohen Werte ($n > 1,54$), welche in den MSO-Ergebnissen noch 15 % aller Werte ausmachen. Der Wertebereich von K_s ist mit PTF-WOE ähnlich wie der der MSO-Ergebnisse, allerdings werden auch für diesen Parameter die hohen Werte nicht abgebildet. Für den Tortuositätsparameter τ liefern die MSO-Versuche deutlich stärker variierende Werte als die Schätzungen mit

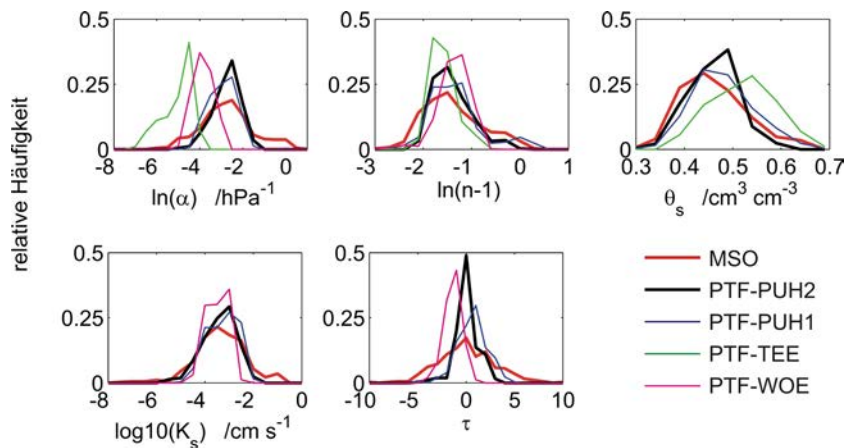


Abb. 5: Relative Auftretenshäufigkeit der Werte von $\ln(\alpha)$, $\ln(n-1)$, θ_s , $\log_{10}(K_s)$ und τ in den MSO-Ergebnissen sowie bei Anwendung der verschiedenen PTFs auf den Validierungsdatensatz.

Fig. 5: Relative frequency of occurrence for values of $\ln(\alpha)$, $\ln(n-1)$, θ_s , $\log_{10}(K_s)$ and τ in the MSO results and in the estimates of the various PTFs for the validation dataset.

PTF-WOE; der Erwartungswert der MSO-Versuche liegt zudem über dem Erwartungswert von PTF-WOE.

5 Schlussfolgerungen

Bodenhydraulische Eigenschaften stellen Schlüsselgrößen bei der Einschätzung von Bodenqualität und Bodenfunktionen dar (NEMES et al. 2001) und sollten deshalb im Rahmen von Bodenmonitoring-Programmen erfasst werden. Wir integrierten bodenhydraulische Messungen (Multi-Step-Outflow-Versuche) in die Bundesweite Bodenzustandserfassung im Wald (BZEII), um eine Datenbank zu den hydraulischen Eigenschaften der Waldböden in Baden-Württemberg zu erstellen. Seit Abschluss der BZEII wurde die erstellte bodenhydraulische Datenbank kontinuierlich durch weitere Proben ergänzt. Aufbauend auf dieses Datenmaterial wurden PTFs entwickelt, welche die Abschätzung der bodenhydraulischen Eigenschaften aus einfacher zu erhebenden Bodeneigenschaften ermöglichen. Mit den hier vorgestellten PTFs wird die Wasserretention für unabhängige Validierungsdaten mit einem *RMSR* von ca. 0,04 bis 0,05 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ vorhergesagt. Die Schätzgüte der entwickelten PTFs ist damit ähnlich gut wie – und zum Teil auch besser als – andere veröffentlichte PTFs (vgl. z.B. WÖSTEN et al. (2001), welche die Vorhersagegüte von PTFs aus der Literatur verglichen und für die verschiedenen PTFs *RMSR* für den Wassergehalt von 0,02 bis 0,11 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ erhielten). Die Vorhersage der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit ist weniger zufrieden stellend möglich, was auf die schlechte Vorhersage für die Parameter α , K_s und τ zurückzuführen ist. Offensichtlich ist die Beziehung zwischen der hydraulischen Leitfähigkeit und anderen Bodeneigenschaften wie Textur und Trockenraumdichte nicht so eng, wie es für die Erstellung von soliden PTFs erforderlich wäre. In diesem Zusammenhang ist zu bedenken, dass die PTF-Eingangsdaten (mit Ausnahme der Trockenraumdichte) nicht schneller oder einfacher analysiert werden können als die bodenhydraulischen Eigenschaften, wenn man für letztere standardisierte Multistep-Outflow-Versuche verwendet. Sowohl die Multistep-Outflow-Versuche als auch die Bodentexturanalyse benötigen einschließlich der Probenvorbereitung etwa ein bis zwei Arbeitsstunden pro Bodenprobe. Trotz dieses Einwands wird es natürlich immer einen Bedarf nach verlässlichen PTFs geben, da nicht in jedem Fall und vor allem nicht immer mit der benötigten Flächenabdeckung die bodenhydraulischen Eigenschaften direkt gemessen werden können. Deshalb sind auch weiterhin Anstrengungen zur Entwicklung besserer PTFs notwendig, d. h. weitere Messungen der bodenhydraulischen Eigenschaften sowie die weitere Suche nach sinnvollen Proxygrößen sind unverzichtbar.

Wir konnten zeigen, dass Multi-Step-Outflow-Versuche ein attraktives Verfahren sind, um bodenhydraulischen Eigenschaften im Rahmen von Routinemonitoring zu erfassen. Die erstellte Datenbank kann vorhandene bodenhydraulische Datenbanken (z. B. HYPRES) sinnvoll ergänzen und sollte nach Möglichkeit in diese integriert werden. Die mit Hilfe der Multi-Step-Outflow-Versuche generierte bodenhydraulische Datenbank stellt zudem für weiterführende Untersuchungen eine wertvolle Datenbasis dar. In einem ersten Schritt wurden die MSO-Versuche verwendet, um die Parameter des weit verbreiteten Mualem/van Genuchten-Modells zu bestimmen. Die hydraulischen Eigenschaften natürlich gelagerter Böden – und insbesondere von in der Regel stark strukturierten Waldböden – werden mit diesem Porenmodell allerdings nur unzureichend beschrieben. Es ist deshalb geplant, an unseren Datensatz auch flexiblere hydraulische Kennfunktionen (z. B. IDEN & DURNER 2007) anzupassen, die eine bessere Abbildung der spezifischen bodenphysikalischen Eigenschaften von Waldböden ermöglichen. Im Rahmen dieser Untersuchungen werden zusätzlich MSO-Versuche mit einem modifizierten Messaufbau durchgeführt, mit welchem der Informationsgehalt der Messungen im Bereich der Makroporen erhöht werden kann.

Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 392 S.
- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 438 S.
- BATJES, N.H. (1996): Development of a world data set of soil water retention properties using pedotransfer rules. *Geoderma* **71** (1-2): 31-52. doi: 10.1016/0016-7061(95)00089-5
- DANE, J.H., TOPP, G.C. (eds.) (2002): Methods of Soil Analysis. Part 4: Physical Methods. SSSA Book Series: 5.
- FISHER, R.F., BINKLEY, D. (2000): Ecology and Management of Forest Soils. 3. Auflage, John Wiley & Sons Inc. 512 S.
- HANGEN, E., SCHERZER, J. (2004): Ermittlung von Pedotransferfunktionen zur rechnerischen Ableitung von Kennwerten des Bodenwasserhaushalts (FK, PWP, nFK, kapillarer Aufstieg). Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag des Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL). http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/begleitStudien/nach_jahre/2004/Pedotransfer_Udata/PTF_Udata.pdf (zuletzt besucht 21.03.11)

- IDEN, S.C., DURNER, W. (2007): Free-form estimation of the unsaturated soil hydraulic properties by inverse modeling using global optimization. *Water Resources Research* **43**: W07451. doi: 10.1029/2006WR005845
- MECKE, M., WESTMAN, C.J., ILVESNIEMI, H. (2000): Prediction of near-saturated hydraulic conductivity in three podzolic boreal forest soils. *Soil Science Society of America Journal* **64**: 485-492.
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* **12**: 513-521.
- NEMES, A., SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J., WÖSTEN, J.H.M. (2001): Description of the unsaturated soil hydraulic database UNSODA version 2.0. *Journal of Hydrology* **251**: 151-162.
- PACHEPSKY, YA.A., RAWLS, W.J. (eds.) (2004): Development of pedotransfer functions in soil hydrology. *Developments in Soil Sciences*, **30**: 1-512 S.
- PUHLMANN, H., VON WILPERT, K. (2011): Pedotransfer functions for water retention and unsaturated hydraulic conductivity of forest soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, zur Veröffentlichung angenommen.
- PUHLMANN, H., VON WILPERT, K., LUKES, M., DRÖGE, W. (2009): Multistep outflow experiments to derive a soil hydraulic database for forest soils. *European Journal of Soil Science* **60** (5): 792-806.
- RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G., ZACHARIAS, S. (2008): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. *Schriftenreihe „Bodenökologie und Boden-genese“*, Heft **40**.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGER, M., VETTERLEIN, E. (1995): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität von Substrat-Horizontgruppen – eine statistische Auswertung von Labordatenbanken. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **158**: 485-491.
- RUSS, A., RIEK, W. (2011): Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität – Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **11**: 85-91.
- SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J. (1998): Database-related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions. *Soil Science* **163** (10): 765-779.
- 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 doi: 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): 1-7.
- SCHINDLER, U., THIÈRE, J., STEIDL, J., MÜLLER, L. (2004): Bodenhydrologische Kennwerte heterogener Flächeneinheiten: Methodik der Ableitung und Anwendungsbeispiel für Nordostdeutschland, *Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg – Bodenschutz* **2**, Heft **87**: 56 S.
- TEEPE, R., DILLING, H., BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **166**: 111-119.
- TJETJE, O., HENNINGS, V. (1996): Accuracy of the saturated hydraulic conductivity prediction by pedo-transfer functions compared to the variability within FAO textural classes. *Geoderma* **69**: 71-84.
- VAN GENUCHTEN, M.TH. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* **44**: 892-898.
- VERECKEN, H., MAES, J., FEYEN, J., DARIUS, P. (1989): Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. *Soil Science* **148** (6): 389-403.
- VOGEL, T., CISLEROVA, M. (1988): On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve. *Transport in Porous Media* **3** (1): 1-15.
- VOGEL, T., VAN GENUCHTEN, M.TH., CISLEROVA, M. (2001): Effect of the shape of the soil hydraulic functions near saturation on variably-saturated flow predictions. *Advances in Water Resources* **24**: 133-144.
- VRUGT, J.A., BOUTEN, W., WEERTS, A.H. (2001): Information content of data for identifying soil hydraulic parameters from outflow experiments. *Soil Science Society of America Journal* **65**: 19-27.
- WEYNANTS, M., VERECKEN, H., JAVAUX, M. (2009): Revisiting Vereecken pedotransfer functions: introducing a closed-form hydraulic model. *Vadose Zone Journal* **8** (1): 86-95. doi: 10.2136/vzj2008.0062
- WÖSTEN, J.H.M., VAN GENUCHTEN, M.TH. (1988): Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. *Soil Science Society of America Journal* **52** (6): 1762-1770.
- WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., NEMES, A., LE BAS, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* **90**: 169-185.
- 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. *Journal of Hydrology* **251**(3-4): 123-150. doi: 10.1016/S0022-1694(01)00464-4
- ZACHARIAS, S., WESSOLEK, G. (2007): Excluding organic matter content from pedotransfer predictors of soil water retention. *Soil Science Society of America Journal* **71** (1): 43-50 doi: 10.2136/sssaj2006.0098

submitted: 11.11.2010

reviewed: 21.12.2010

accepted: 10.04.2011

Autorenanschrift:

Dr. Heike Puhlmann
 Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
 Institut für Hydrologie
 Fahnenbergplatz, 79098 Freiburg
 Telefon: +49 761 203-9277
 E-Mail: heike.puhlmann@hydrology.uni-freiburg.de

Dr. Klaus von Wilpert
 FVA Baden-Württemberg
 Abteilung Boden und Umwelt
 Wonnhaldestraße 4, D-79100 Freiburg
 Telefon: +49 761 4018-376
 E-Mail: klaus.wilpert@forst.bwl.de

Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen

Regionalization of soil physical input variables for soil hydraulic pedotransfer functions

Dietmar Zirlewagen & Klaus von Wilpert

Abstract

Many studies in soil science provide qualitative or (semi-) quantitative assessments of soil physical properties such as soil texture or percentage of soil skeleton (the >2 mm fraction). In this paper, we describe the process of upscaling soil physical properties measured during the second Forest Soil Monitoring Census (BZE II). In order to enhance the data basis for process-oriented hydrology models at the landscape level, the use of upscaling techniques based on point-related monitoring data is essential. The statistical methods used in this work included ordinary least square regression (OLS) and geostatistics. One aim of this study was to evaluate how the different spatial scales used for stratifying statistical approaches affect the quality of spatial estimates. When applied to soil physical properties, our evaluations showed that, by using a stratified modeling approach, the accuracy of the estimates could be improved compared to global modeling approaches. Thus the regression models displayed comparatively high coefficients of determination ranging from 0,59 to 0,7 (for soil skeleton), 0,52 to 0,65 (bulk density), 0,7 (depth of soil development) and 0,66 to 0,8 (soil texture). Only in the case of the response variable fine root density were the coefficients of determination markedly below 0,5 (0,2–0,4). One of the reasons for this could be the small-scale variation in silvicultural site conditions such as tree species distribution or stand density.

Keywords: Regionalization, pedometrics, multiple regression, soil physical properties, digital soil mapping

Zusammenfassung

In vielen bodenkundlichen Studien werden qualitative oder (semi-) quantitative physikalische Bodeneigenschaften aufgenommen, wie die Bodentextur oder der Grobbodengehalt. Im vorliegenden Beitrag beschreiben wir das Verfahren einer Regionalisierung bodenphysikalischer Eigenschaften der zweiten Bodenzustandserhebung in Wäldern (BZE II) für Baden-Württemberg. Um die Datenbasis einer prozessorientierten hydrologischen Modellierung auf Landschaftsebene zu verbessern, ist die Anwendung von Regionalisierungsmethoden auf bodenphysikalische Zielgrößen auf der Basis punktbezogener Monitoringdaten unentbehrlich. Als statistische Methoden wurde das gewöhnliche Kleinste-Quadrate-Verfahren in Kombination mit geostatistischen Analysetechniken eingesetzt. Angewandt auf bodenphysikalische Zielgrößen zeigt ein stratifizierender Methodenansatz in Kombination landesweiter und regionaler räumlicher Modelle eine wesentliche Verbesserung der Prognosegüte. Damit erreichen die

Regressionsmodelle für Bodeneigenschaften verhältnismäßig hohe Bestimmtheitsmaße von 0,59–0,70 (Grobbodengehalt), 0,52–0,65 (Trockenraumdichte), 0,70 (Entwicklungstiefe) und 0,66–0,80 (Textureigenschaften). Allein bei der Feinwurzelndichte liegt der Anteil der erklärten Messvarianz deutlich unter 50 % (R^2 0,28–0,40), vermutlich bedingt durch die kleinräumige Variation waldbaulicher Einflussgrößen wie z. B. Baumartenzusammensetzung oder Bestandesdichte.

Schlüsselwörter: Regionalisierung, Pedometrics, multiple Regression, bodenphysikalische Eigenschaften, digitale Bodenkartierung

1 Einleitung

In vielen Forschungsprojekten mit feldbodenkundlichem Bezug werden qualitative oder semi-quantitative Abschätzungen zu bodenphysikalischen Eigenschaften wie Bodenart, Grobbodenanteil, Durchwurzelungsintensität oder Bodenentwicklungstiefe bereitgestellt. Häufig wird diese Information nur als qualitativer Hintergrund verwendet, ohne diese Daten selbst quantitativ auszuwerten. Im Zusammenhang mit der Diskussion um mögliche Auswirkungen der Klimaänderung auf Waldökosysteme ist es zunehmend von Bedeutung, Wasserhaushaltsmodelle im Landschaftskontext bereitstellen zu können. Praktische Forstplanung benötigt quantitative Informationen über zukünftige Trockenstressrisiken auf der Fläche, und nicht nur an einigen wenigen intensiv untersuchten Versuchsflächen. Da die Messung bodenhydraulischer Parameter, wie die Wasserretention Θ_{ψ} (Θ ist der relative Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] und ψ die Wasserspannung [N m^{-2}] und Wasserleitfähigkeit k_{θ} (k ist die Wasserleitfähigkeit [cm s^{-1}] and θ der volumetrische Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]), zeitraubend und teuer ist, können diese Eingangsparameter hydrologischer Modelle häufig nicht durch direkte Messung verfügbar gemacht werden.

Um die schwierig zu messenden hydraulischen Bodenparameter aus einfacher zu erhebenden Daten schätzen zu können, werden für eine flächenhafte Wasserhaushaltsmodellierung Pedotransferfunktionen (PTF) eingesetzt. PTFs lassen sich über statistische Beziehungen zu Proxy-Variablen ableiten. Proxy-Variablen mit einem Potenzial zur Schätzung von Wasserretention (pF) und Wasserleitfähigkeit (k_{θ}) sind bodenphysikalische Basisparameter wie Lagerungsdichte, Textur oder Steingehalt. Möchte man Pedotransferfunktionen flächendeckend für Waldböden, also über die Bodenprofile einer Bodeninventur hinaus, anwenden, ist es notwendig, für die Eingangsgrößen der PTFs, also die bodenphysikalischen Parameter, flächendeckende und möglichst detailierte digitale Karten mit hinreichender Vorhersagegenauigkeit zu verfügen.

Diese Anforderung lässt sich ebenfalls nur modellgestützt lösen: indem mathematisch-statistische Regionalisierungs- bzw. Upscaling-Modelle dazu eingesetzt werden, für räumlich diskret vorliegende bodenphysikalische Mess- bzw. Schätzwerte Prognosewerte in der Fläche zu berechnen.

2 Material und Methoden

2.1 Datenbasis

Regionalisierungen (Übertragung punktbezogener Daten auf die Fläche mit mathematisch-statistischen Verfahren) wurden in dieser Arbeit v. a. auf der Basis der Daten der zweiten bundesdeutschen Bodenzustandserfassung in Wäldern (BZE II; BMELV 2006) durchgeführt. In Baden-Württemberg sind die Stichprobenpunkte in einem regelmäßigen 8 x 8 km-Raster angeordnet. An jedem der 308 Rasterpunkte wurde ein Bodenprofil bis zum Ausgangsgestein bzw. maximal 2,40 m Tiefe gegraben. Die bei der BZE II angewandten Methoden der Geländeaufnahme und Analysen erfolgten nach der von den Mitgliedern der Bundesländer-Arbeitsgruppe „BZE“ ausgearbeiteten Arbeitsanleitung (BMELV 2006). Bodenphysikalische Daten wurden entweder den Profilbeschreibungen als Schätzwerte entnommen, oder lagen als tiefenstufenbezogene Messwerte vor. Sie beinhalteten Parameter wie Trockenraumdichte der Feinerde (< 2 mm), Grobbodenanteil, Bodentextur und Feinwurzeldichte. Aus den Profilbeschreibungen der BZE wurde die Bodenentwicklungstiefe abgeleitet. Das ist die Tiefe bis zum mineralischen, vom Ausgangssubstrat geprägten Untergrundhorizont (C-Horizont), semiterrestrischen oder stauwasserbeeinflussten Mineralbodenhorizont (G- / D-Horizont) oder mineralischem Unterbodenhorizont aus Tongestein oder Tonmergelgestein (P-Horizont). Bei Übergangshorizonten wurde die Hälfte der Tiefe des Übergangshorizontes als Bodenentwicklungstiefe angenommen.

In 3 Mineralbodentiefen der BZE (0–5, 10–30, 30–60 cm) wurden an gestörten Bodenproben mittels Nasssiebung die Sandfraktionen bestimmt und mittels Laserbeugung (Fritsch Analysette 22) die Schluff- und Tonfraktion. Für die mittels Laserbeugung gemessenen Korngrößenfraktionen wurden regressionsanalytisch Köhn-Pipette-Äquivalente hergeleitet, um diese mit den üblichen Schätzrahmen, z. B. KA5 (AD-HOC-AG BODEN 2005), vergleichbar zu machen. Für die vorliegende Studie wurden die berechneten Köhn-Pipette-Äquivalente verwendet. Schätzdaten der Bodentextur wurden nicht für die Regionalisierung verwendet, da diese gegenüber den Messungen eine Tendenz zur Überschätzung der Extreme und eine höher Streuung aufwiesen. Als Indikator der zur Wasser- und Nährstoffaufnahme befähigten Wurzeln wurde an der Profilwand die Tiefenverteilung der Feinwurzeln < 2 mm in einem 20 cm breiten Streifen durch Zählung mittels eines 20 x 20 cm großen, in 5 x 5 cm Zellen eingeteilten Zählrahmens ermittelt.

In den Mineralbodentiefenstufen bis 60 cm wurden je zehn 200 ml Stechzylinder entnommen, an denen gravimetrisch die Trockenraumdichte des Feinbodens und, nach Siebung durch das 2 mm Sieb und anschließender Tauchwägung, der volumetrische Skelettgehalt bestimmt wurden. In steinigten Böden (orientiert am geschätzten Skelettgehalt > 20 %), in denen die Entnahme von ungestörten Stechzylindern erschwert ist, wurden sogenannte Volumenersatzproben genommen. Dabei wurde ein Bodenvolumen von ca. 5 L in den Tiefenstufen 0–10, 10–30 und 30–60 cm aus der Profilwand

herausgestochen und mittels ca. 2 mm großen Styrodurkügelchen (Dämmmaterial aus dem Baustoffhandel) ausgelitert. Im Labor wurde durch Siebung und Tauchwägung der volumetrische Skelettgehalt, und anhand des Restvolumens und der Trockenmasse des Feinbodens < 2 mm die Trockenraumdichte des Feinbodens bestimmt. In Profilen mit geschätztem Skelettgehalt > 70 % lagen i. d. R. nur Schätzwerte von Skelettgehalt und Trockenraumdichte vor. Bei den 200 ccm-Stechzylinder- und Volumenersatzproben wurde die Skelettfraktion > 63 mm nicht erfasst. Diese Daten mussten den visuellen Schätzdaten entnommen und zur Korrektur der Messwerte der volumetrischen Grobbodenanteile verwendet werden. Da der volumetrische Grobbodenanteil nur bis 60 cm Tiefe gemessen worden ist, aber bis 90 cm Tiefe regionalisiert werden sollte, musste zur Regionalisierung der Grobbodenanteile für die Tiefenstufe 60–90 cm auf Schätzdaten zurückgegriffen werden. Ein Vergleich der Mess- und Schätzdaten zeigt für 10–30 cm Tiefe eine relativ gleichmäßige Streuung um die 1:1-Linie, in 30–60 cm Tiefe dagegen systematische Überschätzungen der geschätzten Grobbodenanteile von ca. 10 % an Standorten mit über 15–20 % Grobbodenanteil (Abb. 1, oben). Daher musste zwar auch in 60–90 cm Tiefe mit einer systematischen Überschätzung der Grobbodenanteile gerechnet werden. Eine Korrektur war aber mangels Validierung nicht möglich, weshalb in dieser Tiefenstufe die Original-Schätzdaten verwendet worden sind. Aber auch in den 4 Tiefenstufen bis 60 cm Tiefe lagen nur bei rund 2/3 der BZE-Stichprobenpunkte Messwerte vor Grobbodengehalte vor. Für die restlichen Punkte wurde auch in diesen Fällen auf die Schätzdaten der Grobbodengehalte zurückgegriffen. Ähnlich wie beim Grobbodengehalt lagen auch bei der Trockenraumdichte nur bei ca. 2/3 bis 80 % der BZE-Punkte gemessene Daten vor. Eine Verwendung von Schätzdaten zusätzlich zu den Messdaten verbot sich aber bei dieser Zielgröße, da die Schätzungen der Trockenraumdichte am Bodenprofil ein zu stark verzerrtes Wertespektrum aufwiesen (Abb. 1, unten).

Für die Regionalisierung von Texturparametern (Ton-, Schluff- und Sandgehalte) standen neben dem kompletten BZE II-Datensatz auch Daten von 324 sogenannten Musterprofilen des geologischen Landesamtes von Baden-Württemberg (LGRB) zur Verfügung (nur Waldstandorte). Im Rahmen der Bodenkartierung des LGRB im Maßstab 1:25.000 werden Musterprofile mit dem Ziel untersucht, repräsentative Böden des Landes und ihre wichtigsten Eigenschaften zu erfassen. Zu diesem Zweck werden Profilgruben für die Entnahme von Bodenproben sowie für die Anfertigung einer detaillierten Profilbeschreibung einschließlich der Aufnahme eines Profildatensatzes angelegt. Neben boden- und substratgenetischen Aspekten sind für die Auswahl der Musterprofile auch von Klima, Relief und Nutzung abhängige Standortunterschiede maßgebend. Die Laboruntersuchungen umfassen wichtige bodenchemische und -physikalische Parameter zum Wasser-, Luft- und Nährstoffangebot. Die Texturdaten dieser Musterprofile wurden nach vergleichbaren Labormethoden wie die von der FVA Freiburg angewandten Methoden ermittelt. Im Gegensatz zum BZE-Datensatz (Abb. 2, links), zeigten die LGRB-Profildaten eine ungleichmäßige Verteilung in Baden-Württemberg (Abb. 2, rechts). Aus diesem Grund konnten die LGRB-Daten nicht für die Anpassung landesweiter Regionalisierungsmodelle, sondern nur für die Anpassung regional-stratifizierter Modellansätze verwendet werden.

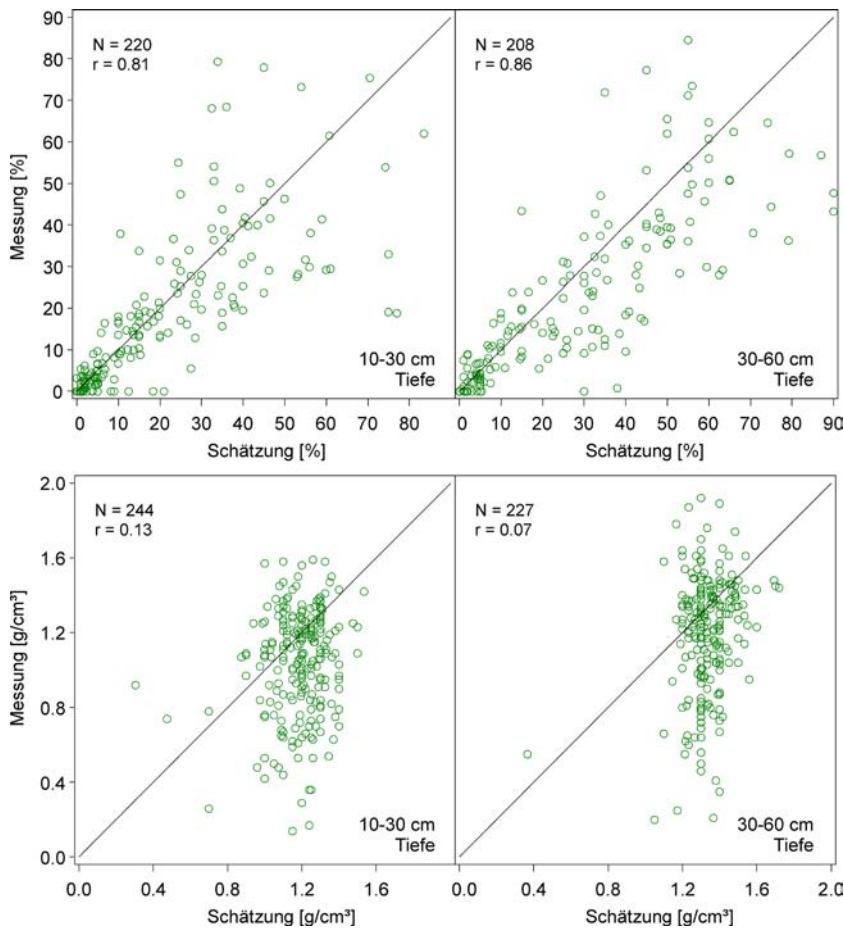


Abb. 1: Gemessene(r) (y-Achse) und geschätzter (x-Achse) volumetrischer Grobbodenanteil (oben) und Trockenraum-dichte (unten) in jeweils zwei Tiefenstufen im Vergleich zur 1:1-Achse; N = Anzahl Beobachtungen, r = Korrelationskoeffizient.

Fig. 1: Measured (y-axis) und estimated (x-axis) volumetric stone content (above) and bulk density (below) at 10–30 cm (left) and 30–60 cm soil depth (right) in comparison with the 1:1-axis; N = number of observations, r = correlation coefficient.

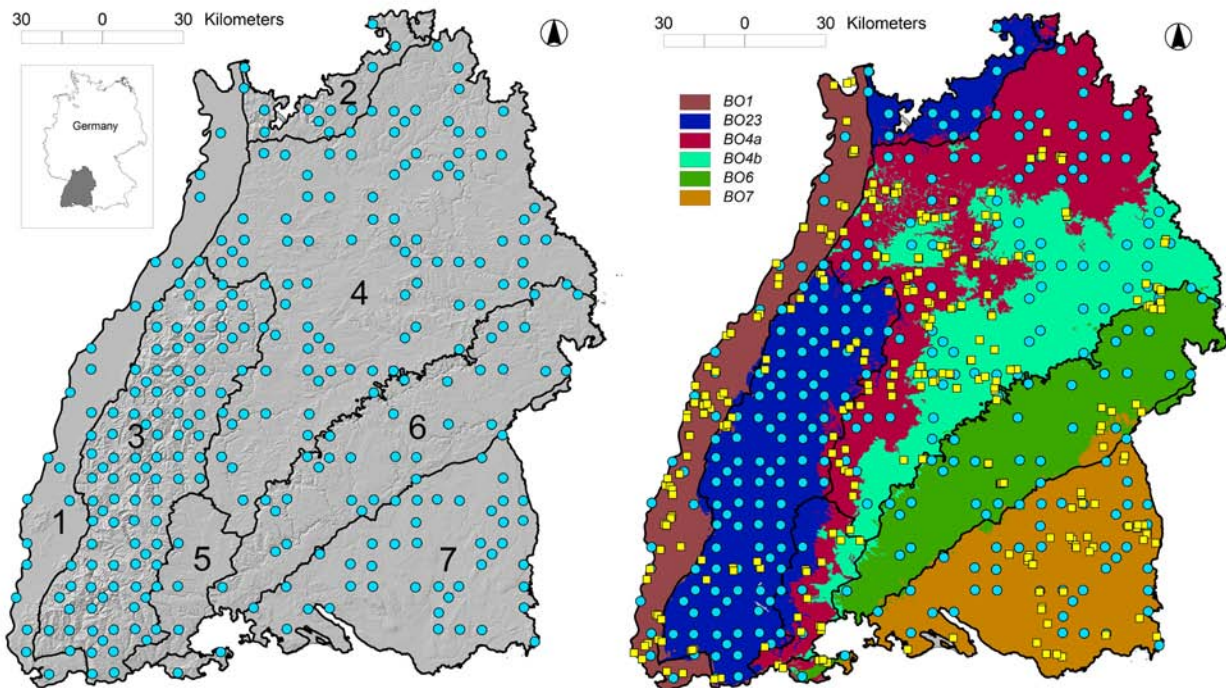


Abb. 2: Links: Inventurraster der BZE in Baden-Württemberg mit Wuchsgebieten (1 = Oberrhein, 2 = Odenwald, 3 = Schwarzwald, 4 = Neckarland, 5 = Baar-Wutach, 6 = Schwäbische Alb, 7 = Alpenvorland); rechts: wie links, aber zusätzlich mit der räumlichen Verteilung der LGRB-Stichprobenpunkte und Stratifizierung nach Bodenregionen im Wasser- und Bodenatlas von Baden-Württemberg.

Fig. 2: Left: Sampling points and growing regions of the BZE in Baden-Württemberg: 1 = lowlands of the upper Rhine valley, 2 = Oden Forest, 3 = Black Forest, 4 = plains and hilly region of the Neckar valley, 5 = Baar-Wutach, 6 = Swabian Alb, 7 = glacial moraine landscape of the foothills of the Alps; right: Sampling points of the BZE and LGRB using a stratified approach based on the soil regions in the Wasser- und Bodenatlas von Baden-Württemberg.

2.2 Regionalisierungsverfahren

Das Regionalisierungsverfahren für skalare bodenphysikalische Daten basiert auf einer Kombination aus schrittweiser multipler Regressionsanalyse und geostatistischen Methoden. Die schrittweise multiple Regressionsanalyse bestimmt nach objektivierten Regeln, welche Variablen in ein Modell aufgenommen bzw. daraus wieder entfernt werden. Da dennoch das Risiko bleibt, unerklärbares Grundrauschen zu parametrisieren, wurden nur solche Prädiktoren zugelassen, die in einem bodenkundlich sinnvollen Zusammenhang zu der Zielgröße stehen. (ZIRLEWAGEN & VON WILPERT 2004). Die Optimierung der Regionalisierungsmodelle und die Modellgüte wurden für jedes Regionalisierungsmodell anhand der statistischen Kenngrößen Kollinearitätsindex, Toleranzindex, RMSE, R^2 , partielles R^2 der ins Modell einbezogenen Prädiktoren sowie anhand der Entwicklung der statistischen Kenngrößen während der schrittweisen Anpassung des Modells und eingehende Fehleranalyse überprüft. Dabei wurde auch die Autokorrelation berücksichtigt. Die Überprüfung der Residuen mit Variogramm- und Korrelogrammanalysen auf räumliche Unabhängigkeit ergab allenfalls sehr schwach ausgeprägte räumliche Erhaltungsneigungen, so dass auf ein Kriging der Residuen verzichtet werden konnte. Dies bedeutet, dass bei der eigentlichen Übertragung der punktbezogenen Messdaten auf die Fläche geostatistische Techniken nicht benutzt worden sind, sondern ausschließlich der multiple Regressionsansatz. In einem Untersuchungsgebiet, in dem komplexe Landschaftsstrukturen mit sprunghaften Wechseln bodenbildender Prozesse auf kurzen Distanzen vorherrschen und gleichzeitig das Beprobungsraster verhältnismäßig grob ist (hier: 8 x 8 km-Raster), ist dies von großem Vorteil: Denn unter solchen Voraussetzungen sind geostatistische Regionalisierungsverfahren kaum sinnvoll einsetzbar (McBRATNEY et al. 2000).

Für jeden Auswahlsschritt der multiplen Regressionsanalyse wurde eine 10-Felder-Kreuzvalidierung (HASTIE et al. 2001) durchgeführt, um ineffektive Regressorvariablen aufzuspüren und die Gefahr einer Modell-Überparametrisierung zu begrenzen. Aufgrund der großen naturräumlichen Vielfalt in Baden-Württemberg und der beschränkten Aufnahmedichte der BZE musste von einem Splitten der Datenbasis in einen Trainingsdatensatz und unabhängigen Validierungsdatensatz abgesehen werden. Mit Ausnahme von Feinwurzelndichte und Grobbodengehalt, bei denen eine logarithmische Transformation der Zielvariable durchgeführt werden musste (Normalverteilungsproblem), wurde die Modellanpassung auf der ursprünglichen Messskala durchgeführt.

Die statistischen Methoden und Berechnungen von Reliefattributen sind im Detail bei ZIRLEWAGEN & VON WILPERT (2004) und ZIRLEWAGEN et al. (2007) beschrieben. In dieser Studie verfügte das digitale Geländemodell über eine Rasterauflösung von 25 m. Zur Parametrisierung von Bodeneigenschaften wurden GIS-Layer des Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (LUBW 2007) herangezogen. Für die Regionalisierung von Feinwurzelndichten wurden auch Eigenschaften des Waldbestandes (Alter, Baumart) als Prädiktoren zugelassen.

Die Modellbildung wurde in einem zweistufigen Ansatz mit „globalen“ (d. h. landesweiten) und regional-stratifizierten Varianten durchgeführt. Bei den regional-stratifizierten Modellen wurde unterschieden zwischen den Modellen, bei denen (1) nur BZE-Daten oder (2) auch zusätzlich LGRB-Daten verwendet worden sind. (1) Im ersten Fall wurden die Straten auf Grundlage der Wuchsgebieteinteilung der Forstlichen

Standortskartierung vorgenommen (Abb. 2, links). Dabei waren aber nicht in allen Wuchsgebieten genügend Beobachtungen für die Durchführung regional angepasster Regionalisierungsmodelle vorhanden. Für das Oberrheintal konnte aus diesem Grund kein separates regionales räumliches Modell angepasst werden, und Regionale Einheiten 2, 3 und 5 (Odenwald, Schwarzwald, Baar-Wutach) wurden in einem regionalen Modell zusammengefasst. Für die restlichen Einheiten (Neckarland, Schwäbische Alb, Alpenvorland) wurden separate regionale Straten gebildet (d. h. insgesamt 4 regionale Straten und 1 landesweites Modell). (2) In den Fällen, wo LGRB-Daten zusätzlich zu den BZE-Daten verwendet worden sind (Abb. 2, rechts) konnten auch für das Oberrheintal regional stratifizierte Modelle berechnet werden. Statt der Einteilung nach Wuchsgebieten wurde aber die Einteilung nach Bodenregionen des WABOA bevorzugt. Im Neckarland konnte aufgrund der größeren Datendichte zwischen den Hügel- und Bergländern des Keupers (BO4b) vs. den Gäulandschaften (BO4a) differenziert werden.

Für Textureigenschaften (Sand, Ton-, Schluffgehalte) wurden die in Abb. 2/rechts dargestellten Straten verwendet, bei allen anderen Zielvariablen die in Abb. 2/links dargestellten Straten.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Modellanalysen wurden mithilfe eines zweistufigen Verfahrens durch Anpassung landesweiter und regional-stratifizierter Regressionsmodelle durchgeführt. Zunächst wurden die Regionalisierungsmodelle auf Basis des gesamten Stichprobenumfangs als landesweite Modelle berechnet. Damit wurden dielandesweit gültigen Effekte parametrisiert. Die Zielskala eines solchen Modellansatzes ist dementsprechend das Bundesland. Für die Zielvariablen Grobbodengehalt, Trockenraumdichte, Bodentextur, Bodenentwicklungstiefe und Feinwurzelndichte wurde ein Bestimmtheitsmaß zwischen 0,1 und 0,7 erreicht (Tab. 2, linker Teil). Dabei hebt sich die schlechte Modellperformance der Feinwurzelndichte-Zielvariablen mit einem $R^2 < 0,25$ deutlich von derjenigen der anderen Zielvariablen ab. Dies hängt damit zusammen, dass die Feinwurzelndichte kleinräumig, auf lokaler Skala, in Abhängigkeit von Waldnutzung und Waldstruktur sehr stark variiert. In einem landesweiten Modell ließen sich diese Effekte nicht zufriedenstellend parametrisieren. Für die Trockenraumdichte, eine ebenfalls kleinräumig variierende Größe, konnte mit dem landesweiten Modellansatz immerhin zwischen 37 und 58 % der Messvarianz erklärt werden. Bessere Prognosegüten zeigten sich für den Grobbodengehalt (R^2 0,47–0,56) und für Textureigenschaften (R^2 0,49–0,70).

Die systematische Abnahme der Varianzaufklärung durch das Modell (R^2) mit der Zunahme der Bodentiefe korrespondiert bei fast allen Zielvariablen mit einer Zunahme der Standardabweichung der Messwerte STD und des Standardschätzfehlers der Regressionsmodelle (RSME). Nur bei den Feinwurzelndichten ergaben sich ab 30 cm Tiefe höhere Bestimmtheitsmaße als im Oberboden, bedingt durch die straffere Beziehung zu topographischen und geo-pedologischen Hilfsvariablen im Unterboden. In allen Fällen hat die weitgehende Einbeziehung regional stratifizierter Modelle zu einer merklichen Verbesserung der Modellgüte geführt.

Um die speziellen Eigenschaften der landesweiten Regionalisierungsmodelle zu erläutern, werden im Folgenden beispielhaft Modelle zur Bodentextur dargestellt. Tab. 2 zeigt die schrittweise Parameterauswahl bei der Modellentwicklung

Tab. 1: Statistische Kennziffern für die Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter in Baden-Württemberg; P Anzahl Parameter (inkl. Interzept), FG Fehler-Freiheitsgrade, R² Bestimmtheitsmaß, RMSE Standardschätzfehler; STD Standardabweichung der Messwerte; linker Tabellenteil: Anwendung landesweiter Modelle, rechter Tabellenteil: Kombination landesweiter mit regional-stratifizierten Modellansätzen.

Tab. 1: Goodness-of-fit using upscaling models to estimate soil physical parameters in Baden-Württemberg. P number of parameters (regressors + intercept), FG error degrees of freedom, RMSE root mean square error, STD standard deviation of measurements.

Bodentiefe	landesweite Modelle					Kombination mit regional-stratifizierten Modellen			
	P	FG	R ²	RMSE	STD	P	FG	R ²	RMSE
Volumetrischer Grobbodengehalt (ln [%])									
0–5	10	288	0,56	0,88	1,31	44	254	0,70	0,78
5–10	10	288	0,55	0,92	1,35	44	254	0,67	0,84
10–30	10	288	0,55	0,97	1,41	44	254	0,68	0,86
30–60	10	285	0,54	1,00	1,46	44	251	0,67	0,91
60–90	10	286	0,47	1,11	1,50	44	252	0,59	1,04
Trockenraumdichte im Feinboden [g/cm ³]									
0–5	9	196	0,58	0,12	0,18	41	164	0,65	0,12
5–10	10	191	0,57	0,15	0,22	40	161	0,68	0,14
10–30	10	249	0,43	0,20	0,26	43	216	0,61	0,18
30–60	9	232	0,37	0,25	0,31	43	199	0,52	0,24
Textur: Sandgehalt [%]									
10–30	11	275	0,70	14,5	25,9	71	544	0,80	13,4
30–60	10	285	0,66	15,8	26,5	71	489	0,76	14,9
Textur: Tongehalt [%]									
10–30	10	278	0,65	7,9	13,3	72	543	0,78	7,2
30–60	10	274	0,59	9,8	15,0	73	487	0,71	9,5
Textur: Schluffgehalt [%]									
10–30	11	276	0,56	11,6	17,1	69	547	0,73	10,2
3–60	11	274	0,49	12,6	17,4	71	489	0,66	11,7
Bodenentwicklungstiefe [cm]									
–	11	335	0,54	23,1	32,7	49	297	0,70	19,8
Feinwurzelndichte (ln[n/dm ²])									
0–5	9	316	0,10	0,61	0,63	45	280	0,31	0,57
5–10	10	315	0,12	0,62	0,65	44	281	0,28	0,60
10–30	10	316	0,12	0,62	0,65	45	281	0,33	0,45
30–60	10	315	0,25	0,69	0,79	45	280	0,42	0,64
60–90	9	316	0,23	0,78	0,87	45	280	0,40	0,73

zur räumlichen Prognose der Sandgehalte im Feinboden in 10–30 cm Tiefe. In der standardisierten Form geben die Regressionskoeffizienten der Tab. 2 die relative Eintauschstärke der selektierten Kovariablen, ein Maß für deren Modellsensitivität, an. Großräumig gültige topographische Trends werden hier durch die Proxy-Variablen NJA (Jahresniederschlagsverteilung) und die topographische Exponiertheit TOPEX parametrisiert. Auf der landesweiten Skala dominieren aber binär codierte Informationen zu den Bodenverhältnissen und geologischen Bedingungen das Prädiktorenkollektiv. 8 von 10 Regressorvariablen beschreiben Zusammenhänge

mit Dummy-Parametern, die aus dem Wasser- und Bodentlas von Baden-Württemberg abgeleitet worden sind, nur zwei Variablen topographische Zusammenhänge (NJA, TOPEX3000). Kalkstein-, Ton- und Lößstandorte sind mit negativen Koeffizienten, Sandstein-, Kristallgebirgsstandorte und quartäre Kiese und Sande mit positiven Koeffizienten verknüpft. Auf Grundlage der Regressionsgleichungen wurde der Sandanteil mit einer Rasterauflösung von 25 m als Karte dargestellt (Abb. 3), der räumlichen Auflösung des verwendeten Geländemodells. Entsprechend den sehr unterschiedlichen Landschaftscharakteristika in Baden-Württemberg

Tab. 2: Schrittweise Parameterauswahl und standardisierte Koeffizientenschätzung für die Regionalisierung des Sandgehalts in 10–30 cm Tiefe auf landesweiter Skalenebene (Baden-Württemberg); Part.R² partielles R², Probt Signifikanz, Stand.Est. standardisierte Koeffizienten.

Tab. 2: Stepwise selection and parameter estimates for estimating the sand content at 10–30 cm depth in Baden-Württemberg. Part.R² partial R², Probt significance, Stand.Est. standardized coefficients.

Step	Variable ¹⁾	Part.R ²	Modell-R ²	Probt	Stand.Est.
1	NJA	0.3517	0.3517	<.0001	0.20414
2	LGRB_KALKST	0.1478	0.4994	<.0001	-0.26880
3	LGRB_SANDST	0.0519	0.5513	<.0001	0.35945
4	TOPEX3000	0.0353	0.5866	0.0033	0.12334
5	GWT_40234	0.0336	0.6202	<.0001	0.22147
6	BO_CODE110	0.0315	0.6517	<.0001	0.33817
7	BO_CODE120	0.0136	0.6653	0.0005	0.15570
8	BO_CODE230	0.0121	0.6774	<.0001	-0.16120
9	HR_LEG3	0.0069	0.6843	0.0011	0.13086
10	LGRB_PELOSOL	0.0112	0.6955	0.0016	-0.12612

¹⁾ NJA Jahresniederschlagskarte, LGRB_KALKST Kalksteinstandorte (binär), LGRB_SANDST Sandsteinstandorte (binär), TOPEX3000_ Topographische Exponiertheit im 3000-m-Radius, GWT_40234 Quartäre Kiese und Sande / Tertiäre Sedimentgesteine / Becken- und Moränensedimente (binär), BO_code110 Kristallines Grundgebirge (binär), BO_code120 Unterer/Mittlerer Buntsandstein (binär), BO_code230 Lößlandschaft im Gäu (binär), HR_LEG3 spezielle geohydrologische Einheiten im Neckarland und Oberschwaben (binär), LGRB_PELOSOL Tonsteinstandorte (binär)

variiert der Sandanteil in der Modellkarte in einem sehr weiten Bereich zwischen niedrigen Werten unter 5 % auf den Kalkstandorten der Schwäbischen Alb und Lößstandorten im Gäu bis hin zu Maximalwerten über 50 % in den Hochlagen des Schwarzwaldes.

In den landesweiten Modellen kamen nur solche Prädiktoren zum Zuge, die auf der landesweiten Integrationsebene einen hinreichenden Varianzanteil erklären. Regressorvariablen mit begrenzter regionaler Bedeutung (z. B. geologische Straten wie Keupersande) werden auf dieser Integrationsebene von großflächig wirkenden Faktoren „verdrängt“. In den Flachlandschaften des Voralpengebietes (Abb. 4) ist die Schwankungsbreite der meisten Prädiktoren des landesweiten Modells, wie z. B. die Niederschlagsverteilung (Proxy-Variablen für Geländemorphologie), sehr viel geringer als in den landesweit dominierenden, geomorphologisch stärker gegliederten Landschaften Baden-Württembergs. Folglich führt die Anwendung des landesweiten Modells auf solch eine Region dort zu einer geringeren Differenzierung des Modellergebnisses als auf Landesebene. So variieren z. B. die prognostizierten Sandanteile mit Werten um 5–10 % quasi binär zwischen zwei dominanten hydrogeologischen Einflussbereichen (Abb. 4).

Räumliche Prognosemodelle tendieren immer zu einer mehr oder weniger stark vereinfachenden Darstellung der Realität, da nur bestimmte, das Stichprobenkollektiv dominierende Bereiche eines mehr oder weniger komplexen Beziehungsgeflechts zwischen Umwelt und Zielvariablen parametrisiert werden können (vgl. ZIRLEWAGEN et al. 2007). Dadurch sind solche Modelle auf heterogene Landschaften mitunter nur schwer zu übertragen. Durch die Verwendung der schrittweisen Variablenselektion im Rahmen der Regressionsanalyse werden die signifikanten Kovariablen mit der entsprechenden Prognosequalität ausgewählt. Die in der Realität vielschichtigen Zusammenhänge werden durch ein Modell ersetzt, von

dem angenommen wird, dass es die unbedingt erforderlichen Parameter zur Darstellung der Zielgröße auf der gewählten Skalenebene enthält. Auf großen Skalenebenen führt dieser Ansatz zum Ergebnis, dass die „kleineren Details“ unterrepräsentierter Flächen nicht ausreichend gut modelliert werden (Abb. 4).

Um in solch einem Fall eine verlässliche Prognose erreichen zu können, die über die Darstellung von Übersichtskarten hinausgeht, ist es notwendig, die Stichprobe in Straten zu unterteilen und dafür separate Modelle mit kleinskaligerem Bezug anzupassen. Daher wurde nach der Regionalisierung der landesweiten Zusammenhänge im nächsten Schritt, bei ausreichend großem Stichprobenumfang, für die Wuchsgebiete der Forstlichen Standortserkundung (Zielvariablen: Bodenentwicklungstiefe, Grobbodenanteil, Durchwurzelungsdichte, Trockenraumdichte; Abb. 2 links) oder die Bodenregionen des WABOA (Zielvariable: Textureigenschaften; Abb. 2 rechts) separate Modelle angepasst. In dieser regional-stratifizierten Betrachtungsweise konnte die Anpassung der Hilfsvariablen für die regional gültigen Landschaftscharakteristika besser optimiert werden. Im stratifizierten Modellansatz war eine sensiblere Modellanpassung an die in den Regionen vorherrschenden topographischen, geologischen und pedologischen Gegebenheiten zu erreichen (Abb. 5). Im Beispiel der Modelle zur räumlichen Prognose von Sandgehalten in 10–30 cm Tiefe basiert der regionale Ansatz im Alpenvorland überwiegend auf topographischen Landschaftscharakteristika wie Vernässungsindex BR_TWI, Positionsindex TPI750 und Sonnenscheindauer SOLDUR_SOM (Tab. 3). Die (potenzielle) Sonnenscheindauer ist ein Parameter, mit dem sich eine kontinuierliche topographische Gliederung des Geländes in Flachlagen- und Hangbereiche erreichen lässt. Höhere Sonnenscheindauern sind mit Verebnungen verbunden, niedrigere Sonnenscheindauern mit Hanglagen. Die zur Verfügung stehende hochauflösende Reliefinformation ist ein Schlüssel

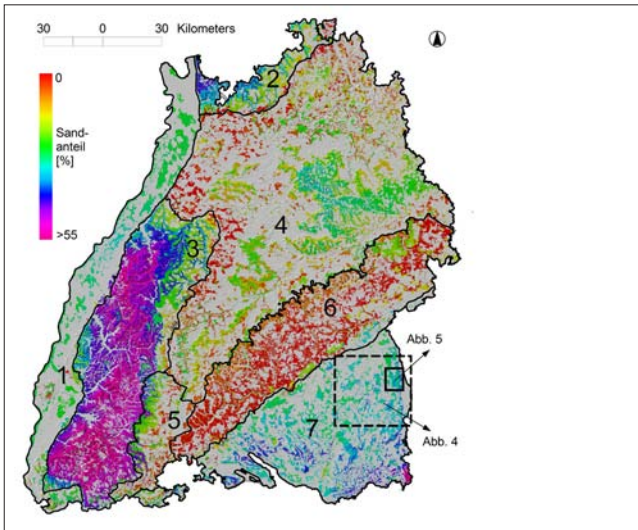


Abb. 3: Räumliche Prognose des Sandanteils im Feinboden (10–30 cm Tiefe) für Waldstandorte in Baden-Württemberg, modelliert auf Grundlage des gesamten landesweiten BZE-Datensatzes; schwarze Rechtecke verweisen auf Teile des Untersuchungsgebiets, wo landesweite und regional-skalierte Modellierungen verglichen werden (siehe Abb. 4, 5).

Fig. 3: Spatial distribution of predicted sand content at 10–30 cm soil depth of forests in Baden-Württemberg (on the basis of the statewide data set); the rectangles mark the part of the study area where large-scale and meso-scale modeling results were graphically compared (see Figs. 4, 5).

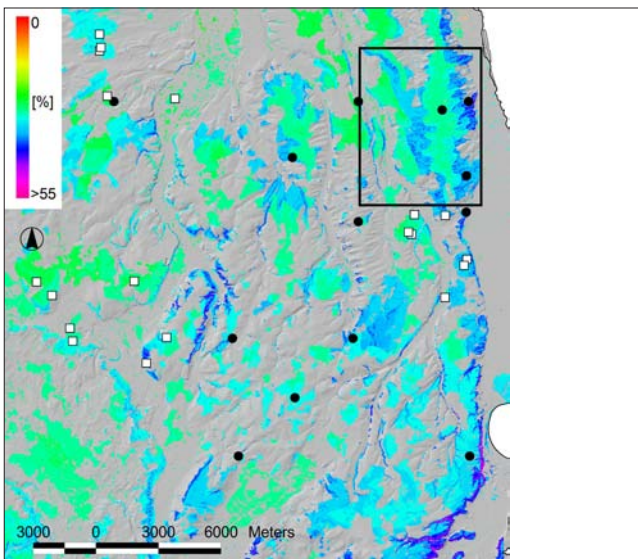


Abb. 4: Räumliche Prognose des Sandgehalts (10–30 cm Tiefe) für Waldstandorte in Baden-Württemberg, modelliert auf Grundlage des gesamten landesweiten BZE-Datensatzes. Kartenausschnitt Alpenvorland, zur Lage s. Abb. 3; Schwarze Punkte zeigen die Inventurpunkte der BZE, weiße Quadrate solche des LGRB (wurden in den landesweiten Modellen nicht verwendet); das Rechteck im Nordosten der Karte markiert den Kartenausschnitt in Abb. 5.

Fig. 4: Sand content prediction in mineral soils (10–30 cm depth) of forests in the alpine foothills of Baden-Württemberg using the statewide regression model as shown in Fig. 3 (for geographical position of the map section, see the red dotted rectangle in Fig. 3); black points (white squares) mark measurement plots of the BZE (LGRB), and the rectangle marks the map section shown in Fig. 4.

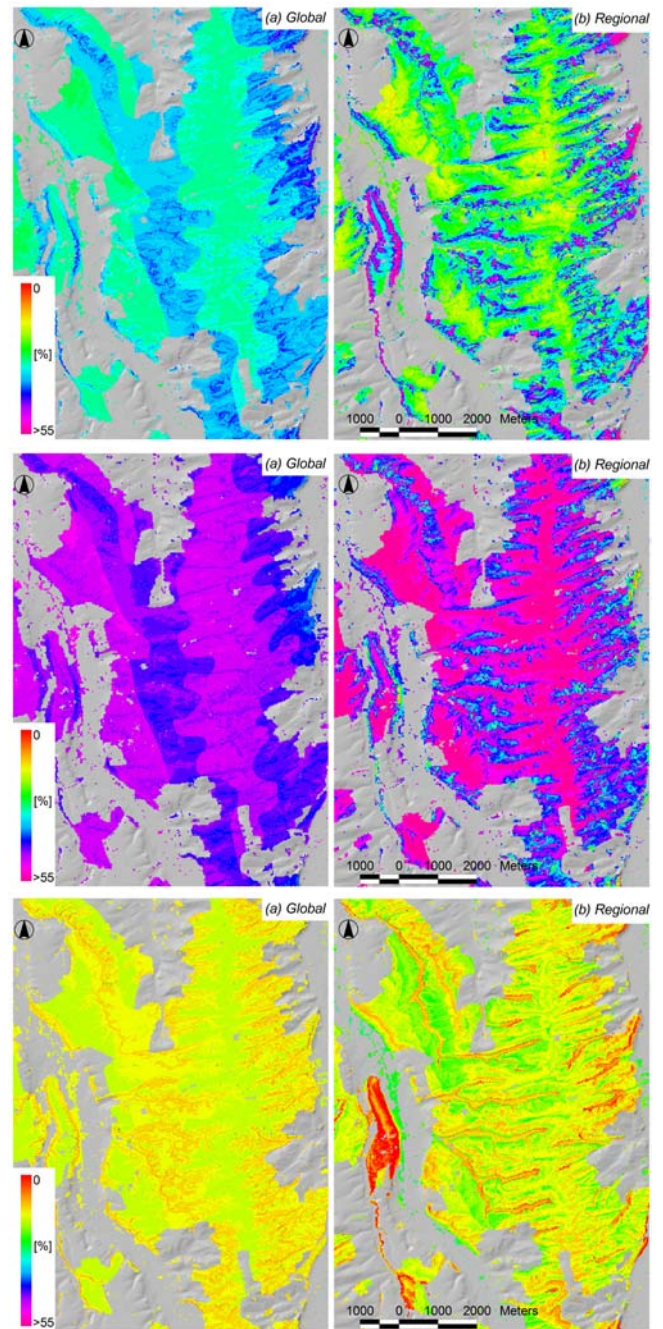


Abb. 5: Räumliche Prognose des Sand- (oben), Schluff- (Mitte) und Tongehalts (unten) im Feinboden für Waldstandorte in Baden-Württemberg, modelliert auf Grundlage des gesamten landesweiten BZE-Datensatzes (a - global) und alternativ auf Grundlage eines stratifizierten Modellansatzes (b - regional). Zur Lage des Kartenausschnitts siehe Abb. 3 u. 4.

Fig. 5: Comparison of the upscaling results for sand content predictions at the meso-scale using (a) the statewide model, (b) a regional-stratified approach (for geographic position of these map sections, see Figs. 3, 4).

zur erfolgreichen Prognose von bodenphysikalischen Parametern auf regionaler Skalenebene. Daneben spielen aber auch hier Informationen zu Bodenverhältnissen und physiographischen Regionen eine wichtige Rolle (LGRB_GEO_9, LGRB_KALK_PEL, Tab. 3).

Interessant ist, dass in dem in Abb. 4 gezeigten Ausschnitt aus der Deckenschotterlandschaft Oberschwabens die

Tab. 3: Schrittweise Parameterauswahl und standardisierte Koeffizientenschätzung für die Regionalisierung des Sandgehalts in 10–30 cm Tiefe auf regionaler Skalenebene (Alpenvorland); Part.R² partielles R², Probt Signifikanz, Stand.Est. standardisierte Koeffizienten.

Tab. 3: *Stepwise selection and parameter estimates for estimation of the sand content at 10–30 cm depth at regional scale (alpine foothills). Part.R² partial R², Probt significance, Stand.Est. standardized coefficients.*

Step	Variable ¹⁾	Part.R ²	Modell-R ²	Probt	Stand.Est.
1	BR_TWI	0.3020	0.3020	0.1132	-0.19275
2	SOLDUR_SOM	0.0557	0.3577	<.0001	-0.82467
3	LGRB_KALK_PEL	0.0460	0.4037	0.0013	-0.33704
4	TPI750	0.0443	0.4480	0.0009	0.39948
5	SlopeDegr_kl10	0.0325	0.4805	0.0055	0.41103
6	LGRB_GEO_9	0.0541	0.5346	0.0185	0.23444
7	TEMP	0.0217	0.5564	0.1097	-0.15399

¹⁾ BR_TWI Topographic Position Index (Braunschweiger Reliefmodell), SOLDUR_SOM Sonnenscheindauer im Sommer, LGRB_KALKST Kalksteinstandorte (binär), LGRB_KALK_PEL Kalkstein- und Pelosolstandorte (binär), TPI750 Topographischer Positionsindex (750 m-Radius), SlopeDegr_kl10 Hangneigung<10° (binär), LGRB_GEO_9 Würmeiszeitliche Schotter, TEMP Jahrestemperaturkarte

Sander der Oberen Süßwassermolasse (Tertiär), die an den Randhängen der tafelförmigen Deckenschotterriedel in Form von schmalen Säumen der schluff- und tonreichen Verebnungen der Hochflächen auftreten, durch eine Linearkombination aus geländemorphologischen Größen (Hangposition, Hangneigung und Sonnenscheindauer bzw. Temperatursumme) adäquat beschrieben wurde, ohne eine explizite Substratinformation zu benötigen.

Neben einer detaillierteren Modellierung räumlicher Verteilungsmuster stellt das regional angepasste Modell auch eine höhere statistische Sicherheit bereit. Dies ist eine wichtige Voraussetzung, sollen solche Modelle als Eingangsgröße zur Schätzung hydraulischer Funktionen im Landschaftsmaßstab herangezogen werden können. Bezogen auf den landesweiten Datensatz verbessert sich das R² für die Prognose von Textureigenschaften von 0,49 bis 0,70 (Tab. 1, links) auf 0,66 bis 0,80 (Tab. 1, rechts), verwendet man statt des landesweiten Modells regionalspezifische Modellvarianten. Auch die Standardschätzfehler lassen sich durch diese Vorgehensweise merklich reduzieren. Dies hat zwar einen wesentlich höheren Verbrauch an Freiheitsgraden bei der Modellierung zur Folge, der aber im Rahmen der gegebenen Gesamtdatenumfänge vertretbar war. Bei den anderen bodenphysikalischen Zielvariablen zeigen sich vergleichbare positive Effekte des stratifizierenden Modellansatzes auf die Prognosegüte: Beim Grobbodengehalt steigt das R², bezogen auf den landesweiten Datensatz, von 0,47–0,56 (landesweites Modell) auf 0,59–0,70 (regionaler Methodenansatz), bei der Trockenraumdichte von 0,37–0,58 auf 0,52–0,65, bei der Entwicklungstiefe von 0,54 auf 0,70 und der Feinwurzelndichte von 0,10–0,25 auf 0,28–0,40. Auch auf regionaler Skalenebene ließen sich die Feinwurzelndichten zwar deutlich schlechter als die anderen hier untersuchten Zielvariablen regionalisieren, erreichten jetzt aber einen Anteil erklärter Messvarianz, mit dem deren Anwendung nun sinnvoll erscheint.

Unsere Studie zeigt also, dass die Definition von Straten innerhalb landesweiter Inventurdatensätze die Modellgüte skalenabhängig ganz wesentlich beeinflusst. Je nach Datenuntergliederung kann sie mithilfe einer unterschiedlichen Zusammensetzung an Hilfsvariablen zwischen klein- und großskaligen Auswertungen variieren. Durch diese

Vorgehensweise ist es möglich, räumlich verhältnismäßig vielschichtige Umweltmuster mit sparsam parametrisierten und noch interpretierbaren statistischen Modellen zu regionalisieren (ZIRLEWAGEN & VON WILPERT 2010). Begrenzende Faktoren sind die Qualität der Hilfsvariablen (z. B. räumliche Auflösung) und v. a. die Stichprobenintensität. Denn jedes Auswertungskollektiv muss in ausreichendem Umfang Beobachtungen zur Berechnung zuverlässiger statistischer Parameter enthalten. Für geostatistische Auswertungen (Variogrammanalysen) war der Stichprobenumfang bei den regionalen Straten in einigen Fällen zu niedrig, gewöhnliche Regressionsanalysen ließen sich aber meist gut durchführen. Nach unserer Erfahrung, die auf zahlreichen Regionalisierungen skalarer Bodeneigenschaften auf unterschiedlichen räumlichen Skalen basiert, sollte die Anzahl Beobachtungen im Normalfall nicht unter 40–50 liegen, um noch ausreichende statistische Qualität in der Regressionsanalyse zu erzielen. Im Gegensatz zu beträchtlich komplexeren räumlichen Vorhersageverfahren wie z. B. verallgemeinerten additiven Modellen, künstlichen neuronalen Netzwerken oder baumbasierten Verfahren, bietet der gewählte Modellansatz grundsätzliche Vorteile in Bezug auf die Einfachheit der Modellstruktur, deren Interpretierbarkeit und die Einfachheit der Anwendung. Dies kann mit Schwächen in der Vorhersagegüte verbunden sein (HASTIE et al. 2001), aber nicht zwangsläufig: dann nämlich, wenn das Regionalisierungsverfahren mit Methoden einer räumlichen Stratifizierung kombiniert und im Hinblick auf die angestrebte Auswertungsskala optimiert wird.

Ziel einer Regionalisierung ist immer, das Regionalisierungsmodell in bestmöglicher Art und Weise an den Messdatensatz anzupassen, um den Grad der Erklärung räumlicher Variabilität und damit die Prognosegüte zu optimieren. Dies wird maßgeblich von der Anzahl und Qualität der verwendeten Modellvariablen beeinflusst. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ab einem bestimmten (dem Modellierer unbekanntem) Grad der Modellkomplexität das Risiko falsch parametrisierter Prozesse überproportional mit der Anzahl der Modellvariablen ansteigt. Der Versuch, die Modellunsicherheit durch eine Ausweitung der Modellvariablen und damit eine verbesserte Erfassung struktureller Zusammenhänge im Modell zu reduzieren, kann auch dazu führen, dass ein Modell überparametrisiert wird, was mit einer Erhöhung des Parame-

terfehlers und damit der Modellunsicherheit verbunden ist (WENKEL & SCHULZ 1999). Die Entscheidung, an welcher Stelle der schrittweise Auswahlprozess von Regressorvariablen beendet werden soll, ist ein kritischer Punkt in der Regressionsanalyse, die selten eindeutig getroffen werden kann. Aus diesem Grund wurde neben der Einbeziehung statistischer Kennwerte zur Bewertung der technischen Integrität der Regressorvariablen diese zunächst auch im Hinblick auf offensichtliche oder vermutete Zusammenhänge bewertet, bevor sie in die Regressionsanalyse einbezogen worden sind. Außerdem beschränkten wir deren Obergrenze auf 10, um Überparametrisierungen der Stichprobendaten und irreführende Modelle zu vermeiden. Da aber dennoch weitere Quellen potenzieller Fehler in den Berechnungen und Modellierungen der Regressionsschätzungen nicht auszuschließen sind, wurde die schrittweise Auswahl der Regressorvariablen einer Kreuzvalidierung unterzogen. Die Kreuzvalidierungstechnik, angewandt auf den Originaldatensatz, wird oft benutzt, wenn nicht genug Beobachtungen zur Durchführung einer Validierung mit unabhängigen Datensätzen zur Verfügung stehen. Sie wird meist zur Überprüfung von Kennziffern des Gesamtmodells eingesetzt. In dieser Arbeit wurde sie dazu verwendet, die Regressorenauswahl zu überprüfen und die Modellparametrisierung zu steuern. Nur solche Regressoren wurden für eine Regionalisierung herangezogen, die auch in der kreuzvalidierten schrittweisen Auswahl zu einer Verbesserung statistischer Kontrollkennziffern (z. B. AIC) führten. Wir entschieden uns, den kompletten Datensatz während der Modellanpassung zu verwenden und keinen Anteil der Messdaten für eine Validierung mit einem unabhängigen Datenkollektiv zurückzustellen. Damit sollte es möglich sein, den gesamten Bereich der Standortcharakteristika auch auf regionaler Ebene in die Regressionsmodelle einbeziehen zu können.

4 Schlussfolgerungen

Die vorliegende Studie zeigt, dass Boden-Landschaftsmodelle auf der Basis mathematisch-statistischer Methoden auch im Bereich physikalischer Bodeneigenschaften eine detailliertere Datengrundlage für weiterführende Datenauswertungen bereitstellen können, als dies die bestehenden Bodenkarten der konventionellen Bodenkartierung und Standortserkundung bislang i. d. R. in der Lage sind. Dies ist aktuell von zunehmender Bedeutung, da Bodeneigenschafts- und Funktionskarten von den Endnutzern und politischen Entscheidungsträgern vermehrt nachgefragt werden, in Ergänzung zu den Erkenntnissen, die aus der klassischen Bodenklassen- und Standortsklassen-Kartierung gewonnen werden können (ZIADAT 2005, BEHRENS & SCHOLTEN 2006). Ein solches Vorgehen ist aber nur dann möglich, wenn die Qualität, der Umfang und die Vielseitigkeit des verwendeten Datenmaterials den anvisierten Regionalisierungszielen auch genügen. Daher ist es von großem Nutzen für die weitere Entwicklung räumlicher bodenphysikalischer Prognosemodelle, dass mit der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) nun vermehrt bodenphysikalische Parameter gemessen statt nur (mehr oder weniger) qualifiziert geschätzt worden sind.

HILLEL (1998) beschrieb den bodenphysikalischen Zustand als etwas, das man sich als standortsspezifisches Raum-Zeitmuster der drei Bodenphasen Festphase, Flüssigphase und Gasphase vorstellen muss, das die Umweltfunktionen von Böden, deren Filter- und Speicherkapazitäten und deren Austausch von Wasser und Gasen zwischen Böden und angrenzenden Ökosphären bestimmt. Folglich spielt die Bodenphysik

eine zentrale Rolle für die Quantifizierung der Wechselwirkungen zwischen Boden/Pflanze und Pflanze/Atmosphäre (AHUJA et al. 2006). Sie erlaubt die Quantifizierung des Einflusses von Bewirtschaftungsverfahren auf Bodenfunktionen (AHUJA et al. 2006). Zum Beispiel kann der Einfluss der maschinenbedingten Bodenverdichtung auf Bodenfunktionen wie den Wurzelraum für Pflanzen mithilfe der Modellierung der Bodenbelüftung quantifiziert werden (HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER 2002). Alle Stoffflüsse durch Böden werden von Transferparametern wie Gasflüsse vom Diffusionskoeffizienten oder Wasserflüsse von der Wasserleitfähigkeit als Proportionalitätsfaktoren bestimmt. Diese wiederum hängen von physikalischen Basisgrößen wie Promärkornung und Porosität ab.

Die Quantifizierung des in Böden gespeicherten Kohlenstoff-Pools ist eine wichtige Aufgabe im Zusammenhang mit der Abschätzung der Auswirkungen der globalen Klimaänderung (BARITZ et al. 2005). Elementpools, wie der Kohlenstoff-Pool, können aber nur dann richtig berechnet werden, wenn eine zuverlässige Quantifizierung des Verhältnisses Feinerde zu den größeren Bodenfraktionen verfügbar ist – andernfalls würde einer solchen Berechnung eine unverhältnismäßige Unsicherheit zugrunde gelegt werden (WIRTH et al. 2004). Auf die Wichtigkeit der Steine als pflanzenverfügbaren Nährstoffpool in Waldböden und die denkbare Einbeziehung dieses Aspektes in Monitoring-Routinen wurde von HEISNER et al. (2004) hingewiesen. Entsprechend den ICP Forest-Regularien sind Bodendaten im europäischen Monitoringsystem nur als punktbezogene Information an Bodenprofilen im 16 x 16 km-Raster und zusätzlich an 870 intensiv beprobten Monitoringorten verfügbar (ICP FORESTS 2006). Nationale Bodenmonitoringsysteme sind auch im dichteren Raster verfügbar. Dennoch ist, dessen ungeachtet, gemessene Bodeninformation für den Großteil der Forstfläche nicht verfügbar. Wenn Bodeninformation, und insbesondere solche zu bodenphysikalischen Parametern, für die Auswertung ökologischer Effekte der Waldbewirtschaftung benötigt wird, dann ist die Regionalisierung der verhältnismäßig wenigen Bodendaten mithilfe multivariater statistischer Modelle ein zentraler methodischer Schritt, um Bodeninformationen auf die gleiche räumliche Skalenebene zu übertragen, auf der die Waldbewirtschaftung stattfindet (ZIRLEWAGEN & VON WILPERT 2004).

Durch die vorliegende Studie werden alle für die Parametrisierung von in der Literatur eingeführten PTFs (z. B. TEEPE et al. 2003 oder WÖSTEN et al. 2001) zur Schätzung von bodenhydraulischen Eigenschaften benötigten bodenphysikalischen Basisparameter in regionalisierter Form flächendeckend zur Verfügung gestellt. Für den ebenfalls als Eingangsgröße der PTFs benötigten Kohlenstoffvorrat besteht bereits eine Regionalisierung (ZIRLEWAGEN & VON WILPERT 2010). Dies gilt auch für die im gleichen Heft von PUHLMANN & VON WILPERT (2011) vorgestellten, verbesserten PTFs, mit der Ausnahme des Prädiktors „Aggregatgröße“, die jedoch nur für die Schätzung der van Genuchten-Parameter α und τ (VAN GENUCHTEN 1980) und nicht für die Schätzung der kapazitiven Kenngrößen benötigt werden. Bei der Verwendung von aus Regionalisierungsmodellen geschätzten Eingangsgrößen für PTFs zur Berechnung bodenhydraulischer Eigenschaften ist jedoch zu bedenken, dass dabei zwei Modellansätze mit ihren jeweiligen Modellfehlern miteinander verrechnet werden. Aufgrund der Komplexität dieses kombinierten Modellansatzes ist eine Validierung der Modellergebnisse durch formal statistische Aufklärung der Fehlerfortpflanzung kaum möglich. Diese ist jedoch auf empirischem Weg möglich, indem mittels der von PUHLMANN et al. (2009) vorgestellten Methodik an ausgewählten Punkten

des Regionalisierungsgebiets die bodenhydraulischen Eigenschaften durch „Multistep-Outflow-Experimente“ bestimmt werden. In Baden-Württemberg liegen an den Messnetzpunkten der BZE in zwei Bodentiefen gemessene Daten zur Wasserretention und Wasserleitfähigkeit vor, so dass eine empirische Validierung von auf regionalisierten bodenphysikalischen Eingangsgrößen basierenden PTF-Ergebnisse an den 304 Messnetzpunkten der BZE möglich ist. Somit eröffnet die vorliegende Studie die Option, dynamische Wasserhaushaltsmodelle im quasi-kontinuierlichen Geländebezug mit bestimmbar Modellfehler anzuwenden. Dies ist angesichts der durch Klimawandel sich verändernden Wasserverfügbarkeit als neuer waldbaulicher Randbedingung von entscheidender, praktischer Bedeutung.

Danksagung

Diese Studie wäre ohne die umfangreiche Förderung der erweiterten bodenphysikalischen Messungen an den Profilen der BZE II durch das Land Baden-Württemberg nicht möglich gewesen. Von Seiten des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau im Regierungspräsidium Freiburg möchten wir Herrn Frank Waldmann für die Unterstützung dieser Studie durch Bereitstellung der Bodenprofilaten unter Wald des LGRB danken.

Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Hannover, 438 pp.
- AHUJA, L.R., MA, L., TIMLIN, D.J. (2006): Trans-disciplinary soil physics research critical to synthesis and modeling of agricultural systems. *Soil Science Society of America Journal* **70**: 311-326.
- BARITZ, R., ROVIRA, P., ROMANYA, J., ERLANDSSON, M., VAN RANST, E., ZIRLEWAGEN, D. (2005): Validated, representative soil carbon profiles under forest vegetation. Part I Final Report for Deliverable 3.1, Multi-source inventory methods for quantifying carbon stocks and stock changes in European forests (CarboInvent).
- BEHRENS, T., SCHOLTEN, T. (2006): Digital soil mapping in Germany – a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **169**: 434-443.
- BMELV BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). HASTIE, T., TIBSHIRANI, R., FRIEDMAN, J. (2001): *The Elements of Statistical Learning*. Springer Verlag, New York.
- HEISNER, U., RABER, B., HILDEBRAND, E.E. (2004): The Importance of the Skeleton in Forest Sites of the Southern Black Forest. *European Journal of Forest Research* **123**: 249-257.
- HILDEBRAND, E.E., SCHACK-KIRCHNER, H. (2002): The influence of compaction on soil structure and functions in forest sites. In: AMBASHT, R.S., AMBASHT, N.K. (eds.) *Modern Trends in Applied Terrestrial Ecology*. Kluwer Academic Publishers: 1-11.
- HILLEL, D. (1998): *Environmental soil physics*. Academic Press, London, UK.
- INTERNATIONAL CO-OPERATIVE PROGRAMME ON ASSESSMENT AND MONITORING OF AIR POLLUTION EFFECTS ON FORESTS (ICP FORESTS 2006): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Part I*. (At: <http://www.icp-forests.org/>. Accessed: 29/01/2007)
- LUBW LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG / UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (2007): WABOA - Wasser und Bodenatlas Baden-Württemberg.
- MCBRATNEY, A.B., ODEH, I.O.A., BISHOP, T.F.A., DUNBAR, M.S., SHATAR, T.M. (2000): An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma* **97**: 293-327
- PUHLMANN, H., VON WILPERT (2011): Datenbank hydraulischer Eigenschaften von Waldböden – Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 61-71.
- PUHLMANN, H., VON WILPERT, K., LUKES, M., DRÖGE, W. (2009): MULTISTEP OUTFLOW EXPERIMENTS TO DERIVE A SOIL HYDRAULIC DATABASE FOR FOREST SOILS: *EUROPEAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE* **60**(5): 792-806.
- TEEPE, R., DILLING, H., BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **166**: 111-119.
- VAN GENUCHTEN, M.Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* **44**: 892-898.
- WENKEL, K.-O., SCHULZ, A. (1999): Vom Punkt zur Fläche – das Skalierungs- bzw. Regionalisierungsproblem aus der Sicht der Landschaftsmodellierung. In: STEINHARDT, U., VOLK, M. (eds.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*. Forschung - Planung - Praxis. Teubner: 19-40.
- WIRTH, C., SCHWALBE, G., TOMCZYK, S., SCHULZE, E.D., SCHUMACHER, J., VETTER, M., BÖTTCHER, H., WEBER, G., WELLER, G. (2004): Dynamik der Kohlenstoffvorräte und -flüsse in den Wäldern Thüringens. Ergebnisse einer laufenden Studie zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls. Jena, Gotha.
- WÖSTEN, J.H.M., PACHEPSKY, YA.A., RAWLS, W.J. (2001) Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology* **251**: 123-150.
- ZIADAT, F.M. (2005): Analyzing digital terrain attributes to predict soil attributes for a relatively large area. *Soil Science Society of America Journal* **69**: 1590-1599.
- ZIRLEWAGEN, D., VON WILPERT, K. (2004): Using model scenarios to predict and evaluate forest management impacts on soil base saturation at landscape level. *Eur. J. Forest Res.* **123**: 269-282.
- ZIRLEWAGEN, D., VON WILPERT, K. (2010): Upscaling of environmental information – support of land-use management decisions by spatio-temporal regionalization approaches. *Environmental Management*, <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9468-4>
- ZIRLEWAGEN, D., RABEN, G., WEISE, M. (2007): Zoning of forest health conditions based on a set of soil, topographic and vegetation parameters. *For. Ecol. Manage.* **248**: 43-55.

submitted: 11.11.10
 reviewed: 03.01.11
 accepted: 03.02.11

Autorenanschrift:

Dr. Dietmar Zirlewagen
Interra, Büro für Umweltmonitoring
St.-Peter-Str. 30, D-79341 Kenzingen
Tel.: +49 7644-930539
E-Mail: d.zirlewagen@interra.biz
Internet: www.interra.biz

Dr. Klaus von Wilpert
FVA Baden-Württemberg
Abteilung Boden und Umwelt,
Wonnhaldestraße 4, D-79100 Freiburg
Telefon: +49 761 4018-173
E-Mail: Klaus.Wilpert@forst.bwl.de

Methoden zur Ableitung des Grundwasserflurabstandes aus Karten der forstlichen Standortkartierung und digitalen Geländemodellen in Brandenburg

A method to estimate groundwater depth from forest site mapping data and digital elevation models

Alexander Russ & Winfried Riek

Abstract

In this paper a new approach for estimating continuous groundwater depths using forest site mapping data of the federal state of Brandenburg and digital elevation models is presented. The underlying idea of this approach is to combine the upper and lower limits of the mapping units (groundwater depth classes of special site types and site type groupings) and the relative elevations inside each individual site type area calculated from the digital elevation model. By this means, consideration of the landscape morphology allows groundwater depths to be estimated continuously for grids with various resolutions. Depending mainly on the spatial and vertical resolution of the applied digital elevation model, the results are improved significantly compared to simply regionalizing site-type-specific mean values.

The presented method was used to generate continuous groundwater depths based on the existing forest site maps of the federal state of Brandenburg for more than two-thirds of the forest area. The data obtained will be used in a larger research project, carried out at the Forestry Competence Centre, Eberswalde, to analyze regional and site-specific impacts of climate change.

Keywords: *groundwater level, digital elevation model, forest site mapping, north-eastern lowlands, Brandenburg, water balance*

Zusammenfassung

Für das umfangreiche Datenmaterial der forstlichen Standortserkundung in Brandenburg wurde ein EDV-gestütztes Verfahren zur Ableitung kontinuierlicher Grundwasserflurabstände aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte (Stamm-Standortsform und Stamm-Standortsformengruppen) und digitalen Geländemodellen (DGM) entwickelt. Grundlage dafür war die Kombination von Grenzwerten dieser Legendeneinheiten mit der aus dem DGM berechneten relativen Geländehöhe für die diskreten Flächen der Standortformen. Durch dieses Vorgehen wurde die Geländemorphologie in das Verfahren zur Ableitung der Grundwasserflurabstände integriert. Dadurch ergibt sich eine, insbesondere gegenüber der Verwendung von auf der Übernahme von Mittelwerten basierenden Ansätzen, verbesserte Abbildung der Grundwasserflurabstände. Hauptsächlich in Abhängigkeit von der Genauigkeit der verwendeten Geländemodelle können somit räumlich beliebig aufgelöste kontinuierliche Grundwasserflurabstände berechnet werden. Das Verfahren wurde anhand der bestehenden Standortskarten auf über zwei Dritteln der Waldfläche Brandenburgs zur Generierung von Grundwasserflurabstandsinformationen

angewandt und soll im Rahmen eines übergeordneten Projektes zu regionalen und standortsbedingten Unterschieden der Auswirkungen des Klimawandels eingesetzt werden.

Schlüsselwörter: Grundwasserflurabstand, digitales Geländemodell (DGM), forstliche Standortkartierung, Nordostdeutsches Tiefland, Brandenburg, Wasserhaushalt

1 Einleitung

Der Grundwasserflurabstand wurde seit Beginn der flächendeckenden Kartierung der forstlichen Standorte des Nordostdeutschen Tieflandes im Rahmen der forstlichen Standortkartierung in den fünfziger Jahren des letzten Jahrhunderts in allen Kartierverfahren und Entwicklungsstufen der einzelnen Verfahren mit erkundet und bei der Bewertung der Standorte berücksichtigt. Die als Ergebnisse mehrerer Jahrzehnte Kartierarbeit für große Teile der forstlichen Standorte des Nordostdeutschen Tieflandes vorliegenden Karten stellen einen bedeutenden "Datenschatz" zu den Grundwasserverhältnissen der forstlichen Standorte dar. 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 2011). In dieser Arbeit wurde das DGM genutzt, um die Informationen aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte zu disaggregieren (vgl. MÖLLER 2004). Die Berechnung der Grundwasserflurabstände erfolgte für ein brandenburgweites 100 m x 100 m Raster im Rahmen eines Vorhabens am Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde zu regionalen und standortsbedingten Unterschieden der Auswirkungen des Klimawandels (vgl. RIEK 2010). Die Grundwasserflurabstände sollen in diesem Vorhaben zur Regionalisierung von Wasserhaushaltskennwerten für die Waldfläche Brandenburgs verwendet werden. Der entwickelte Ansatz sollte daher vor allem eine gute quantitative Reproduktion der in den Standortskarten enthaltenen Grundwasserflurabstandsinformationen ermöglichen. Die Problematik der eng mit den Flurabständen verknüpften Strömungsverhältnisse im Grundwasser (insbesondere im Zusammenhang mit Arealgrenzen) war indes von untergeordneter Bedeutung.

Der vorliegende Beitrag behandelt detailliert methodische und technische Aspekte der Generierung von

Grundwasserflurabstandsdaten. Insbesondere die Methodik soll ausführlich dargestellt werden. Das Ergebnis in Form von Grundwasser-Flurabstandskarten und insbesondere deren Validierung soll zu einem späteren Zeitpunkt publiziert werden.

2 Datengrundlagen

2.1 Grundwasserflurabstandsinformationen in den forstlichen Standortskarten

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

Aufgrund der historischen Entstehung der Standortskarten 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 (SCHULZE 1996a) für den langjährigen Frühjahrs- und Herbststand angesprochene Grundwasserflurabstandsstufen (Tabelle 1). Die erste Ziffer beschreibt dabei den Grundwasserflurabstand im Frühjahr, die zweite den tieferen Stand im Herbst
- **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 Standortform interpretierbare Grundwasserflurabstandsstufen aus frühen Kartierungen vor Einführung des Feinbodenformensystems, für standörtlich sehr heterogene Gebiete und Areale sowie für durch den Menschen geschaffene Sonderstandorte

Für 67 % der ca. 1 Mio. ha umfassenden Waldfläche Brandenburgs liegen bereits Kartierungsergebnisse im Feinbodenformensystem vor. Ergänzend sind für 11 % der Fläche Ergebnisse aus Altkartierungen sowie für Komplex- und Sonderstandorte verfügbar. 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 Standortformen abgeleitet.

Für die kartierten diskreten Flächen liegen oft mehrere (bis maximal drei) für die Fläche gültige Grundwasserflurabstände

Tab. 1: Grundwassertiefenstufen der SEA 95 und SEA 74.

Tab. 1: Groundwater depth classes of SEA 95 and 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

aus sogenannten „kleinflächigen Wechsellern“ vor. Für die bis zu drei unterschiedlichen Grundwasserflurabstände innerhalb eines Polygons sind in den Karten die zugehörigen Flächenanteile für jeden Grundwasserflurabstand als „Anteilszehntel“ angegeben (vgl. Kap. 3.2 und Abbildungen 1a und 1d).

Die Grundwasserflurabstände wurden im Rahmen der neueren Kartierungen (Feinbodenformensystem) nach den in Tabelle 1 aufgeführten Grundwassertiefenstufen unterschieden (einzelne Ziffern nach SEA 74 bzw. erste Ziffer bei zweistelligen Angaben entsprechend der SEA 95).

Im Fall von Sonder- und Komplexstandorten sowie für Areale, die bisher nur mit älteren Verfahren standortkundlich bearbeitet wurden, konnte, wenn für die Standorte Informationen auf der Bewertungsebene (Stamm-Standortsformengruppe) vorlagen, die Grundwasserflurabstandstufe aus diesen abgeschätzt werden. Dabei wurden die in Tabelle 2 aufgeführten, aus der SEA abgeleiteten Zuordnungen getroffen.

Die entsprechenden Karten wurden traditionell als „Inselkarten“ auf Ebene der Forstreviere als direkte Arbeitsgrundlage für den örtlichen Wirtschaftler gefertigt. Die ursprünglich vorwiegend als Drucke vorliegenden Karten wurden für Brandenburg durch das Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde digitalisiert und konnten als Vektordaten im Format „ARC/GIS-Personal-Geodatabase“ für das o.g. Vorhaben bereitgestellt werden.

2.2 Digitales Geländehöhenmodell

Als digitales Geländehöhenmodell (DGM) konnte das DGM 25-3-LBGR des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) für die Projektbearbeitung verwendet werden. Das DGM wurde durch die Fa. Scilands im Auftrag des LBGR unter Gesichtspunkten einer bodenkundlich orientierten Relieffanalyse 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 Geländehöhenmodell 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 Modelles beträgt einheitlich 25 m. Die Höhengenaugigkeit 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).

Tab. 2: Zuordnung der Stammstandortsformengruppe zu Grundwassertiefenstufen für Altkartierungen sowie Komplex- und Sonderstandorte.

Tab. 2: Assignment of mapping units and groundwater depth classes for historic mapping approaches, heterogeneous sites and anthropogenically altered areas.

Standortsformengruppe		Stufe	Standortsformengruppe		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			

3 Methodisches Vorgehen bei der Ableitung der Grundwasserflurabstände

Das Vorgehen bei der Berechnung der Grundwasserflurabstände gliedert sich in drei aufeinander folgende Schritte. Im ersten Schritt (Kap. 3.1) wurden Geometrien und Attributtabelle der digitalen forstlichen Standortskarte für die anschließenden Berechnungen technisch aufbereitet und ausgewertet. Danach wurde für jede der 100 m x 100 m Rasterzellen eine eindeutig zugeordnete Grundwasserflurabstandsstufe bestimmt (Kap. 3.2). Abschließend wurden dann kontinuierliche Grundwasserflurabstände aus neu gebildeten Arealen mit eindeutig zugeordneten Grundwasserflurabstandsstufen und dem digitalen Geländemodell berechnet (Kap. 3.3 und 3.4).

3.1 Technische Aufbereitung der standortkundlichen Vektordaten

Die als digitalisierte Rohdaten im Format "ARC/GIS-PersonalGeodatabase" vorliegenden Vektordaten zu den flächig kartierten Stammeigenschaften der Standortform wurden zunächst in ArcCatalog als Shapefile exportiert. Dies war erforderlich, um eine weitere Auswertung der Attributtabelle mit SPSS (SPSS 2006) und die Verarbeitung der Geodaten mit der Open Source Software SAGA (CONRAD 2007, CIMMERY 2007, OLAYA 2004) zu ermöglichen. Danach wurden mit Hilfe der ArcView-Erweiterung Memo-Tools (KUTTIG 2008) noch in den Daten enthaltene doppelte und sich überlappende Polygone lokalisiert und korrigiert.

Die Grundwasserflurabstandsstufe lag in den Attributtabelle als Bestandteil der Stamm-Standortsform in einem den Karteneinträgen gleichenden Textfeld vor. Aus diesem Textfeld wurden die für die Ableitung der Grundwasserflurabstände benötigten Informationen zu Feinbodenform, Unterlagerung und Grundwassertiefenstufe selektiert.

3.2 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 Feinbodenformenkatalogs (SCHULZE 1998) in Abhängigkeit von der Hauptbodenform vorgenommen.

Um konkrete Grundwasserflurabstandsstufen für die einzelnen Punkte des angestrebten 100 m x 100 m Rasters (vgl. Kap. 1) übernehmen zu können, mussten zunächst die als "kleinflächige Wechsel" kartierten Areale mit unterschiedlichen Grundwasserflurabständen aufgelöst werden. "Kleinflächige Wechsel" stellen eine Besonderheit der im Verfahren der forstlichen Standortskartierung gebildeten Legendeneinheiten dar (vgl. SCHULZE 1996b). In diesem Fall wurden bis zu drei verschiedene Standortformen für ein Polygon ausgewiesen und diesen entsprechend der Häufigkeit ihres Auftretens im Gelände ein Flächenanteil ("Anteilszehntel") zugeordnet. Ein typisches Beispiel für einen "kleinflächigen Wechsel" ist der Karteneintrag in Abbildung 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 Tieflehm-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 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 Areal (Anteilszehntel) erreicht. In den Abbildungen 1a bis 1d lässt sich der gewählte Ansatz, ausgehend vom ursprünglichen Karteneintrag (Abb. 1a) bis zu den neu abgegrenzten Grundwasserflurabstandsstufen (Abb. 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. 1b) wurde dann mit den booleschen Funktionen des SAGA "Grid Calculator" das Grid mit den Perzentilklassen abgeleitet (Abb. 1c). Dabei beinhaltet die Klasse 10 alle Geländehöhen < 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 Funktionen des SAGA "Grid Calculator" mit dem Grid der Perzentilklassen (Abb. 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 1c und 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 aufgrund 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.

3.3 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 x 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 Annahme, dass das Höhenprofil der Grundwasseroberfläche "ruhiger" ist als das der Geländeoberfläche, folgende aus den Vorgaben der Kartieranleitung (SCHULZE 1996b) abgeleitete Annahmen:

- bei der Kartierung wurden diskrete Flächen anhand der Wertespannen der Grundwasserflurabstandsstufen gebildet
- innerhalb eines Areals sind kleinflächige Abweichungen von der Grundwasserflurabstandsstufe auf bis zu 10% der Fläche möglich

Darauf aufbauend wurden die Grundwasserflurabstände für die einzelnen 100 m x 100 m Punkte 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. 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 (vgl. SCHULZE 1996b) 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

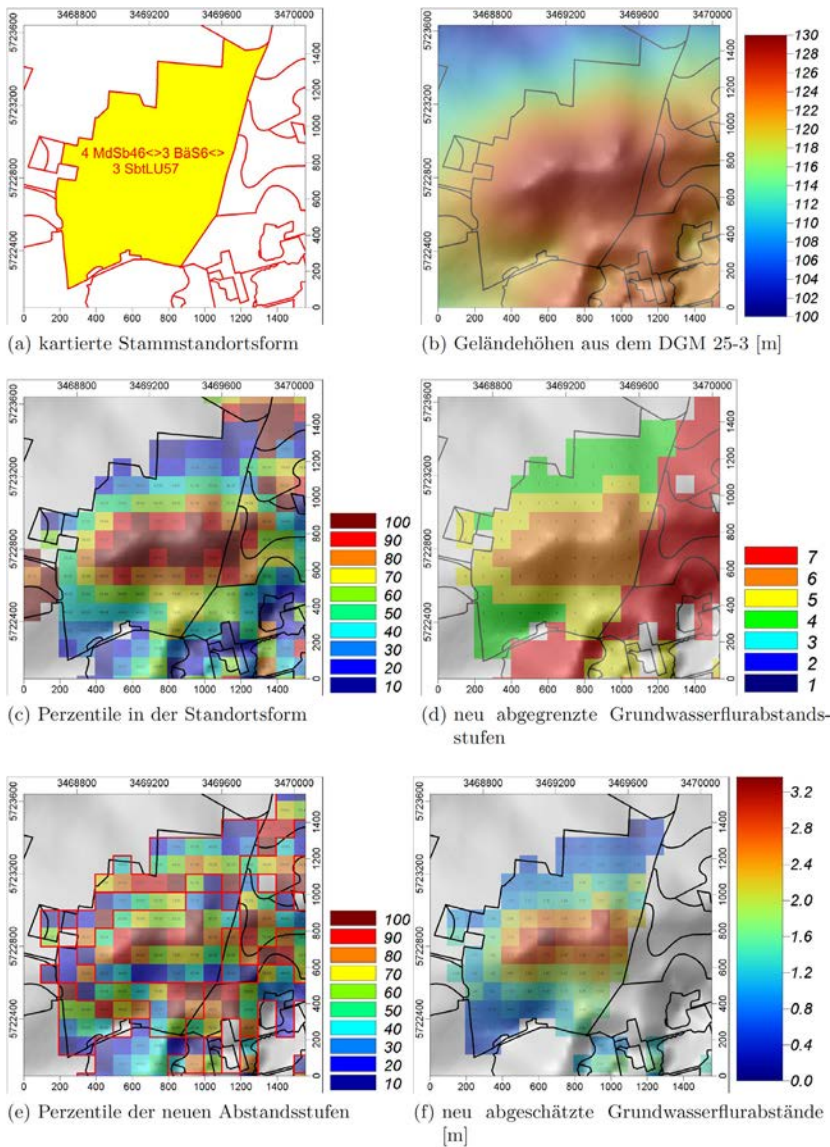


Abb. 1: Zwischenschritte zur Ableitung der Grundwasserflurabstände für ein Areal mit drei unterschiedlichen kartierten Grundwasserflurabstandsstufen.

Fig. 1: Steps to estimate groundwater depths for an area characterized by three different groundwater depth classes.

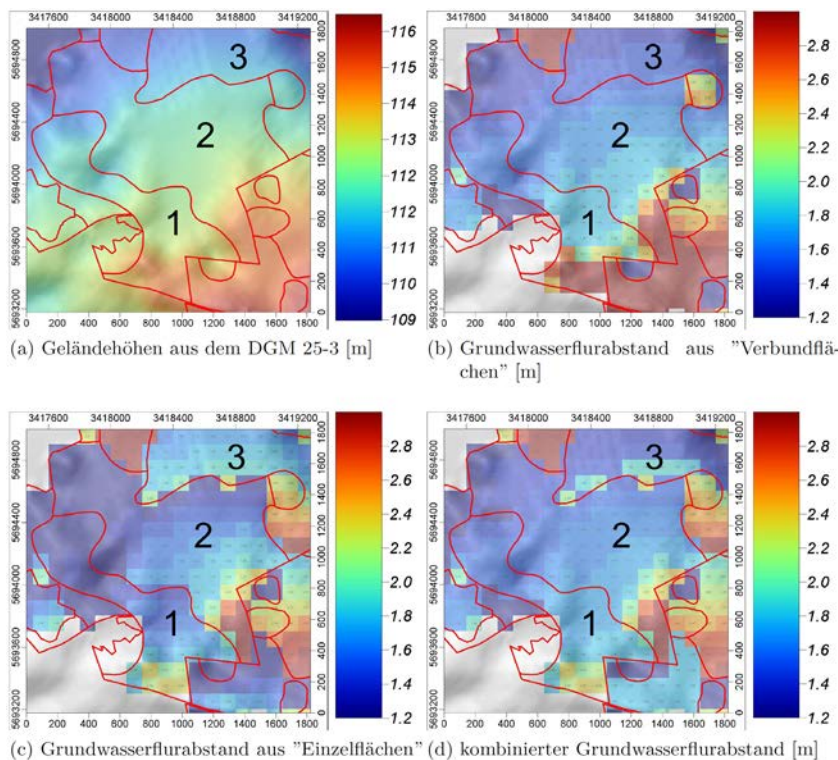


Abb. 2: Problematik angrenzender Standortsformen gleicher Grundwasserflurabstandsstufe am Beispiel von drei entlang eines von Nord-Ost nach Süd-West zunehmenden Höhengradienten angeordneter Standortsformen der Grundwasserflurabstandsstufe 5.

Fig. 2: Difficulties in connection with adjacent mapping units of the same groundwater depth class. Example of an area of three mapping units (groundwater depth class 5) arranged along a northeast-southwest altitude gradient.

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. 3.2) 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.

3.4 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. 2) führen:

1. jedes Polygon wird weiterhin separat bearbeitet, d. h. die Polygone der ursprünglichen Standortsformen werden vollständig erhalten (vgl. Abb. 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. 2b)

Bedeutsam werden die Unterschiede zwischen beiden Varianten insbesondere dann, wenn wie in Abbildung 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, 2 und 3) in Abbildung 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. 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. 2c) kommt es an den Grenzen zwischen den Standortsformen gleicher Grundwasserflurabstandsstufe zu unplausiblen Randeckeffekten in Form großer Grundwasserflurabstandsdifferenzen, da an den Grenzen (bei einem kontinuierlichen Höhengradienten) hohe und niedrige Perzentilklassen aufeinander treffen. Im Beispiel in Abb. 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. 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 der 10- und 100-Perzentilklassen übernommen. Im Ergebnis zeigt sich in Abb. 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.

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 Flächenzahl (insbesondere durch Zusammenschluss der dominierenden Grundwasserflurabstandsstufe 7) wesentlich weniger zeitaufwändig.

4 Diskussion und Ausblick

Die entwickelte Methode zur Ableitung der Grundwasserflurabstände erscheint geeignet, die Grundwasserflurabstandsstufen aus forstlichen Standortskarten durch die Kombination mit digitalen Geländemodellen in kontinuierliche Grundwasserflurabstände frei wählbarer Rasterweite zu übertragen. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die erreichbaren Genauigkeiten vom verwendeten digitalen Geländemodell und der tatsächlichen Genauigkeit der Standortskarte limitiert sind. So wurden die zugrunde liegenden Standortskarten für den Zielmaßstab 1:10.000 mit durchschnittlich ca. einem Bohrpunkt auf 4 ha Fläche erarbeitet (vgl. SCHULZE 1996b). 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 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 2011).

Für Gebiete mit Substraten hoher gesättigter Wasserleitfähigkeit (Sandergebiete, Urstromtäler) sind insgesamt plausiblere Ergebnisse zu erwarten als für Gebiete mit geringer Wasserleitfähigkeit (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. NIELSEN & WENDROTH 2003, WEBSTER & OLIVER 2007), wie sie von HANNAPPEL & RIEK (2011) in Brandenburg zur Interpolation von Grundwasserflächen 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 Grundwasserflächen anhand aus den Polygonen abzuleitender Stützstellen, neigt die vorgestellte Methode häufiger zu Randeffekten an den Übergängen zwischen den Arealen der Standortformen (vgl. Kap. 3.4). 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 pflanzenreicher Grundwassers unter Wald für viele Gebiete Brandenburgs zu den Daten der forstlichen Standortkartierung gegenwärtig keine vergleichbaren Alternativen bestehen. Zur Vorhersage von Fließrichtungen und zur Verwendung in komplexen die Grundwasserströmung berücksichtigenden Modellen (vgl. 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 Endmoränen erscheint es interessant, die Methodik durch Integration von Punktinformationen der Standortskarte zum Grundwasserflurabstand zu erweitern. So sind die in den Standortskarten durch Punktinformationen gekennzeichneten kleinräumigen Bereiche unterschiedlicher Grundwasserflurabstände für die Grund- und Endmoränen besonders typisch.

Im Rahmen des o. g. Projekts zu regionalen Unterschieden der Auswirkungen des Klimawandels (RIEK 2010) ist vorgesehen, die aus der forstlichen Standortskarte gewonnenen Informationen zum Grundwasserflurabstand mit stichzeitraumbezogenen Grundwasserinformationen von Grundwassermessstellen, Messstellen an Oberflächengewässern (Pegeldaten) sowie zusätzlichen Daten zu Oberflächengewässern aus der topografischen Karte (HANNAPPEL & RIEK 2011) zu verknüpfen. In diesem Zusammenhang wird somit eine Verifizierung durch Vergleich mit einem aus einer unabhängigen Datengrundlage abgeleiteten Modell für Teilgebiete im Bereich der Urstromtäler und Sanderflächen möglich.

Danksagung

Wir danken dem Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (Dr. D. Kühn, Dr. A. Bauriegel) für die Beratung zu verfügbaren Geländemodellen und für die Bereitstellung des in diesem Projekt verwendeten DGM 25-3-LBGR.

Literatur

- CIMMERY, V. (2007): User Guide for SAGA (version 2.0). <http://sourceforge.net/projects/saga-gis/files/>.
- CONRAD, O. (2007): SAGA – Entwurf, Funktionsumfang und Anwendung eines Systems für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen. Dissertation: Georg-August-Universität zu Göttingen. <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2007/conrad/conrad.pdf>.

- GEHRT, E., BOCK, M. (2009): Ermittlung der Grundwasserflurabstände auf Grundlage digitaler Höhenmodelle. In: Jahrestagung der DBG in Bonn: http://eprints.dbges.de/306/1/Text_GW_3.pdf.
- HANNAPPEL, S., RIEK, W. (2011): Berechnung des Flurabstandes des oberflächennahen Grundwassers der Waldfläche Brandenburgs für hydrologisch typische Zeiträume. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* **55** (1): (im Druck).
- KÖTHE, R. (2007): Expertise – Qualität des DGM25 von Brandenburg und durchgeführte Qualitätsverbesserungen. scilands GmbH im Auftrag des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR): 16 S.
- KUTTIG, H. (2008): MEMO-TOOLS VERSION 6.5. GEO-NET Umweltconsulting GmbH: Hannover.
- MÖLLER, M. (2004): Disaggregation von Bodeninformationen auf der Grundlage digitaler Reliefdaten. In: GIS-gestützte Bewertung von Bodenfunktionen – Datengrundlagen und Lösungsansätze. Wichmann-Verlag: 67-89.
- NIELSEN, D.R., WENDROTH, O. (2003): Spatial and temporal statistics: Sampling field soils and their Vegetation. *GeoEcology textbook*: Catena Verlag, Reiskirchen: 398 S.
- OLAYA, V. (2004): A gentle introduction to SAGA GIS: <http://www.saga-gis.org/en/about/references.html>.
- RIEK, W. (2010): Regionale und standortsbedingte Unterschiede zu den Auswirkungen des Klimawandels. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 5. Winterkolloquium am 25. Februar 2010 in Eberswalde. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* **44**: 38-48.
- SCHULZE, G. (1996a): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – (Standorterkundungsanl.) SEA **95**: Bd. A – Standortform: 1-298.
- SCHULZE, G. (1996b): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – (Standorterkundungsanleitung) SEA **95**: Bd. B – Praktisches Arbeitsverfahren: 1-252.
- SCHULZE, G. (1998): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – (Standorterkundungsanleitung) SEA **95**: Bd. D – Bodenformen-Katalog. 3. Aufl.: 1-252 S.
- SPSS (2006): SPSS 15.0 Command Syntax Reference. SPSS Inc.: Chicago. <http://www.spss.com>.
- STEIDEL, J., MERZ, C., DANNOWSKI, R. (1999): GIS-gestützte Parameterisierung hydrogeologischer Datenmodelle für die Grundwassermodellierung in jungpleistozänen Einzugsgebieten. In: FOHRER, N., DÖLL, P. (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten – Workshop am 19./ 20. 11.98 in Rauschholzhausen bei Gießen. Kassel University Press: 197-205. <http://www.upress.uni-kassel.de/online/frei/978-3-933146-21-2.volltext.frei.pdf>.
- WEBSTER, R., OLIVER, M.A. (2007): *Geostatistics for Environmental Scientists*. 2. Aufl., Statistics in practice: John Wiley & Sons, Ltd., Chichester [u. a.]: 315 S.

submitted: 22.11.10

reviewed: 03.01.11

accepted: 03.02.11

Autorenanschrift

Alexander Russ, Prof. Dr.-Ing. Winfried Riek,
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH)
und Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Alfred-Möller-Str.1
16225 Eberswalde
E-Mail: Alexander.Russ@hnee.de
E-Mail: Winfried.Riek@hnee.de

Konzept für ein quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Lufthaushaltes von Waldböden in Bayern

A concept for quantitative characterization of the air balance in Bavarian forest soils

Wolfgang Falk, Sebastian Osenstetter & Elke Dietz

Abstract

Site-specific descriptions of soil water balance and soil air balance are important for tree species selection in forestry. We present a concept for describing the soil air balance for Bavaria. It is an enhancement of an empirical multiple linear regression model that explains soil oxygen deficiency in terms of topographic, climate and soil parameters. We modelled numerous combinations of site conditions with the hydrologic model LWF-Brook90 to determine an estimator for soil oxygen deficiency. This estimator reflects water logging that persists for a certain length of time. In a second step we will develop a new regression model and combine this information with topographical information about additional water fluxes in a GIS. We aim to combine both steps in order to describe the air balance of forest soils for the entirety of Bavaria.

Keywords: waterlogged soil, impeded drainage, LWF-Brook90, hydrologic model, GIS, topographic parameter

Zusammenfassung

Da neben der Beschreibung des Wasserhaushaltes auch die Kenntnis über Luftmangel für die standortgerechte Baumartenwahl wichtig ist, wird ein Konzept für die bayernweite Beschreibung des Lufthaushaltes vorgestellt. Es ist eine Weiterentwicklung eines empirischen Regressionsmodells, das die Staunässe mittels Geländeparametern, Klima und Bodendaten abschätzt. Dazu wurden mit dem Wasserhaushaltsprogramm LWF-Brook90 zahlreiche Kombinationen von Standortsfaktoren simuliert und eine Schätzgröße für Luftmangel ausgegeben. Diese Größe beschreibt die Einschränkung des Lufthaushaltes über einen längeren Zeitraum. In einem weiteren Schritt wird dieser deterministische Luftmangelparameter über ein neues Regressionsmodell abgeleitet und mit zusätzlichen topographischen Informationen über Zu- und Abflüsse in einem GIS kombiniert. Ziel ist es, für ganz Bayern den Lufthaushalt von Waldböden zu beschreiben.

Schlüsselworte: Staunässe, LWF-Brook90, Wasserhaushaltsmodell, GIS, Geländeparameter

1 Einleitung

Der Wasser- und Lufthaushalt von Waldböden wird seit langem als einer der wichtigsten Standortsfaktoren angesehen. Die Wasserhaushaltsstufen bestimmen ganz wesentlich waldbauliche Entscheidungen wie die Baumartenwahl. Dabei gibt es in den Bundesländern unterschiedliche Verfahren. Ihnen gemeinsam ist, dass sie die verschiedenen Komponenten des Wasserhaushaltes berechnen oder schätzen und logisch miteinander verknüpfen (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003). Neben

dem notwendigen Wasserangebot gibt es auch Standorte, an denen es durch ein zeitweise zu hohes Wasserangebot zu Sauerstoffmangel kommt. Diese Nassperioden werden vom AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) als Phasen definiert, in denen über mehrere Tage am Stück nahezu vollständige Wassersättigung herrscht. Das kann in der Vegetationsperiode zur Einschränkung des Lufthaushaltes, folglich zur Störung des Stoffwechsels bis hin zum Absterben von Feinwurzeln und damit zu Wachstumshemmung führen (LYR et al. 1992, S. 302).

Für eine erfolgreiche Baumartenempfehlung ist daher auch die Bewertung des Lufthaushaltes, also der Staunässe, entscheidend. Um die Bewertung des Wasser- und Lufthaushaltes objektiv und im Zusammenhang mit dem prognostizierten Klimawandel flexibel zu gestalten, sind deterministische Wasserhaushaltsmodellierungen und Analysen mit Geoinformationssystemen sowie Regionalisierungen unumgänglich (SCHWÄRZEL et al. 2009). Die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Bodenfeuchte bedingt allerdings erhebliche Skalierungsschwierigkeiten bei der Modellierung (WESTERN et al. 2002). In Anlehnung an die Beschreibung des pflanzenverfügbaren Wassers in Bayern (SCHULTZE et al. 2005, FALK et al. 2008, FALK & DIETZ 2009) wird ein Konzept vorgeschlagen, das den Lufthaushalt durch die Kombination aus physikalischen Wasserhaushaltsmodellen und Methoden der Regionalisierung und Reliefanalyse auf der gesamten Privat- und Körperschaftswaldfläche Bayerns hoch aufgelöst berechnet. Damit wären Prognosen in die Zukunft mit sich ändernden Niederschlagsverteilungen möglich.

2 Methoden

2.1 Konzept der Beschreibung des Lufthaushaltes

Grundlegende Probleme zur Beschreibung staunasser Standorte bestehen darin, dass die optischen Staunässemerkmale substratspezifisch überprägt oder reliktsch sein können, was im Gelände zu Fehlinterpretationen führen kann. Des Weiteren existieren in der Literatur für größere räumliche Skalen kaum Indizes, welche den Grad der Pseudovergleyung sowie die daraus resultierenden Auswirkungen auf den Baum hinreichend quantifizieren, was vor allem den komplexen Zusammenhängen zwischen Luftmangel, Stoffwechsel, Wachstum und einer Rückkopplung der Durchwurzelung auf den Staueffekt selbst geschuldet ist (LANGE et al. 2009). Aus diesem Grund ist es nötig, ein rechengestütztes Verfahren zur Entwicklung einer solchen räumlichen Schätzgröße herzuleiten. Das hier erstmals erläuterte Konzept zur Beschreibung des Lufthaushaltes für bayerische Waldböden beruht auf mehreren Schritten. Der erste Schritt ist die deterministische Modellierung von Wasserhaushaltsparametern und die Regionalisierung von

Schätzgrößen zum Lufthaushalt durch Boden- und Klima-prädiktoren. Diese Schätzgrößen stufen die Standorte relativ zueinander bezüglich der Einschränkung des Lufthaushaltes ein. Das verwendete Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) berücksichtigt allerdings nicht die Zu- und Abflüsse, so dass diese Abstufung nur für ebene und schwach geneigte Standorte gilt, an denen hangparallele Flüsse eine untergeordnete Rolle spielen. Da die Verwendung eines Gebietswasserhaushaltsmodells auf einer Fläche von über 7 Mio. ha nicht zielführend ist, beruht der nächste Schritt auf der gesonderten Analyse von Reliefeigenschaften, die eine wesentliche Komponente des Wasserhaushaltes sind. Sie prägen beispielsweise die Zu- und Abflüsse sowie Bodeneigenschaften. Beide Methoden sollen daher im Anschluss über eine Kombination aus numerischer Simulation und GIS-Anwendung mittels prozentualen Zu- und Abschlägen verknüpft werden.

In einer Pilotphase wurde ein erster Regressionsansatz entwickelt, der mit den Grundparametern des Wasserhaushaltes wie Niederschlag, Temperatur, Boden und Relief zu flächenhaften Aussagen hinsichtlich des Luftmangels kommt (DIETZ et al. 2009). Dieser Ansatz schätzt einen Staunässeindex ohne Zuhilfenahme eines physikalischen Wasserhaushaltsmodells ab und ist die Basis für die Weiterentwicklung der Beschreibung des Lufthaushaltes.

2.2 Semi-empirisches Prognosemodell und Datengrundlage

Für dieses semi-empirische Regressionsmodell der Pilotphase wurde in einem Testgebiet im Nordosten Bayerns ein ordinaler Staunässeindex definiert. Als Prädiktoren zur Ableitung des Index mittels einer multiplen linearen Regression wurden flächenhaft vorhandene Klima-, Relief- und Bodenparameter berücksichtigt. Die Regionalisierung der Bodeninformationen erfolgte dabei über die Zuweisung von Leitprofilen überwiegend aus der Profildatenbank der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft sowie dem Bodeninformationssystem Bayern (BIS) zu Einheiten der Übersichtsbodenkarte 1:25.000 des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. Die regionalisierten Klimadaten sind für die Gegenwart und für den Prognosezeitraum 2071–2100 bayernweit vorhanden (ZIMMERMANN et al. 2007). Reliefparameter wurden im Alpenraum durch Rasteranalysen von einem DGM mit horizontaler Auflösung von 10 m, für den Rest der bayerischen Landesfläche von einem 50 m DGM abgeleitet. Die Zielvariable, der Staunässeindex, ist die klassifizierte Staunässeestufung gemäß Tab. 50 AK STANDORTSKARTIERUNG (2003). Das Modellfitting erfolgte iterativ an Hand von Bodenprofilen, Bohrstockansprachen, Standortskarten und Ökogrammen nach EWALD (2007) u. a. an gut untersuchten Sturmwurfflächen.

Das Ergebnis der Staunässeindex-Regression wird klassifiziert. Die Überprüfung der Güte dieses Ansatzes erfolgte im Gelände in drei Testgebieten (in Nordostbayern an 30 Bodenprofilen (DIETZ et al. 2009), im Raum Erlangen an einer 1:10.000 Bodenkartierung und in den Alpen anhand von 350 Bodenprofilen).

2.3 Wasserhaushaltsmodellierung und Zielgröße

Die deterministische Wasserhaushaltsmodellierung erfolgt mit dem physikalischen forstlichen 1d-Bodenwasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (FEDERER et al. 2003, HAMMEL & KENNEL 2001), welches die hydrologischen Wachstumsbedingungen

am Standort zeitlich hoch aufgelöst bestimmt. Dabei wird der Wasserhaushalt durch numerische Lösung der Richards- und der Penman-Monteith-Gleichung unter Verwendung eines Verdunstungsansatzes nach Shuttleworth-Wallace abgebildet (SHUTTLEWORTH & WALLACE 1985). Das Modell benötigt exakte Parametrisierungen der einzelnen Standorte, wobei die bodenhydraulischen Eigenschaften durch den Mualem-van-Genuchten Ansatz beschrieben werden (MUALEM 1976, VAN GENUCHTEN 1980). Außerdem kann die Bestandesentwicklung sowie der baumartenspezifische intraanuelle LAI-Verlauf über ein phänologisches Modell simuliert werden (MENZEL 1997, VON WILPERT 1990).

Um einen für ganz Bayern repräsentativen Staunässeindex aus den physikalischen Modellierungen abzuleiten, werden umfangreiche Brook-Simulationen unter den verschiedensten Randbedingungen durchgeführt. In diese Ensemble-Modellierung gehen 101 Bodenprofile ein, für die horizontweise Messwerte zu Körnung, Kohlenstoffgehalt und Dichte vorliegen und die die Bandbreite an Bodeneigenschaften in Bayern repräsentieren. Mittels dieser Grunddaten werden über Pedotransferfunktionen die Parameter zur Beschreibung von Wasserspeicherfähigkeit und Leitfähigkeit abgeleitet (WÖSTEN et al. 1999). Als Modell-Bestände wurden 60-Jährige Fichten und Buchen (nicht dargestellt) gewählt. Für Fichten wird eine maximale Durchwurzelung von 100 cm vorgegeben, für Buchen 120 cm. Die Maximaltiefen der Durchwurzelung sind durch Matrixpotentialanalysen an Intensiv-Messflächen sowie durch die Auswertung von baumartentypischen Durchwurzelungstiefen an Messpunkten der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald plausibilisiert. Diese potentiellen Tiefen werden gegebenenfalls auf den effektiven Wurzelraum von Pseudogleyen und flachgründigen Böden beschränkt, da die Durchwurzelung hier durch hydraulische oder physikalische Barrieren eingeschränkt ist (SCHMID & KAZDA 2002). Es werden meteorologische Tageswerte der Periode 1971–2000 von 117 DWD-Klimastationen aus Bayern und den angrenzenden Bundesländern für die Modellierung verwendet. Die Profile werden permutativ mit Klimastationen, Neigungen und Expositionen sowie mit den Baumarten kombiniert. Für die Betrachtung des Lufthaushaltes sind die Modellläufe auf nicht oder nur schwach geneigten Flächen relevant.

Es wird eine über die ersten 30 cm des Profils gemittelte Größe (AIR30) tagesweise ausgegeben, nämlich die aktuelle Luftkapazität bezogen auf das gesamte Porenvolumen, welche als Indikator für Luftmangelstress dient (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003). Diese Größe berücksichtigt nicht nur die Über- oder Unterschreitung der Feldkapazität, sondern auch den Einfluss der Porosität auf den tatsächlich zur Verfügung stehenden Luftgehalt im Porenraum. Für die hier vorgestellte Auswertung der Modellläufe mit der Baumart Fichte wird von diesem Parameter das 10-Tagesmittel berechnet, da Wurzelschädigungen erst nach mehrtägigen Phasen mit Wassersättigung und damit Luftmangel eintreten (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003, S. 113). Ein eingeschränktes Luftvolumen liegt dann vor, wenn AIR30 Werte kleiner als 0,12 annimmt, also lediglich 12% des Gesamtporenvolumens im Oberboden mit Luft gefüllt sind. Die die Staunässe beschreibende Zielgröße ist schließlich die Summe aller Luftmangeltage ($LM_{\text{Tage-Vp}}$) während der Vegetationsperiode von Mai bis September, an denen dieser Grenzwert unterschritten wird.

3 Ergebnisse

3.1 Semi-Empirisches Prognosemodell – Regionalisierung

Das auf Relief-, Klima- und Bodendaten basierende semiempirische Regressionsmodell schätzt die Verhältnisse bezüglich des Sauerstoffangebots für die Wurzeln ab. Je niedriger der Wert, desto höher die Neigung zu Staunässe und damit Sauerstoffmangel:

$$StauIndex = 10,14 + 0,0003 * kf - 0,0035 * nFK + 0,29 * slope - 1,872 * \ln(P_{VP}) + 0,2648 * T_{VP} - 0,0003 * P_{Mrz} + 0,847 * \ln(Stautiefe) + 0,008 * Skelett - 0,124 * \ln(Ton) + 0,9 * 2^{curv} + 1,708 * hoetief$$

Mit: *kf* = gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/d], *nFK* = nutzbare Feldkapazität [mm], *slope* = Hangneigung [Grad], *P_{VP}* = Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode (Mai–September) [mm], *T_{VP}* = mittlere Temperatur in der Vegetationszeit [°C], *P_{Mrz}* = Niederschlagssumme im März [mm], *Stautiefe* = Obergrenze des Stauhizontes [cm], *Skelett* = Skelettgehalt Profil [%], *Ton* = mittlerer Tongehalt Profil [%], *curv* = Vertikalwölbungsradius [m], *hoetief* = Höhe über Tiefenlinie [m]

Zur Plausibilisierung wurde auf Bodenkarten und Profile in drei intensiv untersuchten Gebieten zurückgegriffen. Grundsätzlich zeichnet das Modell nur, wenn die Bodendaten eine stauende Schicht haben und entsprechende Niederschläge fallen. Kleinräumig dominiert das Relief die Differenzierung in unterschiedliche Staunässegrade. Die Anwendung der Regression hat gezeigt, dass eine Unterscheidung von staunassen und nicht staunassen Standorten möglich ist (DIETZ et al. 2009). Allerdings konnte die Intensität und Dauer des Luftmangels nicht zufriedenstellend vorhergesagt werden. Aufgrund der Einschränkungen (ordinale Zielvariable, fehlende Beschreibung von Dauer und Intensität) dieses empirischen Regressionsmodells der Pilotphase wird in dem neuen Ansatz die Zielgröße zur Beschreibung der Staunässe für ebene Standorte mit einem deterministischen Wasserhaushaltsmodell berechnet und erst im Anschluss mit den relevanten Reliefparametern kombiniert.

3.2 Wasserhaushaltsmodellierung – Sensitivität und Zielgröße

Voraussetzung für die Verwendung eines Wasserhaushaltsmodells zur detaillierten Beschreibung von Luftmangel ist, dass das Modell diese Zielgröße differenziert in Abhängigkeit von der Bodenart simulieren kann. Nur so ist gewährleistet, dass

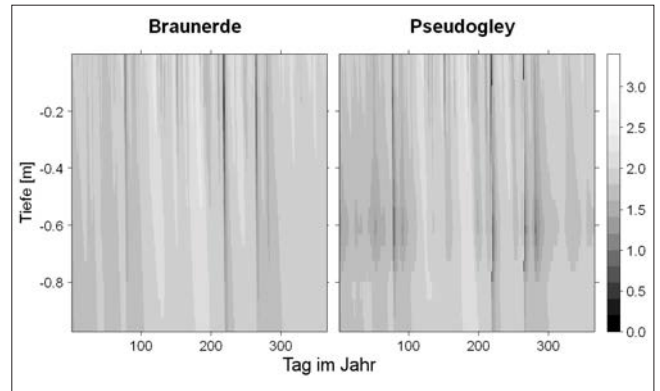


Abb. 1: Matrixpotenziale (pF-Wert) einer Braunerde und eines Pseudogleys mit einer Stauschicht in 60–80 cm Tiefe für das Jahr 2000. Klima: 1.000 mm Jahresniederschlags-summe und 8,2° C mittlere Temperatur.

Fig. 1: Matrix potentials (pF value) of a Cambisol and a soil with stagnant properties at a depth of 60–80 cm. Year 2000 was chosen as an example. Climate: total annual precipitation 1.000 mm and annual mean temperature 8,2°C.

der extrahierte Luftmangelparameter tatsächlich sensitiv auf stauende Bodenbedingungen reagiert und damit als Prädiktor geeignet ist. Als qualitativer Sensitivitätstest für die Abbildung von Staunässe durch das Modell LWF-Brook90 wurden für ein gut drainierendes Profil (Braunerde) die Horizontwerte für Dichte und Tongehalt synthetisch verändert und der Effekt auf das simulierte Matrixpotenzial betrachtet. Der ursprüngliche Bv-Horizont der Braunerde mit Dichte 1.250 kg/m³ und 40 % Tongehalt wurde zu einem Sd-Horizont mit Dichte 1.500 kg/m³ und 65 % Tongehalt modifiziert (Pseudogley). Der Wasserhaushalt beider Profile wurde mit identischen Randbedingungen wie Bestockung, Reliefposition, Zeitraum und Klima mit LWF-Brook90 simuliert. Abbildung 1 zeigt den zeitlichen Verlauf des Matrixpotentials als pF-Wert, in unterschiedlichen Tiefen beider Bodentypen für das Beispieljahr 2000. Die geringeren Matrixpotenziale (hohe Wassergehalte) oberhalb und innerhalb der Stauschicht (60–80 cm) des Pseudogleys im Vergleich zum kontinuierlicheren Tiefenverlauf der Braunerde werden deutlich. Dieses Verhalten ist besonders ausgeprägt zu Zeiten außerhalb der Vegetationsperiode. Jedoch machen sich diese Effekte auch während der Sommermonate bemerkbar. Folglich kann LWF-Brook90 den Luftmangel plausibel abbilden, sofern bei den Horizontdaten Bodenart und Dichte in entsprechender Verlässlichkeit vorliegen.

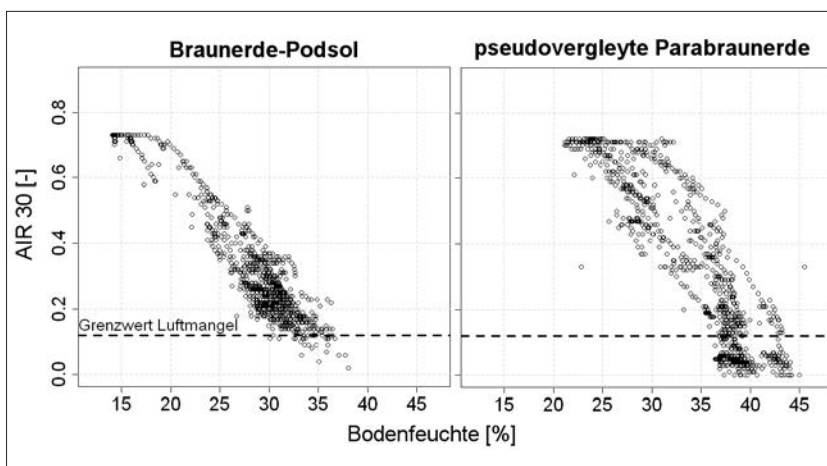


Abb. 2: Plausibilisierung des Luftmangelindikators AIR30 anhand Bodenfeuchtemessungen an zwei WKS mit unterschiedlich stauenden Böden.

Fig. 2: Verification of the excess soil water indicator AIR30 using soil moisture measurements on two forest soils with different water-logging properties.

Tab. 1: Anzahl Luftmangeltage ($LM_{\text{Tage-VP}}$), Bodentypen, Niederschlagssumme Jahr (P) und Vegetationsperiode (P_{VP}) an Bayerischen WKS.

Tab. 1: Sum of days with soil oxygen deficiency during the vegetative period ($LM_{\text{Tage-VP}}$), German soil types, total annual precipitation (P) and total precipitation May–September (P_{VP}) at the different Bavarian Forest ecosystem monitoring plots (WKS).

WKS	ALT	FLO	MIT	FRE	RIE	EBE
Bodentyp	PP	BB-PP	pBB	BB-LL	sLL/CF	LL
$LM_{\text{Tage-VP}}$	0	1,75	16,25	1,75	6,75	32,5
P [mm]	841	870	1405	832	681	963
P_{VP} [mm]	393	406	620	450	336	539

Weiterhin wurde analysiert, ob der vorgeschlagene Luftmangelindikator AIR30 die realen Bodenluftverhältnisse widerspiegelt. Dazu wurden gemittelte Zeitreihen von TDR-Bodenfeuchtemessungen aus 5 cm und 30 cm Tiefe an zwei Waldstandorten herangezogen. In Abbildung 2 ist der Parameter AIR30 gegen Bodenfeuchtemessungen aus einer 5-jährigen Messreihe an zwei Intensiv-Messstationen (Waldklimastationen WKS) dargestellt. Da an diesen Stationen auch Wetterdaten gemessen werden sowie Boden- und Bestandesparameter in hoher Güte vorliegen, sind die damit kalibrierten LWF-Brook90 Simulationen direkt mit den Messungen der Bodenfeuchte vergleichbar. Der Unterschied zwischen einem gut dränenden Boden und einer pseudovergleyten Parabraunerde mit zeitweise reduzierenden Bedingungen zeigt sich deutlich. Beim Braunerde-Podsol (Niederschlag > 800 mm) wird der Grenzwert für Luftmangel nur an wenigen Tagen unterschritten, beim staunassen Boden (Niederschlag < 700 mm) ist dies trotz geringerer Niederschlagssummen wesentlich öfter der Fall. Einschränkungen des Lufthaushalts wie sie der Parameter AIR30 beschreibt, können somit mit dem Bodenwassergehalt plausibilisiert werden.

Die für Abbildung 2 gemachten Auswertungen wurden für vier weitere WKS durchgeführt. In Tabelle 1 sind die mittleren Luftmangeltage innerhalb der Vegetationsperiode aufgeführt. Die Werte zeigen eine deutliche Abhängigkeit der Zielgröße $LM_{\text{Tage-VP}}$ vom Niederschlag. So hat die im Vorderen Bayerischen Wald gelegene skelettreiche WKS Mitterfels (MIT) trotz scheinbar hoher Leitfähigkeiten ($k_{\text{Feinboden}} = 65 \text{ cm/d}$) eine erhöhte Anzahl von Luftmangeltagen aufgrund eines Niederschlags von über 1.400 mm/Jahr und Skeletthalten von ca. 35 Vol.-%.

Grundsätzlich ist eine gute Übereinstimmung zwischen den im Bodentyp beschriebenen Staunäseeigenschaften und der Zielgröße zu erkennen, die vom Niederschlag beeinflusst wird. Der gut dränende Podsol hat keinerlei Luftmangel, die

Parabraunerden mit einem tonangereicherten Bt-Horizont hingegen zeigen Staunäseeffekte.

Um die Zielgröße weiter zu plausibilisieren, wurden die Ergebnisse der Ensemble-Simulationen (vgl. Abschnitt 2.3) hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen Bodentyp und $LM_{\text{Tage-VP}}$ ausgewertet. Tabelle 2 zeigt für 50 Norm- und Übergangsbodentypen die Anzahl an Luftmangeltagen in der Vegetationsperiode. Es zeigt sich erneut, dass die Bodentypen und deren Staueigenschaften sich in der Anzahl der Luftmangeltage widerspiegeln. Die Braunerden (BBn) fügen sich auf den ersten Blick nicht in diesen Zusammenhang ein. Allerdings haben von den 16 BBn-Profilen sieben einen kf-Wert kleiner 20 cm/d, was bereits in den Bereich der hydraulischen Leitfähigkeiten von Pseudogleyen fällt.

4 Diskussion

4.1 Modellansatz und Datengrundlage

Mit dem empirischen multiplen Regressionsmodell konnte grundsätzlich gezeigt werden, dass eine Einstufung in staunasse und nicht staunasse Bereiche möglich ist, wenn Boden-, Klima- und Reliefdaten flächenhaft vorliegen (DIETZ et al. 2009). Dieser empirisch abgeleitete Staunäseeindex ist allerdings keine kontinuierlich gemessene Größe und entspricht damit streng genommen nicht den formellen Voraussetzungen einer linearen Regressionsanalyse. Aus diesem Grund werden daher künftig alle Klima- und Bodenparameter in ein neues Regressionsmodell übernommen, das eine metrische Zielgröße auf Grundlage von Wasserhaushaltsmodellierungen hat ($LM_{\text{Tage-VP}}$). Durch LWF-Brook90 wird die Dynamik aus Wasserangebot, Wassertransport im Boden und Verbrauch durch Evapotranspiration deterministisch beschrieben. Nur so können auch Aussagen zur Quantität und Qualität des Luftmangels im Jahresverlauf gemacht werden. Die in das Wasserhaushaltsmodell eingehenden Boden- und Klimaparameter wirken fast

Tab. 2: Anzahl Luftmangeltage ($LM_{\text{Tage-VP}}$), Bodentypen, Niederschlagssumme Vegetationsperiode (P_{VP}) und Profilanzahl von 240 Modellläufen.

Tab. 2: Sum of days with soil oxygen deficiency during the vegetative period ($LM_{\text{Tage-VP}}$), German soil types, total precipitation May–September (P_{VP}), and number of profiles used for 240 LWF-Brook90 model runs.

Bodentyp	PPn	PP-BB	BB-PP	SS-BB	BBn	LLn	BB-SS	LL-SS	SSn
$LM_{\text{Tage-VP}}$	0	0	0,2	5,9	17,4	13,9	21,6	18,4	27,4
P_{VP} [mm]	377	362	354	344	486	393	439	474	476
Profile	4	3	4	2	16	5	4	4	8

alle in der gleichen Art und Weise wie im semi-empirischen Regressionsmodell.

Die Wasserhaushaltsmodellierung alleine kann jedoch, zumindest mit dem verwendeten 1d-Modell LWF-Brook90, die Dynamik des oberflächenparallelen Wasserflusses nicht ausreichend abbilden (SCHWÄRZEL et al. 2009). Daher ist die Kombination aus Reliefanalyse und regionalisierter Luftmangelgröße angezeigt. Da Bodendaten nur im Maßstab 1 : 25.000 vorliegen und sich die Klimaparameter (50 x 50 m Raster) nicht kleinräumig ändern, ermöglicht die Einbindung des Reliefs über ein hochaufgelöstes DGM sowie die Einbeziehung morphographischer Indices eine Verbesserung der Auflösung und die Berücksichtigung des Reliefeinflusses auf den Wasserhaushalt. Prozentuale Zu- und Abschläge müssten sich in substrat-abhängigen Wertebereichen abspielen, die mittels Expertenwissen festzulegen sind.

Relief und Klimadaten sind für Bayern bereits in guter Qualität flächig vorhanden. Bodendaten hingegen zeigen teils Schwächen bei den relevanten bodenphysikalischen Parametern, da die Daten oft im Gelände geschätzt oder mittels Pedotransferfunktionen abgeleitet werden, deren Güte in Abhängigkeit von der Bodenart stark schwanken kann (OSENSTETTER et al. 2009). Die Bestimmung von Skelettgehalten und Dichte ist aufwändig, Dichte und Körnung wiederum werden für die Ableitung von pF-WG-Kurven benötigt, die nicht gemessen sondern meist über Pedotransferfunktionen u. a. aus diesen Parametern berechnet werden. Es ist also in Summe mit einer Fehlerfortpflanzung und Ungenauigkeiten zu rechnen. Insbesondere für Waldböden besteht ein Defizit bei der Messung von pF-WG-Kurven, das nur langsam behoben wird (PUHLMANN et al. 2009).

4.2 Luftmangelparameter der Wasserhaushaltsmodellierung

Der AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) schlägt als Maß für die Stauwärme die Einschränkung der Luftkapazität im Ober- und Unterboden über einen bestimmten Zeitraum innerhalb der Vegetationszeit vor. Für den Oberboden wird eine Grenze von 12 % Luftgehalt im Wurzelraum, für den Unterboden von 6 % über 14 Tage bei der Baumart Buche genannt. Für die Baumart Fichte, die höhere Ansprüche an die Luftversorgung ihrer Wurzeln hat (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003) schätzen wir daher 10 Tage als kritische Grenze. Die Einschränkung der Luftkapazität im Oberboden entspricht dem vorgeschlagenen Parameter AIR30. Der entsprechende Parameter für den Unterboden AIR60, der den Bereich von 30–60 cm mittelt, wurde nicht dargestellt. SCHWÄRZEL et al. (2009) nehmen die Überschreitung der Feldkapazität in 40 cm Bodentiefe über 5 Tage als Maß für Luftmangelgefährdung. Obwohl der Parameter AIR30 bzw. $LM_{\text{Tage-VP}}$ hier strenger ist, werden im Falle von hoch anstehenden deutlichen Substratwechseln hin zu höheren Tongehalten bei entsprechenden alpinen Niederschlägen Werte von $LM_{\text{Tage-VP}}$ größer 100 berechnet. Dies begründet sich dadurch, dass zum einen der Makroporenfluss über präferenzielle Fließwege in Wasserhaushaltsmodellen wie LWF-Brook90 suboptimal abgebildet wird. Zum anderen wird der Einfluss des Skeletts auf die Durchlässigkeit mathematisch durch das Darcy-Konzept nur unzureichend beschrieben (BEVEN & GERMANN 1982, SAUER & LOGSDON 2002). Daher kann der Parameter $LM_{\text{Tage-VP}}$ auch nur dazu verwendet werden, die Standorte relativ zueinander zu Reihen, vom stärksten zum schwächsten Luftmangel hin.

Der Parameter AIR30 korreliert stark mit den erklärenden

Variablen Niederschlag (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman 0,62), Tongehalt (0,69) und kf (-0,64). Weitere Auswertungen müssen noch folgen, um eine Regressionsbeziehung zwischen den Prädiktoren Boden- und Klimaprediktoren und der Zielgröße $LM_{\text{Tage-VP}}$ abzuleiten. Diese ist dann z. B. mit einem empirischen Modell zu verknüpfen, das die Geländesituation interpretiert. So ließen sich die oben beschriebenen Defizite des Wasserhaushaltsmodells in einem GIS über die Verschneidung des Parameters $LM_{\text{Tage-VP}}$ mit Zu- und Abschlagsfaktoren ausgleichen (Zu- und Abflüsse aufgrund Reliefs, erhöhte Durchlässigkeit durch Skelett, Makroporosität, Klüftigkeit).

Somit kann ein Gesamtmodell entwickelt werden, das sowohl deterministische Verknüpfungen der Wasserhaushaltsgrößen beinhaltet als auch die durch das Gelände bestimmten Zu- und Abflüsse. Damit verbindet es Vorteile quantitativer physikalischer Standortmodelle mit denen von Regionalisierungsverfahren.

4.3 Plausibilisierung und Extrapolation

Eine erfolgreiche Verknüpfung von $LM_{\text{Tage-VP}}$ mit Reliefeigenschaften und die Anwendung in der Fläche bedarf einer Plausibilisierung der Ergebnisse, da sowohl die Ausgangsdaten (Boden, Klima), die Zuweisung von Leitprofilen zu Bodeneinheiten der Übersichtsbodenkarte 1 : 25.000 als auch die Modellierung mit LWF-Brook90 Fehler behaftet sein können (BAGGLEY et al. 2009). Da jedoch die Stauwärme-einstufung im Gelände häufig subjektiv ist (unterschiedliche Zeichnungseigenschaften der Substrate) und es nur wenige Wassergehaltsmessungen gibt, ist als Validierungsgröße eine Kombination aus Bodenansprache und Monitoringverfahren z. B. über Zeigerpflanzen (EWALD et al. 2000) angedacht.

Der Vorteil des vorgestellten Stauwärme-Modells ist es, alle vorliegenden gemessenen Daten zu berücksichtigen und objektiv miteinander in Beziehung zu setzen. Dadurch können mit Hilfe von Klimaszenarien mögliche Änderungen in Folge des Klimawandels aufgezeigt werden. Da ein Regressionsmodell nicht über den Wertebereich der Lerndaten hinaus extrapoliert werden darf, wurden bei der Ensemble-Wasserhaushaltsmodellierung auch Klimastationen verwendet, die in trockenen und warmen Gebieten außerhalb Bayerns liegen. Zusätzlich wurden meteorologische Zeitreihen von Klimastationen mit Klimawandelszenarien kombiniert und so hypothetische Zukunftsstationen kreiert, die den trockenen und warmen Rand der Klimadaten abbilden, um so auch die Randbereiche der Korrelation durch die Regression abzudecken (ZIMMERMANN 2009).

5 Ausblick

Der Beitrag stellt ein erstes Konzept vor, welches durch die Verknüpfung von deterministischen Wasserhaushaltsmodellierungen und Reliefparametern eine räumliche Vorhersage des Luftmangels im Boden für die komplette bayerische Privat- und Körperschaftswaldfläche ermöglichen soll. Da nicht auf der gesamten Landesfläche flächendeckend modelliert werden kann, muss die Beschreibung über regionalisierte Schätzgrößen erfolgen und Reliefeinflüsse über Zu- und Abschläge integriert werden. Es ist noch zu prüfen, ob die Beschreibung des Luft- und Wasserhaushaltes für ganz Bayern mit den extremen Klimagradierten (Alpen bis Untermain) zielführend ist, oder ob eine getrennte Betrachtung des Alpenraumes erfolgreicher sein kann. Neben linearen Regressionsverfahren zur Regionalisierung der

beschriebenen Luftmangel-Zielgröße $LM_{\text{Tage-VP}}$ können auch andere, verteilungsunabhängige Techniken z. B. aus dem Bereich der Regression Trees getestet werden. Da zur Wasserhaushaltsmodellierung auch Klimadaten einfließen, die außerhalb der derzeitigen bayerischen Verhältnisse liegen und somit auch der trocken-warme Randbereich abgebildet wird, können die Endmodelle für Prognosen im Zusammenhang mit dem Klimawandel verwendet werden. Entsprechende regionalisierte Klimaszenarien liegen für Bayern vor.

Die dargestellte Beschreibung des Wasser- und Lufthaushaltes der Waldstandorte in Bayern fließt in die Projekte „Bäume für die Zukunft“ und „Karten für die Zukunft“ ein, die flächendeckend für den Privat- und Körperschaftswald in Bayern Standortinformationen und entsprechende Baumarteneignungen bis 2012 liefern werden (BECK et al. 2009). Im Alpenraum werden Informationen nach den gleichen Prinzipien im Rahmen des Projektes WINALP (EWALD 2009) bereitgestellt.

Danksagung

Wir danken Dr. Birgit Reger für die Bereitstellung von Daten im Rahmen des Projekts WINALP, Winfried Grimmeisen für die Bodenfeuchtedaten der WKS (gefördert durch das EU Life+ Projekt FutMon), Dr. Christian Kölling, Christoph Schulz und Dr. Lothar Zimmermann für die Diskussionen und Datenbereitstellung, Tim Häring, Dan Morowitz und zwei unbekanntenen Reviewern für Ihre Anmerkungen zum Text. Außerdem danken wir dem LVG für die Bereitstellung von digitalen Geländedaten (Bayer. Vermessungsverwaltung www.geodaten.bayern.de) und dem bayerischen LfU für die Bereitstellung der ÜBK 25 und Bodendaten (Bayerisches Landesamt für Umwelt www.lfu.bayern.de).

Literatur

- AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. 6. Aufl., IHW-Verlag, Eching: 352 S.
- BAGGALEY, N., MAYR, T., BELLAMY, P. (2009): Identification of key soil and terrain properties that influence the spatial variability of soil moisture throughout the growing season. *Soil Use Manag.* **25** (3): 262-273.
- BECK, J., DIETZ, E., FALK, W., KÖLLING, C. (2009): Ein neuartiges, forstliches, digitales Standortinformationssystem – anpassungsfähig an Ansprüche des Nutzers und geänderte Umweltbedingungen. *Berichte der DBG*: 3 S.
- BEVEN, K., GERMANN, P. (1982): Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* **18** (5): 1311-1325.
- DIETZ, E., FALK, W., BECK, J., HÄRING, T., OSENSTETTER, S., KÖLLING, C. (2009): Flächenhaftes Prognosemodell für Stauwasserböden unter Wald aus Bodenparametern, DGM, Klima und Vegetation. *Berichte der DBG*: 4 S.
- EWALD, J. (2007): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. *Tuexenia* **27**: 7-18.
- EWALD, J. (2009): Waldinformationssystem Nordalpen – WINALP sammelt Wissen zum Schutz der Bergwälder. *Waldforschung aktuell* **30**: 45-46.
- EWALD, J., REUTHER, M., NECHWATAL, J., LANG, K. (2000): Monitoring von Schäden in Waldökosystemen des bayerischen Alpenraumes. Bayerisches Staatsmin. für Landesentwicklung u. Umweltfragen, Materialien 155, München.
- FALK, W., DIETZ, E., GRÜNERT, S., SCHULTZE, B., KÖLLING, C. (2008): Wo hat die Fichte genügend Wasser? *LWF aktuell* **66**: 21-25.
- FALK, W., DIETZ, E. (2009): Wassermangelvorhersage mittels digitaler Standortskarten in Bayern – Methoden und erste Ergebnisse im Projektgebiet Nordostbayern. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* **82**: 135-144.
- FEDERER, C.A., VÖRÖSMARTY, C., FEKETE, B. (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.* **4** (6): 1276-1290.
- HAMMEL, K., KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstl. Forschungsberichte München* **185**.
- LANG, B., LÜESCHER, P., GERMANN, P.F. (2009): Significance of tree roots for preferential infiltration in stagnic soils. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **13**: 1809-1821.
- LYR, H., FIEDLER, H.J., TRANQUILLINI, W. (Hrsg.) (1992): *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart: 620 S.
- MENZEL, A. (1997): *Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen – Auswertung der Beobachtungen in den internationalen phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten*. PhD. Diss. Forstliche Forschungsberichte München 164.
- MUALEM, Y. (1976): New model for predicting hydraulic conductivity of unsaturated porous-media. *Water Resour. Res.* **12** (3): 513-522.
- OSENSTETTER, S., FALK, W., DIETZ, E., KÖLLING, C., ZIMMERMANN, L. (2009): Einflüsse der Pedotransferfunktionen auf die Ergebnisse bodenhydrologischer Modellierungen an Waldstandorten. *Berichte der DBG*: 4S.
- 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.
- SAUER, T.J., LOGSDON, S.D. (2002): Hydraulic and physical properties of stony soils in a small watershed. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**: 1947-1956.
- SCHMID, I., KAZDA, M. (2002): Root distribution of Norway spruce in monospecific and mixed stands on different soils. *For. Ecol. Manage.* **159**: 37-47.
- SCHULTZE, B., KÖLLING, C., DITTMAR, C., RÖTZER, T., ELLING, W. (2005): Konzept für ein quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushalts von Waldböden in Bayern: Modellierung – Regression – Regionalisierung. *Forstarchiv* **76**: 155-163.
- SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.-H., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTERN, B., BERNHOFER, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *For. Ecol. Manage.* **258** (10): 2163-2174.
- SHUTTLEWORTH, W.J., WALLACE, J.S. (1985): Evaporation from sparse crops – an energy combination theory. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* **111** (469): 839-855.
- VAN GENUCHTEN, M.T., (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44** (5): 892-898.
- VON WILPERT, K. (1990): *Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit von Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde*. PhD. Diss., Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.
- WESTERN, A.W., GRAYSON, R.B., BLÖSCH, G. (2002): Scaling of soil moisture: A Hydrologic Perspective. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci. Lett.* **30**: 149-180.
- WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., NEMES, A., LE BAS, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* **90** (3-4): 169-185.
- ZIMMERMANN, L., RÖTZER, T., HERA, U., MAIER, H., SCHULZ, C., KÖLLING, C. (2007): Konzept für die Erstellung neuer hochaufgelöster Klimakarten für die Wälder Bayerns als Bestandteil eines forstlichen Standortinformationssystems.

In: MATZARAKIS, A., MEYER, H. (Hrsg.): Proceedings zur 6. Fachtagung BIOMET des Fachausschusses Biometeorologie der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft e.V. Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg **16**: 152-159.

ZIMMERMANN, L. (2009): Vergleich von Trockenstressperioden unterzeitigem und zukünftigem Klima für verschiedene Baumarten. Berichte der DBG: 4 S.

submitted: 12.11.10
reviewed: 12.01.11
accepted: 10.02.11

Autorenanschrift:

Wolfgang Falk, Sebastian Osenstetter und Dr. Elke Dietz
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, D-85354 Freising
E-Mail: Wolfgang.Falk@lwf.bayern.de
E-Mail: Sebastian.Osenstetter@lwf.bayern.de
E-Mail: Elke.Dietz@lwf.bayern.de

Einfluss von Boden und Bestockung auf den Standortwasserhaushalt

Impact of soil and stand properties on soil water conditions

Ronny Peters, Falko Clausnitzer, Barbara Köstner, Christian Bernhofer,
Karl-Heinz Feger & Kai Schwärzel

Abstract

As an objective water balance classification is lacking for forest sites, efforts were made to develop a model-based site classification system taking into account the effects of relief, soil and stand type on soil water conditions. As a first step, this paper displays the results of a BROOK90 application evaluating the influence of these three factors on soil water balance with a strong emphasis on drought conditions. Model runs have been carried out for four different soil types, four stand types and a meteorological input covering the range of typical forest sites in the Tharandt Forest as a testing area. Concepts of drought stress quantification help to point out the effects of stress on the sites.

In drought years, deciduous trees and soils with limited water retention properties show the effects of drought stress more strongly. The effects of both soil and stand properties were of the same magnitude as the influence of the conventionally considered relief-based meteorological variation at the site.

Keywords: *soil water modelling, sensitivity studies, drought, transpiration*

Zusammenfassung

Die forstliche Standortklassifikation ist bundesweit uneinheitlich und bezüglich der Bewertung des Gesamtwasserhaushalts meist subjektiv. Um eine Vereinheitlichung zu erreichen, wird eine modellbasierte, objektive Klassifikation angestrebt, die neben der reliefbasierten meteorologischen Variabilität auch Bodenform und Bestockung einbezieht. In diesem Artikel werden die Ergebnisse vergleichender BROOK90-Simulationen, die den Effekt unterschiedlicher Böden, Baumarten und Ausrichtungen im Gelände untersuchen, dargestellt und diskutiert. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Betrachtung von Wasserverfügbarkeit. Es wurden Parametrisierungen für vier verschiedene Bodenformen mit den Bestockungen Buche, Eiche, Fichte und Kiefer verwendet. Die reliefbedingten meteorologischen Standortcharakteristiken richten sich nach den lokalen Gegebenheiten des Testgebiets Tharandter Wald. Für das Konzept der Darstellung von Unterschieden hinsichtlich des Standortwasserhaushaltes wurden hierfür im Modell implementierte Stressindikatoren verwendet.

Es zeigt sich, daß in Trockenjahren die Laubbäume höhere Stressindikatoren erreichen. Gleichfalls treten bei Böden mit geringerer Wasserretention erwartungsgemäß mehr Stressstage auf. Bestockung und Bodeneigenschaften haben einen Einfluß auf Wasserknappheit in der Größenordnung wie die zur forstlichen Standortklassifikation verwendeten morphologischen Geländeeigenschaften.

Schlüsselwörter: Bodenwasser-Modellierung, Sensitivitätsanalyse, Trockenheit, Transpiration

1 Einleitung

Für die forstliche Planung spielt die Kenntnis wasserhaushaltsbezogener Standorteigenschaften eine zentrale Rolle. Traditionell erfolgt in Mitteleuropa die Klassifizierung von Waldstandorten nach Wasserhaushaltsstufen, erhoben im Rahmen von Feldansprachen. Diese Verfahren sind qualitativ, subjektiv, statisch und variieren hinsichtlich der dabei berücksichtigten Einflussgrößen von Bundesland zu Bundesland. So erfolgt in einigen Bundesländern die Klassifikation ausschließlich anhand des Reliefs (Hanglage/Exposition), in anderen Bundesländern werden zusätzlich Bodeneigenschaften einbezogen (GAUER et al. 2011). Allen Verfahren ist jedoch gemeinsam, dass die Wirkung klimatischer Extreme oder unterschiedlicher Bestockungen auf das Bodenwasserregime nicht abgebildet werden kann.

Um die Standortklassifikation bezüglich des Wasserhaushalts zu objektivieren und dabei auch den Einfluss sich ändernder Rahmenbedingungen (Klimaextreme, Waldumbau) darzustellen, ist eine modellgestützte Bewertung des Wasserhaushaltes erforderlich. BROOK90 (FEDERER et al. 1995) ist ein eindimensionales Wasserhaushaltsmodell, das durch Verwendung bestockungstypischer Parameter und Beschreibung physiologischer Prozesse eine baumartenspezifische Modellierung ermöglicht. Dabei erfolgt eine physikalisch begründete Modellierung des Bodenwassertransportes unter Einbeziehung horizontspezifischer Bodeneigenschaften wie Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit.

Aus forstlicher Sicht ist das Auftreten von Bodentrockenheit und von Wasserüberschuss in Form von Stauwasser ein wesentliches Kriterium für Anwuchsverhalten und Wachstumsdepressionen. Daher sind für die flächenhafte Bewertung des Standortwasserhaushaltes aussagekräftige Indikatoren für die Bodenwasserbedingungen zu entwickeln und im Modell zu implementieren. Diese Indikatoren sind so zu konzipieren, dass auch eine räumliche Visualisierung der Bodenwasserbedingungen in Form neuartiger Standortskarten ermöglicht wird.

In diesem Artikel wird das Konzept zur Indikation des im Wurzelraum verfügbaren Wassers vorgestellt. Dazu wurde anhand von Messungen parametrisierte Modell BROOK90 für verschiedene Standorte des Testgebiets Tharandter Wald angewendet und der Einfluss von Relief, Boden und Bestockung auf den Wasserhaushalt und seine Komponenten untersucht. Außerdem wird eine Sensitivitätsanalyse zum Einfluss bestockungsspezifischer Parameter, die Wasseraufnahme und Transpiration steuern, präsentiert und diskutiert.

2 Material und Methoden

2.1 BROOK90 und Indikatoren des Wasserhaushaltes

Im Rahmen unseres Vorhabens wurde für die Modellierung des Wasserhaushaltes LWF-Brook90 in der Version 3.3 (HAMMEL & KENNEL 2001, vgl. z.B. SCHWÄRZEL et al. 2009a) genutzt, wobei in diesem Artikel die Begriffe BROOK90 und BROOK90, Version LWF3.3 synonym verwendet werden. BROOK90 berechnet den Wasserhaushalt und seine Komponenten auf der Standortsskala in Tagesschritten (FEDERER 1995). Eingangsdaten sind täglicher oder auch zeitlich höher aufgelöster Freilandniederschlag, tägliches Minimum und Maximum der Lufttemperatur sowie Dampfdruck, Globalstrahlung oder Sonnenscheindauer und Windgeschwindigkeit als Tagesmittelwerte. Der Bestand wird im Modell durch Baumhöhe, Stammzahl, Durchwurzelungstiefe und -intensität, den saisonalen Verlauf von Blattflächenindex und die Blattleitfähigkeit beschrieben. Die Charakterisierung des Bodens erfolgt im Modell durch horizontspezifische Materialfunktionen (Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit). BROOK90 berechnet die potenzielle Transpiration unter Berücksichtigung der baumartenspezifischen, maximalen Blattleitfähigkeit nach SHUTTLEWORTH-WALLACE (1985). Die maximal mögliche, tägliche Wasseraufnahmerate durch die Wurzeln ergibt sich aus dem Gradient des aktuellen Bodenwasserpotenzials im Wurzelraum und dem kritischen minimalen Blattwasserpotenzial geteilt durch die Summe aus Pflanzen- und Rhizosphären-Widerstand. Im Modell wird zu Beginn jedes Tages die nach Shuttleworth-Wallace ermittelte potenzielle Transpiration mit der maximal möglichen Wasseraufnahmerate verglichen. Als aktuelle Transpiration wird dann das Minimum der beiden Werte in den nachfolgenden Kalkulationen der Wasserflüsse verwendet. Ausgabegrößen der Modellrechnungen sind auf täglicher Basis Evaporation, Interzeption, Transpiration, diverse Abflusskomponenten (Sickerwasserrate, Oberflächenabfluss, Bypass-Fluss, lateraler Abfluss, Abfluss am Pegel) sowie Wasserspannung und Wassergehalt für verschiedene Bodentiefen. Als Grundlage für die Bewertung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten wurden zusätzlich

Indikatoren der Bodentrockenheit, des Wasserüberschusses und des Trockenstresses durch Transpirationseinschränkung (in BROOK90: „transpiration ratio“) im Modell implementiert (SCHWÄRZEL et al. 2009a). Bodentrockenheit tritt auf, wenn das Verhältnis von aktuellem Bodenwassergehalt zu potenziell nutzbarer Feldkapazität (nFK) des Wurzelraumes den 40%-Schwellenwert unterschreitet. Wasserüberschuss wird im Modell angezeigt, wenn an zwei aneinander folgenden Tagen der aktuelle Bodenwassergehalt in 40 cm Tiefe den Wassergehalt bei Feldkapazität übertrifft. Dieser Schwellenwert ‚Wasserüberschuss‘ kennzeichnet das Auftreten von Staunässe. Als Tage mit Trockenstress werden dabei Tage bezeichnet, an denen das Verhältnis von aktueller zu potenzieller Transpiration den 70%-Schwellenwert unterschreitet. Im Modell werden die Häufigkeiten der täglichen Über- bzw. Unterschreitung dieser Schwellenwerte jeweils für den Zeitraum Juni bis August jedes Jahres aufsummiert. Mehr Informationen zu den Indikatoren finden sich in SCHWÄRZEL et al. (2009a).

2.2 Böden

Vier repräsentative Böden des Testgebietes Tharandter Wald wurden für diese Modellstudie ausgewählt. Dabei handelt es sich um Braunerden, z. T. schwach podsoliert und pseudo-vergleyt, aus Rhyolith und Basalt, sowie um einen Podsol auf Kreidesandstein. Die Ausgangssubstrate stellen meist periglaziäre Fließerden mit teilweise starrer Beimischung von Lösslehm dar (Tab. 1). Diese Profile wurden bodenkundlich charakterisiert (AG BODEN 2005) und anschließend beprobt. Bei den Standorten mit geringen Steingehalten wurden ungestörte Proben für die Ermittlung der Wasserretention und der ungestörten hydraulischen Leitfähigkeit entnommen. Bei den skelettreichen Profilen konnte nur die Wasserretention bestimmt werden. Die für die Modellierung erforderliche Leitfähigkeitsfunktion wurde für skelettreiche Standorte geschätzt nach dem Ansatz von WÖSTEN et al. (1999) unter Einbeziehung der im Labor ermittelten Bodentextur und Wasserretention. Hohe Steingehalte und Dichtlagerung des Unterbodens begrenzen die Solummächtigkeit. Deshalb ist das pflanzenverfügbare Wasser der Standorte als gering einzuschätzen.

Tab. 1: Profilkennzeichnung der verwendeten Modellböden. nFK = pflanzenverfügbares Wasser.

Tab. 1: Profile description of the model soils. nFK = plant available water.

Bodenform	Symbol	Standortsformen- gruppe	Solummäch- tigkeit [cm]	nFK Solum [mm]
Schwach podsoliger Braunerde-Pseudogley aus schuttführendem Fließ-Tonschluff über tiefem schuttführenden Fließ-Tonlehm aus Lösslehm, Rhyolith und Basalt	p2BB-SS	M2: mittelfrischer, mäßig nährstoff-versorgter Standort	48	60
schwach podsolige Pseudogley-Braunerde aus Fließ-Lehmschluffgrus über tiefem Grus aus Rhyolith und Lösslehm	p2SS-Bv	M3: trockener, mäßig nährstoff-versorgter Standort	60	100
Normbraunerde aus Fließ-Schutttonschluff über Fließ-Normallehmschluff aus Basalt und Lösslehm	BBn	K3: trockener, kräftiger Standort	60	60
Normpodsol aus schutt-führendem Fließ-Lehm-sand über schuttführ-endem Fließ-Reinsand über tiefem Fließ-Reinsand-schluff aus Sand-stein und Lösslehm	PPn	A3: trockener, armer Standort	75	110

In Tabelle 1 sind auch die Nährkraft- und Feuchtestufen der Standorte aufgelistet.

2.3 Pflanzenparameter

Die Parametrisierung der am Landberg anzutreffenden Buchenbestockung (*Fagus sylvatica*) beruht auf Messungen (BERNHOFER et al. 2011, SCHWÄRZEL et al. 2009b). In der Nähe des Landberges befindet sich die Ankerstation Tharandt, die meteorologische Referenzstation für diese Untersuchung. Der dortige, intensiv untersuchte Fichtenbestand bildet die Grundlage für die hier verwendete Parametrisierung für Fichte (*Picea abies*) (BERNHOFER et al. 2011, CLAUSNITZER et al. 2011, KÖSTNER & CLAUSNITZER 2011, SCHWÄRZEL et al. 2009b). Die Parametrisierung für Buche und Fichte wurde in vorangegangenen Arbeiten anhand gemessener Bodenwasser-, Safffluss- und Eddy-Messungen getestet (SCHWÄRZEL et al. 2007, 2009a). Sensitive, die Verdunstung steuernde Parameter sind in Tab. 2 dargestellt.

Für die Untersuchung alternativer, im Tharandter Wald nicht nennenswert anzutreffender Bestockungen wurden Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Stieleiche (*Quercus robur*) ausgewählt. Die Parametersätze für diese Baumarten wurden der Literatur entnommen (Tab. 2). Für Kiefer fanden sich zwei Quellen, die sich beide auf den Kiefernforst in der südlichen Oberrheinebene bei Hartheim (47°56' N, 7°36' E) (STURM et al. 1998, STURM 1988) beziehen. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt hier 9,8°C, der Jahresniederschlag 647 mm und die mittlere jährliche Sonnenscheindauer 1.800 h (STURM 1988). Für Stieleiche (*Quercus robur*) konnte kein vollständiger Parametersatz für einen einzelnen Bestand gefunden werden. In MORECROFT & ROBERTS (1999) sind Parameter der Temperaturabhängigkeit der potentiellen Verdunstung für einen Altbestand in Oxfordshire (Südengland) zu finden. Umfangreiche Veröffentlichungen (z. B. EPRON & DREYER 1993, GRANIER & BREDÁ 1996) beziehen sich auf einen Traubeneichenbestand (*Quercus petraea*) im Forêt domaniale de Champenoux, Lothringen (Ostfrankreich) (48°44'N, 6°14'E). Die Modellparameter aus der Literatur sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tab. 2: Sensitive, die Verdunstung steuernde Parameter für Buche, Fichte, Eiche, und Kiefer. Die Werte für Buche und Fichte stammen aus eigenen Erhebungen (BERNHOFER et al. 2011, CLAUSNITZER et al. 2011, KÖSTNER & CLAUSNITZER 2011, SCHWÄRZEL et al. 2009b); Spannen der Literaturwerte exemplarisch für Kiefer.

Tab. 2: Parameters to which transpiration is most sensitive for beech, spruce, oak and pine trees. Values for beech and spruce are from measurements made on site (BERNHOFER et al. 2011, CLAUSNITZER et al. 2011, KÖSTNER & CLAUSNITZER 2011, SCHWÄRZEL et al. 2009b); ranges of values taken from the literature are shown for pine trees as an example.

Parameter	Buche	Fichte	Eiche	Kiefer	Kiefer (min)	Kiefer (max)
max. Blatteleitfähigkeit $g_{l,max}$ [mm/s]	4,5	3,4	5,3 (FEDERER et al. 1996)	4,9 (STURM 1988)	2,0 (POYATOS et al. 2008)	10,0 (KÖSTNER et al. 1996)
max. Pflanzenleitwert MXKPL [mm/d/MPa]	3,0	0,95	6,4 (GRANIER & BREDÁ 1996)	7,6 (STURM 1988)	4,0 (CIENCIALA et al. 1998)	14,0 (GRANIER et al. 1996)
krit. Blattwasserpotential Ψ_{CR} [MPa]	-2,2	-2,2	-3,0 (EPRON & DREYER 1993)	-1,5 (STURM et al. 1998)		
max. LAI	4,0	7,6	4,0	3,0		

2.4 Auswahl des Bilanzzeitraumes

Aufgrund von Unterschieden in Austrieb, Dauer der Belaubung und Bedeckung unterscheidet sich der Wasserbedarf von Baumart zu Baumart im Jahresgang. Für die Vergleichbarkeit der Modellergebnisse zur Transpiration verschiedener Baumarten wurde der hier betrachtete Bilanzzeitraum auf die Periode maximaler Belaubung (Juni–August) gelegt. Da zu Beginn des Frühjahres der Bodenwasserspeicher in den Mittelgebirgsregionen meist gut gefüllt ist und erst im Laufe der Frühlingsmonate aufgebraucht wird, ist in den Monaten April und Mai selten von einer Angebotslimitierung der Transpiration auszugehen. Ein relativ trockenes und verdunstungsstarkes Frühjahr mit geringen Niederschlägen im April und Mai führt aber zu einer starken Ausschöpfung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers bereits zu Beginn des Sommers. Resultierend ist eine deutlich verringerte Transpiration in den frühen Stadien der Wachstumsperiode, wie z. B. im Jahr 2003 an Fichten im Tharandter Wald beobachtet (CLAUSNITZER et al. 2011).

SCHWÄRZEL et al. (2009a) stellten fest, dass die Betrachtung langjähriger Mittelwerte für die Bewertung des Standortwasserhaushaltes kaum aussagekräftig ist. Abbildung 1 bestätigt dies. Gezeigt werden für zwei Modellstandorte unter Buche für jedes Jahr des betrachteten Zeitraums, die Anzahl der Tage an denen die reale Transpiration den 70 %-Wert der potenziellen Transpiration unterschreitet. Bei Braunerde-Pseudogley (p2BB-SS, vgl. Tab. 1) wird nur 2003 eine größere Anzahl von Unterschreitungstagen beobachtet, während beim Normpodsol (PPn, vgl. Tab. 1) dieser Wert auch in anderen Jahren häufig unterboten wird. Jedoch gibt der Mittelwert dieser Unterschreitungstage (schwarze Linie) nur wenig Auskunft über die Ausprägung sehr trockener Jahre. Würde allerdings nur das extremste Jahr der Modellierungsperiode berücksichtigt (hier 2003), ergäbe sich eine große Abhängigkeit vom gewählten Betrachtungszeitraum. Daher schlagen wir vor, für die modellgestützte Bewertung des Standortwasserhaushaltes die 5 trockensten Jahre aus der knapp 40jährigen Reihe zu mitteln (rote Linie in Abb. 1 und Abb. 2)

In Abb. 2 sind für den Normpodsol-Standort unter Buche Werte der realen und potenziellen Transpiration der Einzeljahre gegenübergestellt. In durchschnittlichen Jahren kann

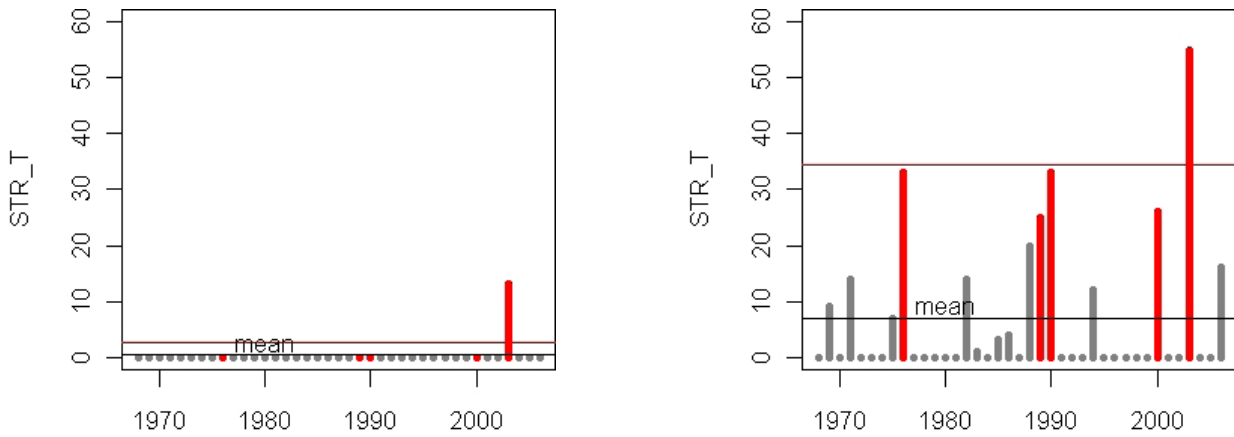


Abb. 1: Anzahl der Tage mit Trockenstress bei Buche unter Braunerde-Pseudogley (li.) und Normpodsol (re.). rot: 5 trockenste Jahre, Mittelwert (schwarze Linie) und Mittelwert für Trockenjahre (rote Linie).

Fig. 1: Number of days with drought stress for beech, left: on p2BB-SS, right: on PPn. black line: mean, red columns: 5 driest years, red line: mean of 5 driest years.

aufgrund der ausreichenden Niederschläge und der dadurch regelmäßigen Auffüllung des Bodenwasserspeichers der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre durch die Transpiration befriedigt werden. Das langjährige Mittel aus aktueller Transpiration liegt nur geringfügig unterhalb dessen der potentiellen Transpiration. Eine Gegenüberstellung dieser Größen besitzt folglich nur für Trockenjahre Aussagekraft.

Daher beziehen sich die Bilanzierungen nachfolgend auf Mittelwerte aus den trockensten Jahren der Berechnungszeitspanne. Dies sind die Trockenjahre 1976, 1989, 1990, 2000 und 2003.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Sensitivitätsanalyse zur Verdunstung

BROOK90 benötigt zur Modellierung des Wasserhaushaltes die Kenntnis von Parametern, welche die physiologischen Prozesse der Wasseraufnahme und Transpiration steuern. Aufgrund fehlender Messwerte werden solche baumartenspezifischen Parameter häufig geschätzt. Um die Auswirkung

dieser Parameterunsicherheit auf den Wasserhaushalt und seine Indikatoren bewerten zu können, führten wir eine Sensitivitätsanalyse durch. Wie oben beschrieben, wird im Modell die Verdunstung als Minimum aus potenzieller Transpiration, also dem atmosphärischem Verdunstungsanspruch (Nachfrage) und maximaler Pflanzenwasseraufnahme (Angebot) berechnet. Folglich wird die aktuelle Transpiration entweder durch Parameter der Shuttleworth-Wallace-Gleichung für die potentielle Verdunstung oder durch die Parameter für die maximale Wasseraufnahmerate (insbesondere kritische Blattwasserspannung Ψ_{cr} und dem maximalen Pflanzenleitwert MXKPL) gesteuert. Grundsätzlich gilt: Wirkt eine Parameteränderung verdunstungsfördernd, treten geringere Bodenfeuchten auf und der Indikator „Bodentrockenheit“ (STR_{bw}) erreicht höhere Werte. Die Wirkung auf den Trockenstress (STR_T) hängt jedoch davon ab, ob der Parameter die Angebots- oder Nachfrageseite der Transpiration beeinflusst. Der Indikator STR_T steht für die Anzahl der Tage, an denen das Verhältnis von aktueller zu potenzieller Transpiration den 70%-Schwellenwert unterschreitet. Das tritt nur im Falle angebotslimitierter Transpiration auf. Parameter, welche die potentielle Transpiration erhöhen, führen zu einer häufigeren Unterschreitung des

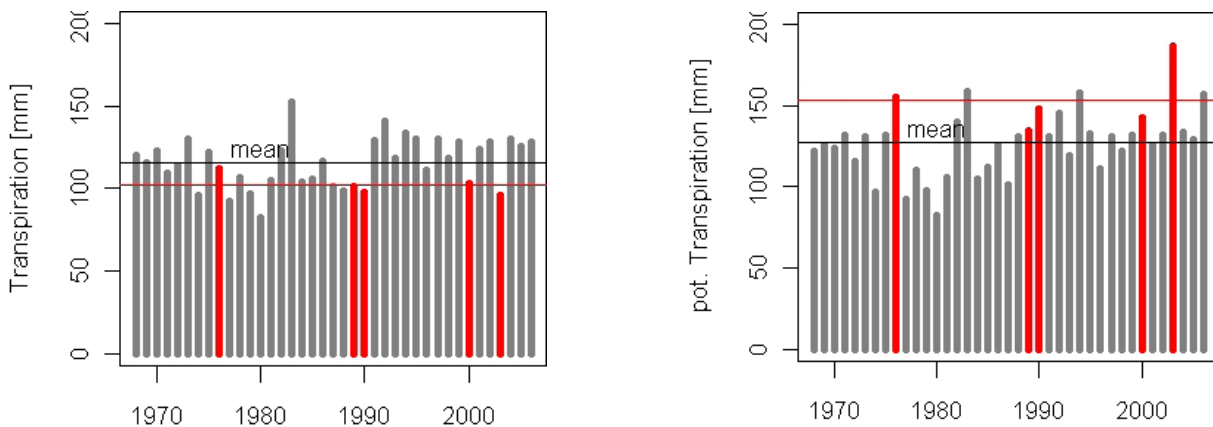


Abb. 2: Transpiration und potentielle Transpiration für die Einzeljahre. Buche unter Normpodsol. rot: 5 trockenste Jahre, Mittelwert (schwarze Linie) und Mittelwert für Trockenjahre (rote Linie).

Fig. 2: Actual and potential transpiration for beech, left: on p2BB-SS, right: on PPn. black line: mean, red columns: 5 driest years, red line: mean of 5 driest years.

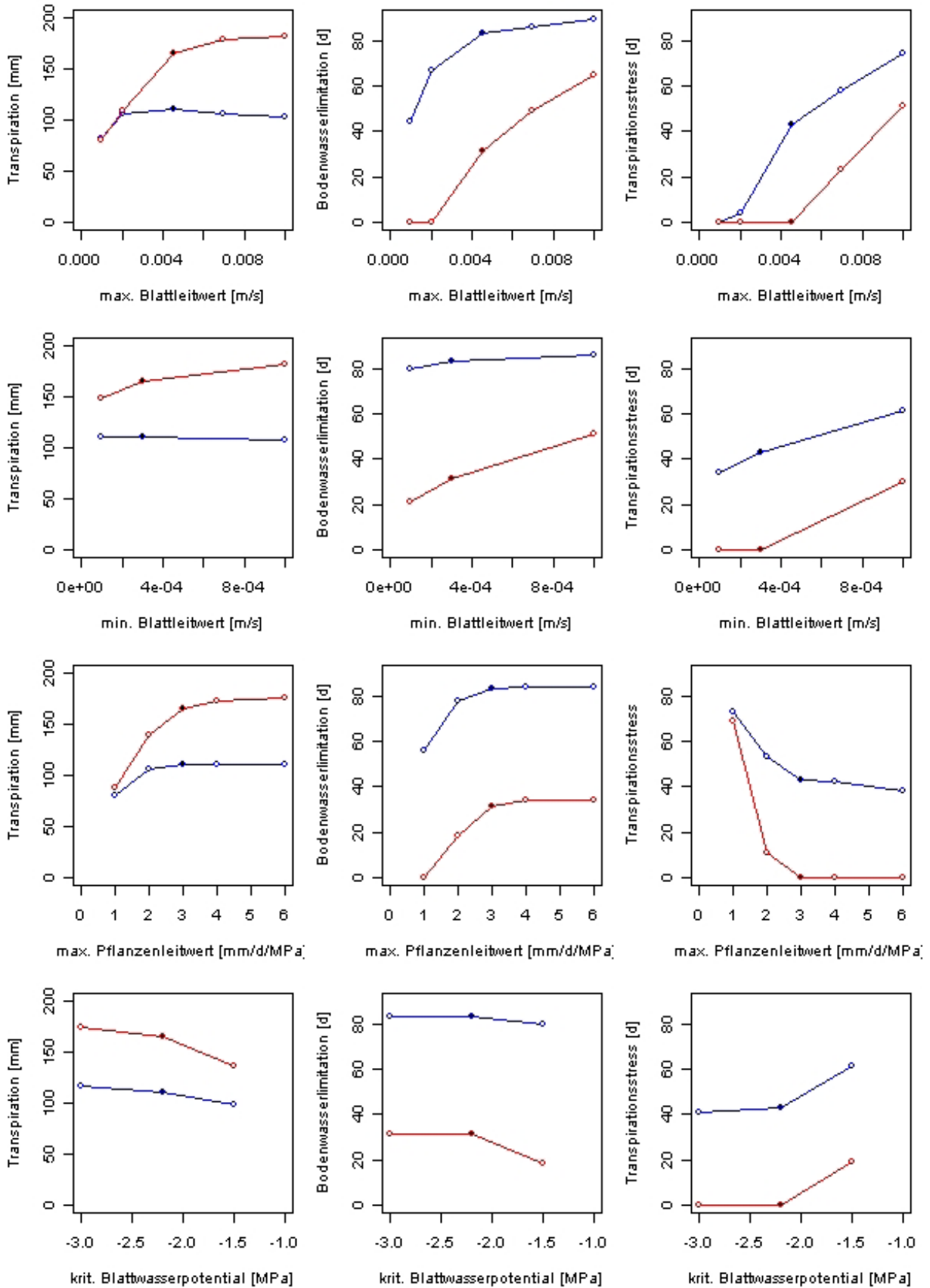


Abb. 3: Sensitivität der Transpiration, der Bodenwasserlimitation und des Transpirationsstresses auf die Modellparameter maximale und minimale Blattleitfähigkeit, maximaler Pflanzenleitwert und kritisches Blattwasserpotential für Buche und 2003, Braunerde-Pseudogley (rot) und Normpodsol (blau), gefüllte Symbole für Originalparameter.

Fig. 3: Sensitivity of transpiration, limited soil water supply and transpiration stress on the model parameters maximum and minimum leaf water conductivity, maximum plant conductivity and critical leaf water potential for beech in 2003, on p2BB-SS (red) and PPn (blue). Filled symbols indicate the applied parameter.

70%-Limits. Parameter, welche die maximale Pflanzenwasseraufnahme erhöhen, erhöhen den Quotienten und führen zu kleineren Werten dieses Stressindikators. Abbildung 3 bestätigt dies anhand von Modellrechnungen für den Buchenbestand für das trockene und verdunstungsstarke Jahr 2003. Ausgehend von den aus Messungen abgeleiteten Parametern (jeweils schwarzes Symbol in der Mitte) wurden die Parameter maximaler und minimaler Blattleitwert (für potentielle Transpiration) sowie maximaler Pflanzenleitwert und kritisches Blattwasserpotential (für maximale Pflanzenwasseraufnahme) variiert. Dargestellt sind die Ergebnisse für den Braunerde-Pseudogley und Normpodsol (vgl. Tab. 1).

Auf Änderungen des maximalen Blattleitwertes und des Pflanzenleitwertes erfolgen besonders sensitive Reaktionen. Zu beachten ist, dass der Podsol-Standort bereits zu Beginn der Sommerperiode sehr trocken ist und damit die Änderungen geringer sind. Trotz verdunstungsfördernder Parameteränderung wird deshalb die Verdunstung in der betrachteten Zeitspanne verringert als Resultat der bereits im Frühsommer erfolgten Bodenwasserausschöpfung.

Die Kenntnis über die Sensitivität dieser Parameter auf den berechneten Wasserhaushalt und seine Komponenten ist bedeutsam, wenn Szenarien alternativer Bestockungen betrachtet werden. Die beiden letzten Spalten der Tab. 2 zeigen beispielsweise die Spannweiten der in der Literatur gefundenen Werte der maximalen Blattleitfähigkeit und der maximalen Pflanzenleitfähigkeit für die mit Literaturwerten parametrisierten Bestockung Kiefer. Auch für Eiche wurden von den in Tab. 2 aufgeführten Werten stark abweichende Angaben gefunden. Als maximalen Blattleitwert ermittelten MORECROFT & ROBERTS (1999) einen Wert von 12,2 mm/s, während DREYER et al. (1990) ein kritisches Blattwasserpotential von -2,24 MPa (-3,3 nach BRÉDA et al. 1993, *Q. robur* -2,5 nach OSONUBI & DAVIES 1978, zit. in BACKES 1996) bestimmt haben.

Die Sensitivitätsanalyse verdeutlicht, dass das Modell sehr sensitiv auf den Blattleitwert und den Pflanzenleitwert reagiert. Darin zeigt sich ein großes Dilemma für das Vorhaben, bestockungsspezifische Parameter für Szenarien unterschiedlicher Waldbewirtschaftung zu verwenden: In der Literatur existiert eine breite Palette an Parameterwerten, aber meist ist für einen Bestand kein konsistenter Parametersatz verfügbar. Eine Zuordnung von Parametern zu Bestandeseigenschaften wie Alter oder Bestandesdichte bzw. Aussagen über mögliche Abhängigkeiten von Bodenart oder Klimazone sind bislang nicht möglich. Die Parameterunsicherheit für die Bestockung ist folglich als sehr hoch einzuschätzen, wenn keine Untersuchungsergebnisse aus den Modellgebieten vorliegen.

3.2 Wasserhaushalt und Stressindikatoren

In Tab. 3 sind die aktuelle und die potenzielle Transpiration sowie die Indikatoren des Wasserhaushaltes für alle Modellböden und Bestockungen dargestellt. Alle berechneten Werte wurden gemittelt für die Sommerperioden der fünf trockensten Jahre des Betrachtungszeitraumes. Die angegebenen Spannen spiegeln die Variation durch lokale meteorologische Verhältnisse entsprechend des Reliefs wider. Wasserüberschuss in Form von Stauwasser (STR_{FK}) spielt bei den betrachteten Standorten nur eine geringe Rolle. Die Unterschiede bezüglich der einzelnen Böden sind gering, für die verschiedenen Bestockungen vernachlässigbar.

Es ist deutlich erkennbar, dass der Einfluss von Bodenart und Bestockung in der gleichen Größenordnung liegt, wie

die Variabilität des Reliefs, die traditionell als Grundlage für die Wasserhaushaltsklassifikation von Waldstandorten dient. Das gilt sowohl für die Transpiration als auch für die Stressindikatoren.

Für Buche und Eiche zeigt sich jeweils eine ähnliche Verteilung der Indikatoren Bodentrockenheit (STR_{BW}) und Trockenstress (STR_T). Für die stärker verdunstende Eiche wird das 40%-Limit des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrates öfter unterschritten als bei Buche. Die Anzahl der Tage, an denen der 70%-Wert der potenziellen Transpiration unterschritten wird, unterscheidet sich jedoch weniger deutlich, da die Eichen auch bei trockeneren Böden eine stärkere maximale Wasseraufnahme ermöglichen. Das resultiert einerseits aus dem wesentlich höheren maximalen Pflanzenleitwert MXKPL. Andererseits führt das niedrigere kritische Blattwasserpotential der Eiche zu größeren Potentialgradienten (vgl. Tab. 2).

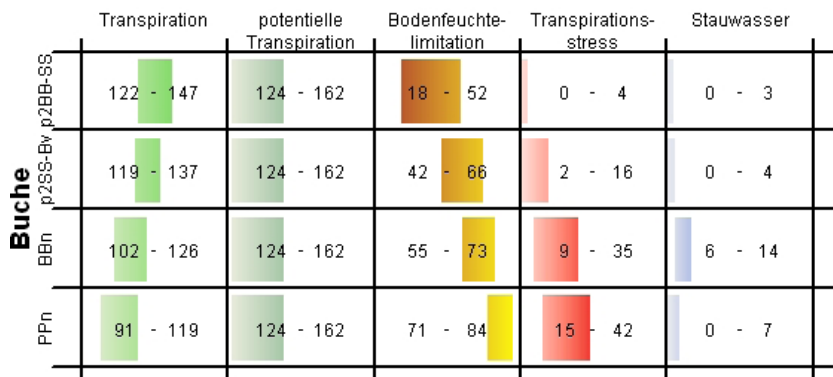
Kiefer zeigt trotz einer hohen Verdunstung eine geringere Anzahl von Tagen mit Unterschreitung der Schwellenwerte. Ursache hierfür ist die wesentlich geringere Interzeption, die insbesondere in den Trockenjahren eine deutlich stärkere Erneuerung der Bodenwasservorräte als bei Buche, Eiche und Fichte nach sich zieht. Außerdem begrenzt der niedrige LAI die potentielle Verdunstung. Das hohe (betragsmäßig kleine) kritische Blattwasserpotential von -1,5 MPa reduziert bei austrocknenden Böden den Potentialgradienten und führt daher in solchen Phasen zu geringerer Transpiration. Dadurch wird die Austrocknung verlangsamt; STR_{BW} fällt geringer aus als für Buche und Eiche (vgl. Tab. 2).

Eine Kombination der beiden Indikatoren des Wasserhaushaltes zur Standortcharakterisierung ermöglicht eine Einschätzung, wie stark der Verdunstungsanspruch befriedigt werden kann und inwieweit die Ursache dafür in den Bodenwasserbedingungen zu suchen ist. Der Nutzen der Berücksichtigung zweier verschiedener Parameter fällt bei der Betrachtung der Werte für Fichte auf. Bei allen Böden unter Fichte ist die Anzahl der Tage der Unterschreitung des 70%-Wertes der potenziellen Transpiration sehr hoch, obwohl der 40%-Schwellenwert des Indikators Bodentrockenheit kaum unterschritten wird. Aufgrund des extrem niedrigen maximalen Pflanzenleitwertes MXKPL (Tab. 2) kann die Fichte keine hohen Verdunstungsraten erreichen. Das 70%-Limit der potentiellen Verdunstung kann nur erreicht werden, wenn die potentielle Verdunstung gering genug ausfällt. Die Spannen für den Trockenstress STR_T sind für alle Böden gleich, egal wie oft das 40%-Limit des Bodenwassers unterschritten wird. Eine Verdunstungslimitierung durch mangelnden Bodenwasservorrat ist demnach nicht gegeben. Zu beachten ist, dass die Fichte im Gegensatz zu Buche, Eiche und Kiefer für die betrachteten Böden nicht standortsgerecht ist.

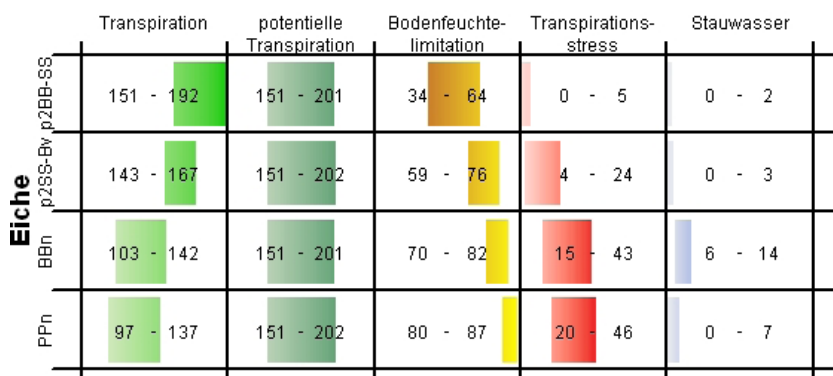
4 Schlussfolgerungen

Anhand von vier verschiedenen Böden des Tharandter Waldes konnte mit Hilfe von Modellrechnungen gezeigt werden, dass die hydraulischen Bodeneigenschaften einen ähnlichen Einfluss auf Transpiration und Trockenstress haben wie reliefbedingte räumliche Schwankungen der meteorologischen Bedingungen. Ferner zeigt auch die Art der Bestockung eine deutliche Wirkung auf den Wasserhaushalt.

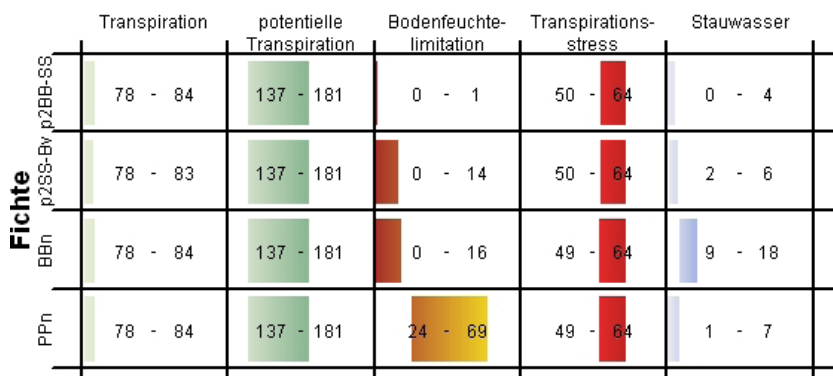
Die Beurteilung von Trockenstress anhand der zwei Parameter Bodenfeuchte-limitierung und Trockenstress hebt unterschiedliche Aspekte des Wassermangels hervor und unterstreicht damit verdunstungsbezogene Pflanzeigenschaften. So



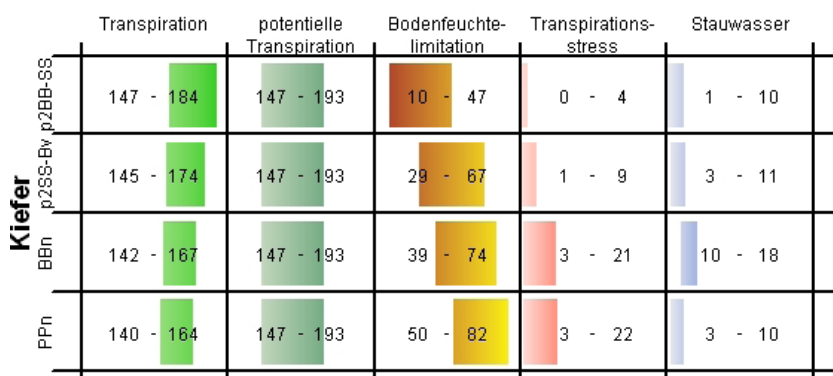
a)



b)



c)



d)

Tab. 3: Aktuelle und potentielle Transpiration (beide im mm), Stressindikatoren für Bodenwasserlimitierung (STR_{BW}) und Trockenstress (STR_T), jeweils Juni–August, Mittelwert der Trockenjahre 1976, 1989, 1990, 2000 und 2003 und Feuchtestreß (STR_{FK}) Mittel der Feuchtestjahre 1971, 1974, 1977, 1980 und 1995.

Tab. 3: Actual and potential transpiration (in mm) as well as stress indicators for soil water limitation (STR_{BW}), for drought (STR_T) (for June–August, means of driest years 1976, 1989, 1990, 2000 and 2003) and for stagnant moisture (average of wettest years 1971, 1974, 1977, 1980 and 1995).

weist der hohe Verdunstungsstressindikator für Fichte gepaart mit einer äußerst geringen Bodenfeuchtelimitation auf eine schlechte Anpassung der Baumart an den Standort hin.

Eine Sensitivitätsanalyse der wichtigsten transpirationssteuernden Pflanzenparameter legt die Wirkung der Parameter auf die Stressindikatoren offen. Parameter, die die maximale

Pflanzenwasseraufnahme steuern, wirken konträr auf die Trockenstressindikatoren.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Kombination von Bodeneigenschaften und physiologischen Kennwerten verschiedener Baumarten zu einer sinnvollen Standortsbewertung führen kann, die dem beobachteten Verhalten von Beständen an verschiedenen Standorten entspricht. Vorteil der

modellgestützten Bewertung ist die nachvollziehbare Quantifizierung und Abstufung.

Eine bessere Kenntnis solcher Zusammenhänge ermöglichte eine spezifischere Stressbetrachtung, z. B. durch bestockungstypische Limits in den Stressindikatoren.

Vor dem Hintergrund der dargestellten Parametersensitivität ist jedoch zu betonen, dass noch erheblicher Forschungsbedarf bezüglich bestockungsspezifischer Parameter, die die Wasseraufnahme und Transpiration regulieren, besteht. Es fehlen allgemein Studien, aus denen sich komplette Parametersätze ableiten lassen. Weiter besteht Bedarf an Studien aus einer Region, bei denen vergleichend bestockungsspezifische Parameter für unterschiedliche Baumarten aber bei ähnlichen Standortbedingungen ermittelt werden.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Förderung unseres Verbundprojektes (Kennzeichen FE 504/2-1 und -2).

Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. 5. Aufl., Hannover: 438 S.
- BACKES, K. (1996): Der Wasserhaushalt vier verschiedener Baumarten der Heide-Wald-Sukzession. Dissertation, Universität Göttingen: 134 S.
- BERNHOFER, CH., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., EICHELHANN, U., MENZER, A., FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K. (2011): Mikrometeorologische, pflanzenphysiologische und bodenhydrologische Messungen in Buchen- und Fichtenbeständen des Tharandter Waldes. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 17-28.
- CIENCIALA, E., KUCERA J., RYAN M.G., LINDROTH A. (1998): Water flux in boreal forest during two hydrologically contrasting years; species specific regulation of canopy conductance and transpiration. *Ann. Sci. For.* **55**: 47-61.
- CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., SCHWÄRZEL, K., BERNHOFER, CH. (2011): Relationships between canopy transpiration, atmospheric conditions and soil water availability – analyses of long-term measurements in an old Norway spruce forest at the Ore Mountains/Germany *Agricultural and Forest Meteorology* (submitted).
- DREYER, E., BOUSQUET, F., DUCREY, M. (1990): Use of pressure volume curves in water relation analysis on woody shoots: influence of rehydration and comparison of four European oak species. *Ann. Sci. For.* **47**: 285-297.
- EPRON, D., DREYER, E. (1993): Long-term effects of drought on photosynthesis of adult oak trees [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.] in a natural stand 1993. *New Phytol.* **125**: 381-389.
- FEDERER, C.A. (1995): BROOK90: A simulation model for evaporation, soil water and stream flow, Version 3.1 Computer Freeware and Documentation. USDA Forest Service, PO Box 640, Durham NH 03825, USA.
- FEDERER, C.A., VÖRÖSMARTY, C., FEKETE, B. (1996): Intercomparison of methods for calculating potential evaporation in regional and global water balance models. *Water Resour Res* **32**: 2315-2321.
- GRANIER, A., BREDI, N. (1996): Modelling canopy conductance and stand transpiration of an oak forest from sap flow measurements. *Ann. Sci. For.* **53**: 537-546.
- GRANIER, A., BIRON, P., KÖSTNER, B., GAY, L.W., NAJJAR, G. (1996): Comparisons of xylem sap flow and water vapour flux at the stand level and derivation of canopy conductance for Scots pine. *Theor. Appl. Climatol.* **53**: 115-122.
- 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.
- HAMMEL, K., KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushaltes von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München* **185**: 1-136.
- KÖSTNER, B., BIRON, P., SIEGWOLF, R., GRANIER, A. (1996): Estimates of water vapor flux and canopy conductance of Scots pine at the tree level utilizing different xylem sap flow methods. *Theor. Appl. Climatol.* **53**: 105-113.
- KÖSTNER, B., CLAUSNITZER, F. (2011): Die Transpiration eines Fichten- und Buchenbestandes unter Bodentrockenheit im Tharandter Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 29-35.
- MORECROFT, M.D., ROBERTS, J.M., (1999): Photosynthesis and stomatal conductance of mature canopy Oak (*Quercus robur*) and Sycamore (*Acer pseudoplatanus*) trees throughout the growing season. *Functional Ecology* **13**: 332-342.
- POYATOS, R., LORENZ, P., PINOL, J., RUBIO, C. (2008): Response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.) to soil and atmospheric water deficits under Mediterranean mountain climate. *Ann. Sci. For.* **65**: 306.
- SCHWÄRZEL, K., HÄNTZSCHEL, J., GRÜNWALD, T., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2007): Fundamentals of spatial-distributed simulation of water balance of forest sites. *Advances Geoscience* **11**: 43-47.
- SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH. (2009a): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *For. Ecol. Manage.* **258**: 2163-2174.
- SCHWÄRZEL, K., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., HÄNTZSCHEL, J., GRÜNWALD, T., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2009b): Soil water content measurements deliver reliable estimates of water fluxes: A comparative study in a beech and a spruce stand in the Tharandt Forest (Saxony, Germany). *Agricultural and Forest Meteorology* **149**: 1994-2006.
- SCHWÄRZEL, K., PETERS, R., PETZOLD, R., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., CLAUSNITZER, F., SPANK, U., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2011): Räumlich-differenzierte Berechnung und Bewertung des Standortswasserhaushaltes von Wäldern des Mittelgebirges. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 119-126.
- SHUTTLEWORTH, W.J., WALLACE, J.S. (1985): Evaporation from sparse crops – an energy combination theory. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* **111** (469): 839-855.
- STURM, N., KÖSTNER, B., HARTUNG, W., TENHUNEN, J.D. (1998): Environmental and endogenous controls on leaf- and stand level water conductance in a Scots pine plantation. *Ann. Sci. For.* **55**: 237-253.
- STURM, N. (1988): Steuerung, Skalierung und Umsatz der Wasserflüsse im Hartheimer Kiefernforst (*Pinus sylvestris* L.). *Bayreuther Forum Ökologie* **63**: 190 S.
- WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., NEMES, A., LE BAS, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* **90**: 169-185.

submitted: 13.01.2011
reviewed: 15.02.2011
accepted: 28.04.2011

Autorenanschrift:

Dr. Ronny Peters, Dr. Kai Schwärzel,
Prof. Dr. Karl-Heinz Feger
Technische Universität Dresden
Institut für Bodenkunde und Standortslehre
Pienner Straße 19, 01737 Tharandt
E-Mail: ronny.peters@forst.tu-dresden.de
E-Mail: kai.schwaerzel@forst.tu-dresden.de
E-Mail: fegerkh@forst.tu-dresden.de

Dr. Barbara Köstner, Falko Clausnitzer,
Prof. Dr. Christian Bernhofer
Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Pienner Straße 21, 01737 Tharandt
E-Mail: barbara.koestner@forst.tu-dresden.de
E-Mail: falko.clausnitzer@forst.tu-dresden.de
E-Mail: christian.bernhofer@forst.tu-dresden.de

Fuzzy-Inference-Systeme zur Regionalisierung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern

Regionalization of the site water balance in forests using fuzzy inference systems

Ronny Peters, Kai Schwärzel & Karl-Heinz Feger

Abstract

Relief-dependent variations in micro-climatic parameters control evaporation and soil water conditions of forests. Therefore, mapping of soil water conditions in mountainous terrain requires that model computations have a high spatial resolution. Unfortunately, highly sophisticated, physically based modeling in combination with a large number of model runs leads to demanding computation costs. To overcome these shortcomings, a physically and physiologically based water balance model was combined with fuzzy inference systems. Grid-point-specific factors representing the systematic alteration of the station data due to the topography are the basis for the parameterization of the antecedent side of the fuzzy system. Model outputs of the water balance model BROOK90 were used directly as parameters of the consequents of the fuzzy rules. Thus, the parameterization of the fuzzy inference system is model-based and objective, and parameter training is not required. The validation of the method shows only small differences between fuzzy system outputs and BROOK90 results.

Keywords: *fuzzy inference system, regionalization, soil water modeling, water balance modeling*

Zusammenfassung

Um bei der flächenhaften Modellierung des Wasserhaushaltes aus dem Relief resultierende Variabilitäten der meteorologischen Eingangsgrößen zu berücksichtigen, ist eine hohe räumliche Auflösung erforderlich. Das führt zu hohen Rechenzeiten. Die Kombination physikalisch und physiologisch begründeter Modellierung mit Fuzzy-Inference-Systemen (FIS) zeigt einen Weg aus diesem Dilemma. Rasterpunktspezifische Korrekturfaktoren widerspiegeln das Verhältnis zwischen den meteorologischen Bedingungen am Standort zu den Messwerten an der Klimastation. Diese Korrekturfaktoren werden direkt zur Parametrisierung der Bedingungen der Fuzzyregeln verwendet. Als Parameter der Folgerung werden direkt Modellergebnisse des forsthydrologischen Modells BROOK90 eingesetzt. Damit erfolgt eine objektive modellgestützte Parametrisierung des FIS. Ein Training wird nicht ausgeführt. Die Validierung der Methode zeigt nur geringe Abweichungen zwischen den Modellergebnissen und den FIS-Outputs.

Schlüsselwörter: Fuzzy-System, Regionalisierung, Wasserhaushaltsmodellierung, Bodenwasser

1 Einleitung

Im Allgemeinen werden die Wasserflüsse in hydrologischen Modellsystemen eindimensional vertikal betrachtet. Eine

zwei- oder dreidimensionale Modellierung des Bodenwasserhaushaltes ist zeitlich aufwendig und daher auf spezielle Anwendungen beschränkt (siehe den Review von KÖHNE et al. 2009). Daher werden für die flächenhafte Berechnung des Wasserhaushaltes auf der Landschaftsskala meist nur eindimensionale Ansätze verwendet. Einzugsgebietsmodelle wie WaSim-ETH (SCHULLA & JASPER 1999) oder AKWA-M (MÜNCH 2004) berechnen die Wasserhaushaltskomponenten raster- oder hydrotopbasiert. Der Abfluss zum Pegel oder Gebietsauslass erfolgt dabei durch externe Routingvorschriften wie die Anwendung von Flächenlaufzeitfunktionen.

Für die modellgestützte Klassifikation des Wasserhaushaltes von Waldstandorten wurde das eindimensionale Standortwasserhaushaltsmodell BROOK90 (FEDERER 1995) mit einem Geoinformationssystem kombiniert (SCHWÄRZEL et al. 2009). Das Modellsystem erlaubt die Berechnung des Wasserhaushaltes in Abhängigkeit von Relief, Boden und Standort. Eine flächenhafte Visualisierung der Ergebnisse in Form neuer Standortskarten bildet die Grundlage für die modellgestützte Bewertung des Wasserhaushaltes von Wäldern (SCHWÄRZEL et al. 2011). Die Anwendung der Methodik auf der Landschaftsskala in Verbindung mit einer hohen räumlichen Auflösung zur adäquaten Berücksichtigung der kleinräumigen Variabilität in Relief, Boden und Bestockung führt dabei zu einem enormen Rechenzeiten. Die Berechnung der vertikalen Wasserflüsse für eine Zeitreihe von 39 Jahren unter Berücksichtigung der relevanten physikalischen und physiologischen Prozesse nahm zwischen 20 und 30 Minuten in Anspruch (PETERS et al. 2011a). Das Testgebiet mit einer Fläche von nur 4 km² (SCHWÄRZEL et al. 2009, 2011) erfordert bei einer räumlichen Auflösung von 25 Metern (6.400 Rasterpunkte) eine Rechenzeit von annähernd 3 Monaten. Für Klimaszenarienrechnungen oder die Betrachtung alternativer Bestockungen (PETERS et al. 2011a) ist dieser Rechenaufwand inakzeptabel.

2 Ansätze künstlicher Intelligenz in der Hydrologie

Um auch auf der Landschaftsskala bei der exakten physikalisch basierten Modellierung eine akzeptable Rechenzeit zu erreichen, werden in der Hydrologie zunehmend Methoden der künstlichen Intelligenz (AI, Artificial Intelligence) genutzt (SCHÜTZE 2005). Dabei werden vorwiegend künstliche neuronale Netze (ANN) angewandt, da sich diese hervorragend eignen, beliebige funktionale Zusammenhänge wiederzugeben (PETERS 2008). SOLOMATINE & AVILA TORRES (1996) trainierten ANN, um die Bewirtschaftung von Talsperren zu optimieren. Dabei wurde das ANN anstatt des ursprünglich verwendeten hydrodynamischen Moduls in das Bewirtschaftungsmodell integriert. PETERS (2008) verwendet künstliche neuronale Netze für die operative Hochwasservorhersage, um ein kombiniertes Modellsystem aus dem Niederschlags-Abfluss-Modell

WaSim-ETH und dem hydrodynamisch-numerischen Modell HEC-RAS zu ersetzen.

Neuerdings haben Fuzzy Inference Systems (FIS, in der Literatur auch Fuzzy-Inference-Systeme) Eingang in die hydrologische Modellierung gefunden. Ein grundsätzlicher Unterschied aus praktischer Sicht beruht auf der Transparenz des Modells: Neuronale Netze sind reine Black-Box-Modelle. Mit einer Datenbasis für das Training der ANN, die alle denkbaren Konstellationen umfaßt, kann ein zuverlässiges Modell erstellt werden. FIS haben gegenüber ANN den Nachteil, dass der Rechenaufwand mit zunehmender Zahl an Eingangsgrößen überproportional steigt. Jedoch sind die Parameter eines FIS im Gegensatz zu ANN physikalisch interpretierbar. Daher ist die Bezeichnung ‚grey box‘ (im Gegensatz zur ‚black box‘) geläufig.

Arbeiten von BERND et al. (1999), STÜBNER & GEMMAR (1997) oder ALVISI et al. (2006) zeigen, dass sich sowohl ANN als auch FIS zur hydrologischen Modellerstellung eignen. Dabei kann bei der Modellerstellung auch Expertenwissen berücksichtigt werden. Folgerichtig finden FIS in die Modellierung als konzeptionelle Modellbausteine oder Modelle Eingang (z. B. HUNDECHA, BARDOSSY & THEISEN 2001 oder in ZEKÂI ŞEN 2010)

Bei der Erstellung eines FIS als rein datengetriebenen Ansatz oder eines ANN wird generell wie folgt vorgegangen:

- Erstellen aller denkbaren Inputszenarien
- Berechnung der dazugehörigen Systemantworten mit den Prozessmodellen
- Identifizierung der relevanten Eingangsgrößen
- Auswahl und Training des AI-Tools

Die Erfordernisse der reliefabhängigen Wasserhaushaltsmodellierung unterscheiden sich insofern deutlich von den oben genannten Beispielen, da

- eine Erstellung einer Datenbank aller denkbaren Boden- und Pflanzenparameter und deren Kombinationen äußerst aufwendig und wenig sinnvoll wäre und
- eine größere Anzahl von Zielvariablen (Transpiration, Evapotranspiration, Stressindikatoren, langjährige Mittel oder Einzeljahre) existiert.

Daher wurde basierend auf Fuzzy-Inference-Systemen eine Methode entwickelt, die mit Hilfe weniger Modellläufe und für beliebige Modellergebnisse parametrisiert werden kann und trotzdem die physikalischen und physiologischen Charakteristika des verwendeten Modells beibehält. Den Autoren sind keine Beispiele für die Verwendung von FIS als Metamodelle in hydrologische Fragestellungen bekannt.

3 Fuzzy Inference Systems zur Optimierung des Rechenaufwandes

Die Abbildung der räumlichen Variabilität der Wasserhaushaltskomponenten als Folge der reliefbedingten Schwankungen der meteorologischen Eingangsgrößen wurde durch die Implementierung einer GIS-Schnittstelle im BROOK90 gelöst. Mithilfe von GIS-Routinen wurden für die Eingangsgrößen digitale Karten für Korrekturfaktoren der meteorologischen Größen bezogen auf die Messwerte an der Klimastation erstellt (SCHWÄRZEL et al. 2009, 2011). Diese Korrekturfaktoren wurden

für jedes Datum im Jahr berechnet. In BROOK90 wurden die einzelnen Gridpunkte nacheinander prozessiert, wobei für jeden Gridpunkt die jeweiligen Korrekturfaktoren eingelesen und mit den Stationsdaten die aktuellen standortspezifischen Eingangsgrößen ermittelt wurden.

Um den kleinskaligen, reliefbedingten Schwankungen gerecht zu werden, ist eine hohe räumliche Auflösung vonnöten. Wie bereits weiter oben erwähnt, unterteilt sich beispielsweise die vier Quadratmeter große Testfläche bei einer Gridweite von 25 Metern in 6.400 Gridpunkte. Für den gesamten Tharandter Wald wären dann bereits mehr als 200.000 Rechenläufe erforderlich.

Die nachfolgend vorgestellte Methode ermöglicht mit Hilfe weniger Modellläufe und für eine beliebige Bilanzgröße bzw. einen beliebigen Stressindikator ein FIS zu parametrisieren und damit die physikalischen und physiologischen Charakteristika des Modells beizubehalten. Der Gültigkeitsbereich einer Parametrisierung des Fuzzy-System soll sich auf alle Ausprägungen der reliefbedingten Variabilität der meteorologischen Größen für eine bestimmte Bodenart und Bestockung erstrecken.

Eine kompakte, theoretische Einführung zu FIS findet sich unter MATHWORKS (2010). Hier wurden FIS des Mamdani-Typs verwendet. Die Realisierung erfolgte mit der GNU-GPL-Software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010) und dem Package ‚sets‘ (MEYER & HORNIK 2010).

FIS sind Grey-Box-Modelle, das heißt, die Berechnung erfolgt durch eine Input-Output-Beziehung ohne Implementierung prozessbeschreibender Ansätze. Allerdings ist eine Interpretation der im Folgenden beschriebenen Fuzzyregeln möglich, damit kann auch Expertenwissen bei der Parametrisierung berücksichtigt werden. Die Fuzzy-Logik basiert auf unscharf abgegrenzten Klassen (fuzzy sets). Die Zugehörigkeit eines Elements zu einem Fuzzyset wird durch eine Zugehörigkeitsfunktion (membership function) geregelt. Diese kann alle reellen Werte zwischen 0 (nicht zugehörig) bis 1 (zugehörig) annehmen (Abb. 1).

Für die relevanten meteorologischen Größen Niederschlag (Abb. 1), Temperatur (kalt-warm) und Globalstrahlung (niedrig-mittel-hoch) werden Zugehörigkeitsfunktionen erstellt. Die Anzahl der Fuzzysets je Eingangsgröße richtet sich nach ihrer Relevanz für die Zielgröße. Da sich die Windgeschwindigkeit

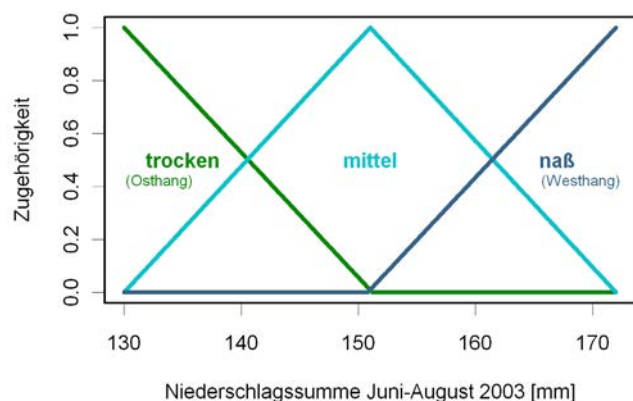


Abb. 1: Zugehörigkeitsfunktionen für Niederschlag (trocken-mittel-naß).

Fig. 1: Membership functions of precipitation (dry-medium-wet).

als wenig sensitiv erwiesen hat, wurde darauf verzichtet, Zugehörigkeitsfunktionen abzuleiten. Der Einfluss von Niederschlag und Globalstrahlung ist größer als der der Tagesmaximaltemperatur. Daher wurden für diese beiden Größen je drei Zugehörigkeitsfunktionen gewählt und für die Temperatur nur zwei. Im ersten Schritt werden die Eingangsgrößen „fuzzifiziert“, d.h., die Zugehörigkeit des konkreten Wertes zu den Fuzzysets ermittelt. Nach Abb. 1 wäre beispielsweise ein Niederschlag in der Vegetationszeit von 145 Millimetern „trocken“ mit einem Wahrheitswert von 0,25, „mittel“ mit 0,75 und „nass“ mit 0 (Falsch).

Ein FIS ist ein System von Fuzzyregeln, welches für die Berechnung der Transpiration beispielsweise lautet: "WENN es 'trocken' UND 'kalt' ist UND 'hohe' Einstrahlung vorliegt, DANN beträgt die Transpiration n Millimeter." Da die Bedingungen nicht nur Wahrheitswerte von 0 und 1 annehmen können, ist der UND-Operator mit einer bestimmten Operation – hier dem Produkt der Bedingungen – verbunden. Die Konklusion dieser Regeln, in diesem Falle die Höhe der Transpiration, ist wiederum jeweils ein Fuzzyset. Dabei wird hier nicht die dreiecksförmige, lineare Zugehörigkeitsfunktion verwendet, wie sie sich für die Eingangsgrößen als geeignet zeigt, sondern Gauß-Kurven. Der Grund dafür ist die Lage der Zentren (Zugehörigkeitswert = 1), die hier nicht zwangsläufig die gleichen Abstände aufweisen. Damit wird garantiert, daß sich die Zugehörigkeitsfunktionen überschneiden.

Die Parametrisierung des FIS besteht in der Festlegung der Zugehörigkeitsfunktionen. Für die Eingangsgrößen werden die Eckpunkte der Dreiecksfunktionen durch die jeweilige Spanne von reliefabhängiger Niederschlags-, Globalstrahlungs-, bzw. Temperaturkorrektur festgelegt. Die Mittelwerte der Funktionen für die Konklusionen werden für die konkreten Fälle mit dem Wasserhaushaltsmodell berechnet. Die Regeln werden also nicht angelernt, sondern direkt mit den Modellergebnissen parametrisiert. Hier ergeben sich aus den je 3 Varianten für Niederschlag und Globalstrahlung und 2 Varianten für Temperatur $3 \times 3 \times 2 = 18$ Regeln. Damit muss – unabhängig von der Anzahl der zu modellierenden Gridpunkte – das Wasserhaushaltsmodell für nur 18 Varianten je Bodenart und Bestockung betrieben werden. Zusammengefasst ergeben sich folgende

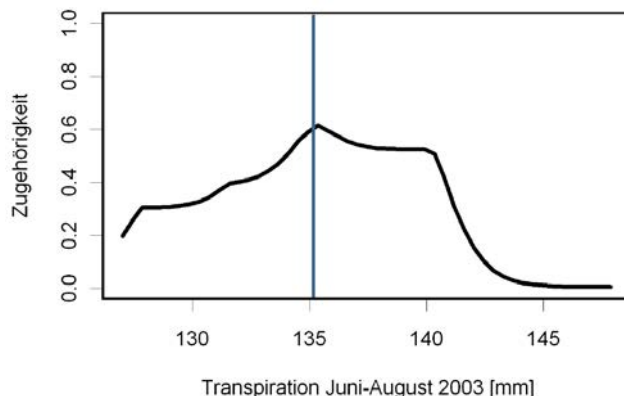


Abb. 2: Defuzzifizierung des Outputs mit der Schwerpunkt-methode.

Fig. 2: Defuzzification of the output with the centroid method.

Schritte zur Erstellung des FIS:

1. Definition der dreieckigen Zugehörigkeitsfunktionen für topographieabhängige Niederschlags-, Temperatur- und Globalstrahlungsverteilung (3, 2 und 3 Klassen).
2. Erstellen des kompletten Regelsatzes (18 Regeln aus $3 \times 2 \times 3 = 18$ Kombinationen).
3. Berechnung der exakten Resultate der 18 Kombinationen für Zugehörigkeitswerte = 1.
4. Direkte Übertragung der Modellergebnisse (Bilanzgröße/Stressfaktor) auf die Konklusionen der Regeln.

Die Berechnung der entsprechenden Wasserhaushaltsgröße bzw. eines Stressfaktors eines beliebigen Gridpunktes erfolgt anschließend mithilfe des parametrisierten FIS: Jede Regel kommt zur Anwendung, die Konklusion einer Regel beeinflusst das Ergebnis umso stärker, je „wahrer“ die Bedingung ist. Die Ausgabe ist wiederum ein Fuzzy-Set. Die Umwandlung eines

Tab. 1: Zusammenfassung der Methodik zum kombinierten Betrieb des Wasserhaushaltsmodells und des FIS.

Tab. 1: Summary of the methodology for a combined operation of a physically based water balance model and FIS.

Schritt	topographieabhängige Parametrisierung der Bedingungen	
1	Fuzzifizierung	Spanne der im Gebiet auftretenden Korrekturfaktoren zur Parametrisierung der Zugehörigkeitsfunktionen
2	Fuzzyregeln/Bedingungen	Regeln für alle möglichen Kombinationen aus den Klassen der drei Korrekturfaktoren
modellgestützte Parametrisierung der Konklusionen		
3	Modellrechnung BROOK90	Berechnung der Wasserhaushaltsgrößen/Stressparameter für eine Kombination Boden-Bestockung für alle Kombinationen aus Niederschlags-, Globalstrahlungs- und Temperaturklassen (Zugehörigkeitsgrad = 1)
4	Fuzzyregeln/Konklusionen	Parametrisierung der Konklusion der Regeln mit Modellergebnissen der jeweiligen Kombinationen der Korrekturfaktoren.
Anwendung		
5	Kombination der Regeln	Berechnung des Output-Fuzzy-Sets für jeden Gridpunkt
6	Defuzzifizierung	Umwandlung des Output-Fuzzy-Sets in konkreten Wert, Schwerpunkt-methode

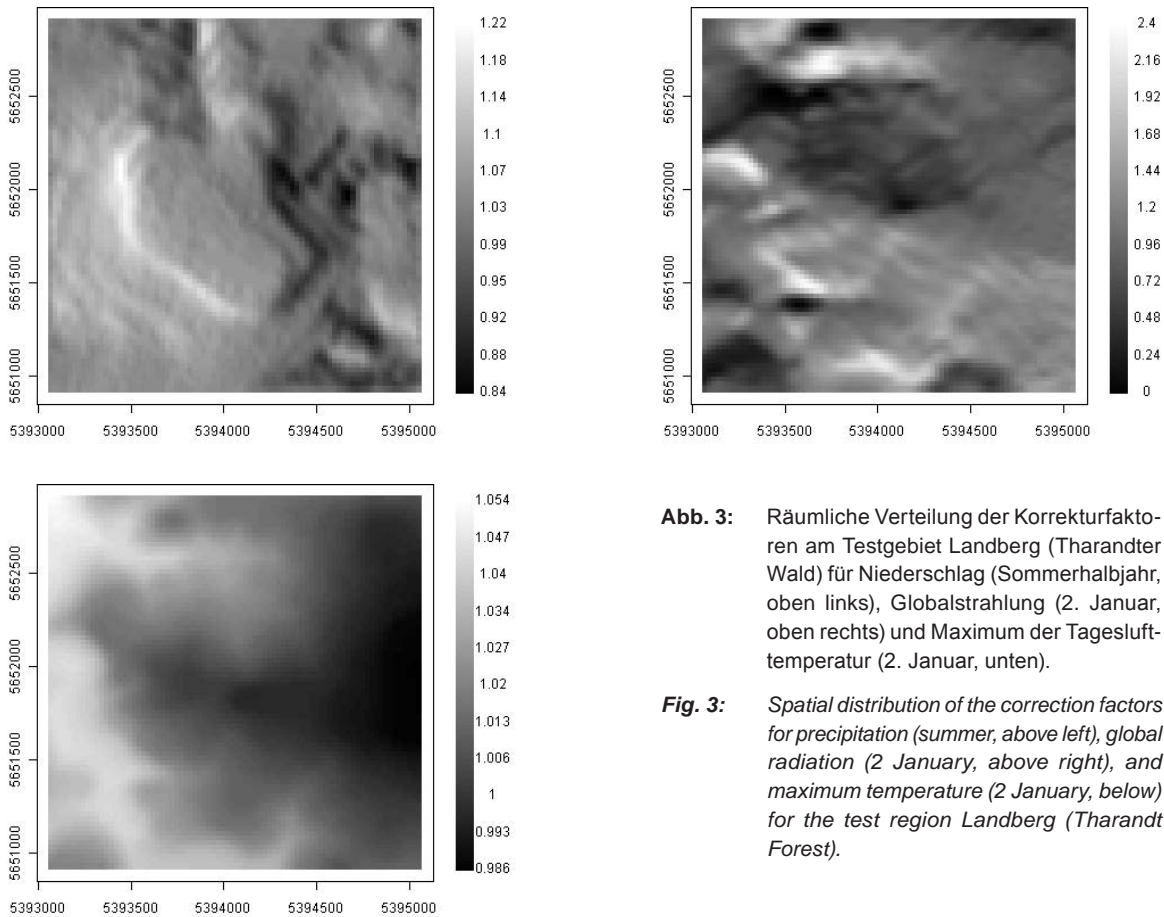


Abb. 3: Räumliche Verteilung der Korrekturfaktoren am Testgebiet Landberg (Tharandter Wald) für Niederschlag (Sommerhalbjahr, oben links), Globalstrahlung (2. Januar, oben rechts) und Maximum der Tageslufttemperatur (2. Januar, unten).

Fig. 3: Spatial distribution of the correction factors for precipitation (summer, above left), global radiation (2 January, above right), and maximum temperature (2 January, below) for the test region Landberg (Tharandt Forest).

Fuzzysets in einen konkreten Wert wird analog zur ‚Fuzzifizierung‘ der Eingangsgrößen ‚Defuzzifizierung‘ genannt. Hier wurde dazu die Schwerpunktmethode angewandt (siehe z. B. MATHWORKS 2010). Abb. 2 zeigt ein Beispiel, wie mit der Schwerpunktmethode aus einem Output-Fuzzy-Set der konkrete Wert (135 mm) für die Transpiration ermittelt wird.

Da sich diese Methode nur auf die meteorologischen Eingangsgrößen anwenden lässt, muss ein solches FIS für jede gewünschte Kombination aus Boden und Bestockung erstellt

werden. Für unser Testgebiet Landberg im Tharandter Wald (SCHWÄRZEL et al. 2011) reduziert sich jedoch der Rechenaufwand je Bestockungsszenario von 6.400 Gridpunkten auf 18 x 9 Böden = 162 Vertikalprofile. Die Rechenzeit für den Betrieb des FIS ist vernachlässigbar. Da ein aufwendiges Training des Fuzzysystems mit dieser Methode nicht nötig ist, ist die Erstellung mehrerer FIS mithilfe weniger Modellläufe ohne weiteres realisierbar. Da die Bedingungen sich auf die gleichen Eingangsgrößen mit ausschließlich topographieabhängigen Wertebereichen beziehen, bleiben die Bedingungen für alle

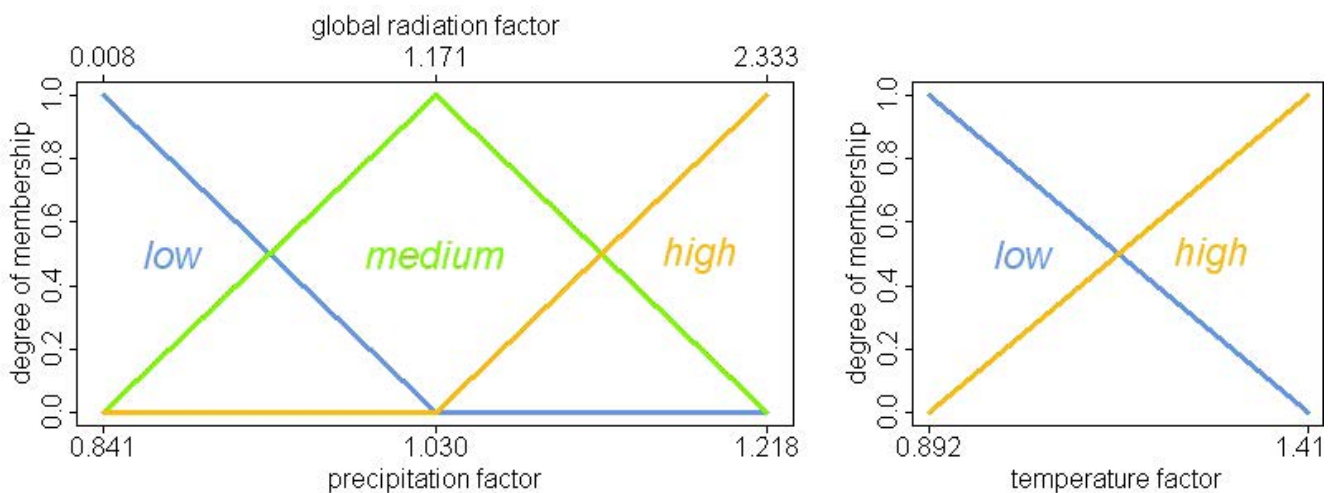


Abb. 4: Parameter für die Zugehörigkeitsfunktionen für die Eingangsgrößen (topographieabhängige Korrekturfaktoren, links: Niederschlag und Globalstrahlung, rechts: Temperatur).

Fig. 4: Parameters of the membership functions for the FIS inputs (topography-dependent correction factors; left: precipitation and global radiation, right: temperature).

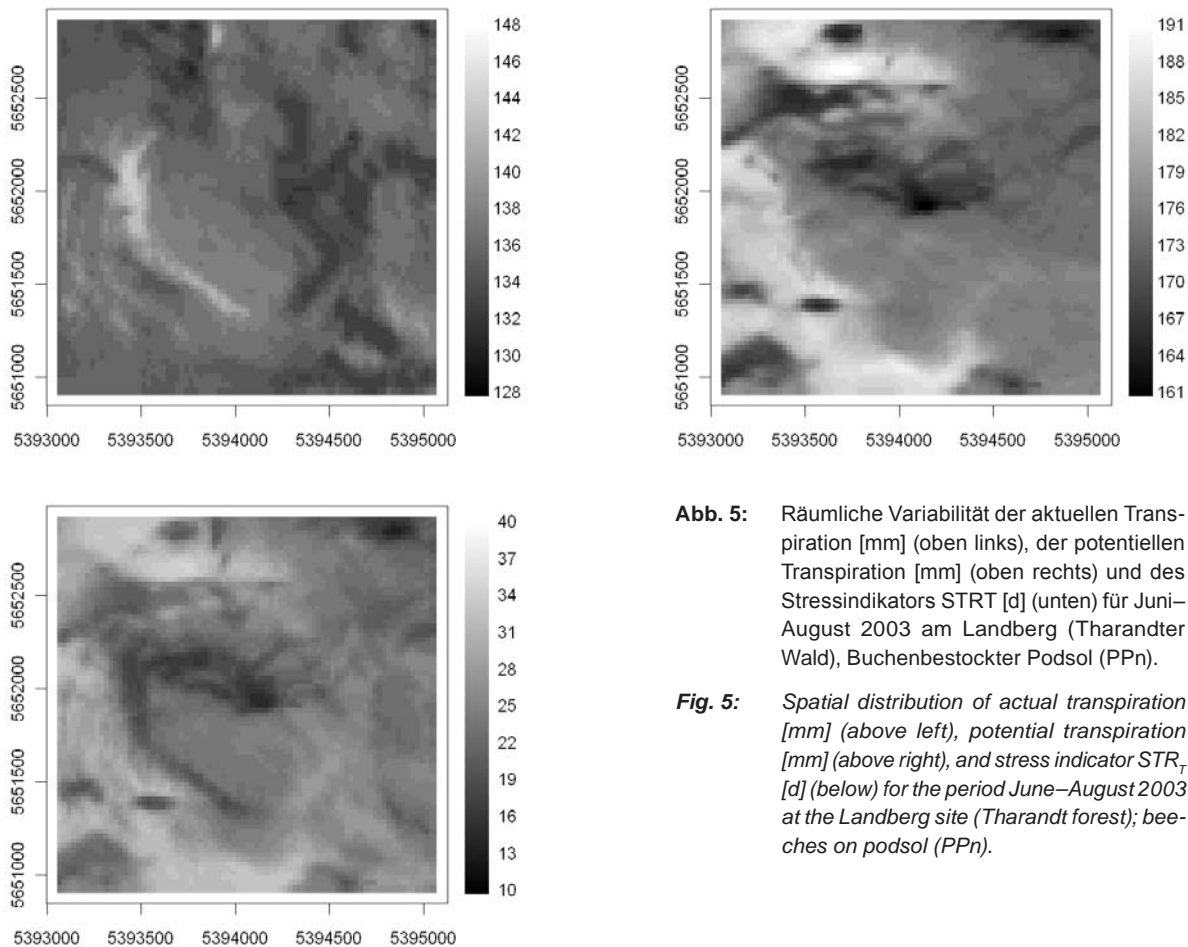


Abb. 5: Räumliche Variabilität der aktuellen Transpiration [mm] (oben links), der potentiellen Transpiration [mm] (oben rechts) und des Stressindicators STR_T [d] (unten) für Juni–August 2003 am Landberg (Tharandter Wald), Buchenbestockter Podsol (PPn).

Fig. 5: Spatial distribution of actual transpiration [mm] (above left), potential transpiration [mm] (above right), and stress indicator STR_T [d] (below) for the period June–August 2003 at the Landberg site (Tharandt forest); beeches on podsol (PPn).

FIS für das jeweilige Gebiet gleich.

Zusammenfassend ist die Methodik in Tabelle 1 dargestellt. Für die Berechnung einer anderen Bilanzgröße oder eines anderen Stressparameters müssen die Schritte 4–6 wiederholt werden, für eine andere Boden-Bestockungs-Variante für das gleiche Gebiet die Schritte 3–6.

4 Anwendung der Methode

Anhand des Trockenjahres 2003 soll das Prinzip verdeutlicht werden. Betrachtet werden hier die Summen der aktuellen und der potentiellen Transpiration in der Vegetationsperiode sowie der Indikator für den Transpirationsstress STR_T (Anzahl der Tage in der Vegetationsperiode, an denen die aktuelle Transpiration 70 Prozent der potentiellen unterschreitet).

Die räumlichen Verteilungen der Korrekturfaktoren für die Eingangsparameter Globalstrahlung und Maximum der Tageslufttemperatur (jeweils den 2. Januar) sowie Niederschlag für das Sommerhalbjahr sind in Abb. 3 dargestellt. Da die Korrekturfaktoren dem gleichen Jahresgang unterliegen und sich für die Rasterpunkte nur in der Amplitude unterscheiden, würden sich die Abbildungen für andere Tage im Jahr nur durch die Skalenbeschriftung von Abb. 3 unterscheiden. Die Gridpunkte sind durch den Faktor für einen Tag für das FIS folglich ausreichend charakterisiert. Aus den in Abbildung 3 jeweils auftretenden Minima und Maxima ergeben sich die Parameter für die Zugehörigkeitsfunktionen in Abbildung 4. Diese Eingangsparameter gelten nun für das Untersuchungsgebiet unabhängig von Zielgröße oder Bilanzzeitraum. Aus je 3 Klassen für die Korrekturfaktoren für Globalstrahlung und Niederschlag und den 2 Klassen für die Temperatur ergeben

sich 18 Kombinationen und daher 18 Fuzzy-Regeln. Das parametrisierte Wasserhaushaltsmodell BROOK90 wird nun für alle 18 Kombinationen aus diesen Werten in Abbildung 4 gerechnet, wobei die Korrekturfaktoren für die Zugehörigkeitsgrade von 1 verwendet werden.

Aus den Modellergebnissen werden anschließend die gewünschten Ausgabegrößen extrahiert. Die 18 Varianten können nun den Konklusionen der Fuzzyregeln zugeordnet werden. Treten verschiedene Böden oder Bestockungen auf, müssen diese einzeln berechnet werden.

Zur Demonstration der Methode beschränken wir uns hier auf einen mit Buchen bestockten Podsol (Normpodsol PPn, siehe PETERS et al. 2011a). Für das Trockenjahr 2003 ergeben sich nach Anwendung des FIS die räumlichen Verteilungen von aktueller und potentieller Transpiration, wie in Abb. 5 dargestellt.

5 Validierung

Die Modellgüte des FIS soll anhand der Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells BROOK90 bewertet werden. Zur Validierung wurde jeder zehnte der 6.400 Gridpunkte mit dem Wasserhaushaltsmodell nachgerechnet. In Tab. 2 sind die Wertebereiche für die betrachteten Größen und die Standardfehler (Wurzel aus mittleren quadratischem Fehler) dargestellt. Der Standardfehler bewegt sich jeweils unterhalb 2 Millimetern bzw. Stresstagen in der Sommerperiode.

Abb. 6 stellt die Ergebnisse des FIS-Outputs der Validierungsrechnung mit BROOK90 direkt gegenüber. Die Transpiration und die potentielle Transpiration werden mit dem FIS tendenziell

Tab. 2: Aktuelle und potentielle Transpiration von Juni bis August 2003, Stressindikator STR_T, berechnet mit dem Modell BROOK90 und Fuzzy-Inference-System (in Klammern), Minimum, Maximum und Standardfehler.

Tab. 2: Actual transpiration and potential transpiration [mm] for the period June–August 2003, and stress indicator STR_T [d], estimated with the water balance model BROOK90 and FIS (in brackets). Minimum, maximum, and root mean squared error are shown.

	T _{akt} [mm]	T _{pot} [mm]	STR _T [d]
Minimum	127 (130)	164 (165)	17 (18)
Maximum	144 (143)	192 (188)	38 (35)
Standardfehler	1.38	1.32	1.65

etwas unterschätzt, i. d. R. allerdings nur ein bis 2 Millimeter für die Gesamtbilanz der 3 Monate. Generell wird das Wasserhaushaltsmodell mit dem FIS gut approximiert.

6 Schlussfolgerungen

Der Einsatz von Fuzzy-Inference-Systemen (FIS) zur Regionalisierung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten des Mittelgebirges ermöglicht auf eine elegante und einfache Weise eine signifikante Reduktion des Rechenaufwandes. In dem hier vorgestellten Beispiel konnte die Berechnung von 6.400 Gridpunkten in Tagesschritten auf 18 reduziert werden. Für die tatsächlichen Gegebenheiten am Landberg wurden 9 Böden ausgegrenzt (SCHWÄRZEL et al. 2011). Der Rechenaufwand dafür erhöht sich damit auf 9 x 18 = 162 Vertikalprofile. Durch

die Verwendung der NSF kann der Rechenaufwand von ca. 3 Monaten für eine 39-jährige Klimareihe auf einen Bruchteil reduziert werden. Erst dadurch werden Szenarienrechnungen für beispielsweise alternative Bestockungen oder Klimaprojektionen ermöglicht.

Da alle denkbaren reliefbasierten Abweichungen der meteorologischen Eingangsgrößen damit erfasst werden und die Berechnung mit dem Wasserhaushaltsmodell nur für weitere Bodenformen oder Bestockungen zu erfolgen hat, ist die Methode überall dort gewinnbringend einsetzbar, wo eine hohe räumliche Auflösung für die Wasserhaushaltsberechnung gefordert ist. Die hier präsentierte Methode hat ein großes Potential, um auch auf der Landschaftsskala physikalisch basiert mit vertretbarem Rechenaufwand Modellergebnisse zum Wasserhaushalt zu erzeugen. Die Methode kann flexibel auf sowohl potentielle als auch reale Verdunstung und davon abgeleitete Stressparameter angewandt werden. Dabei wird das FIS direkt mit Eingangsparametern des Modells und den Modellergebnissen parametrisiert. Es erfolgt keine Kalibrierung. Durch diese direkte Kopplung an das Wasserhaushaltsmodell ergibt sich eine physikalisch sinnvolle Berechnung.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Förderung unseres Verbundprojektes (Kennzeichen FE 504/2-1 und -2).

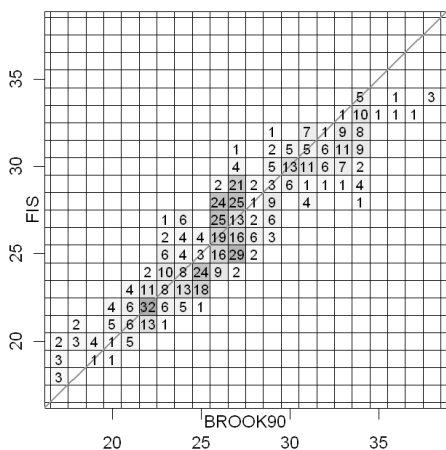
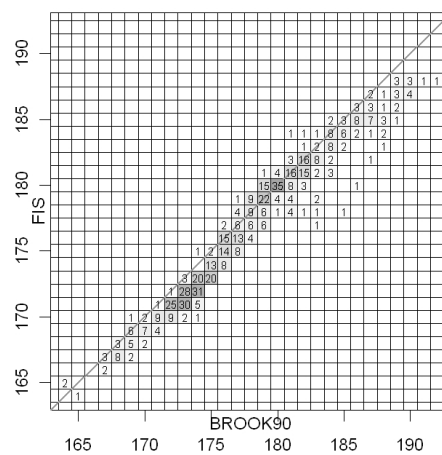
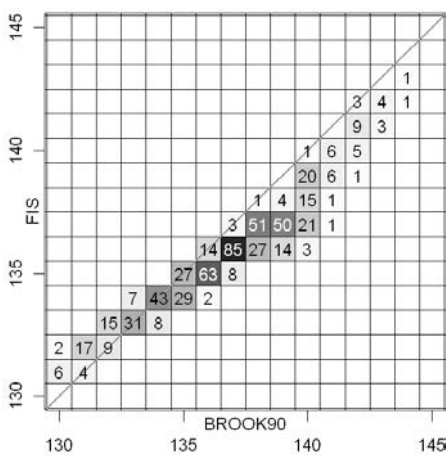


Abb. 6: Auftretshäufigkeiten von Ergebnispaaren BROOK90 versus FIS, Transpiration [mm] (oben links), potentielle Transpiration [mm] (oben rechts) und Verdunstungsstressindikator STR_T [d] (unten).

Fig. 6: Frequencies of resulting combinations for the BROOK90 and FIS calculations; actual transpiration [mm] (above left), potential transpiration [mm] (above right), and stress indicator STR_T [d] (below) for the period June–August 2003.

Literatur

- ALVISI, S., MASCELLANI, G., FRANCHINI, M., BÁRDOSSY, A. (2006): Water level forecasting through fuzzy logic and artificial neural network approaches., *Hydrology and Earth System Sciences* **10**: 1-17.
- BERND, T., KLEUTGES, M., KROLL, A. (1999): Nonlinear Black Box Modelling – Fuzzy Networks versus Neural Networks. *Neural Computing and Applications* **8**: 151-162
- FEDERER, C.A. (1995): BROOK90: A simulation model for evaporation, soil water and stream flow, Version 3.1 Computer Freeware and Documentation. USDA Forest Service, PO Box 640, Durham NH 03825, USA.
- HUNDECHA, Y., BARDOSSY, A., THEISEN, H.-W. (2001): Development of a fuzzy logic-based rainfall-runoff model. *Hydrological Sciences* **46** (3): 363-376.
- KÖHNE, J.A., KÖHNE, S., ŠIMŮNEK, J. (2009): A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. *Journal of Contaminant Hydrology* **104**: 4-35.
- MATHWORKS (2010): Fuzzy Logic Toolbox™ 2, User's Guide. www.mathworks.com
- MEYER, D., HORNIK, K. (2010): Sets, Generalized Sets, Customizable Sets and Intervals, Version 1.0-7. URL <http://cran.r-project.org>
- MÜNCH, A. (2004): AKWA-M – Teilflächen basiertes Wasserhaushalts und Hochwassermodell, Dr. Dittrich & Partner, Hydro-Consult GmbH, Bannewitz.
- PETERS, R. (2008): Künstliche Neuronale Netze zur Beschreibung der hydrodynamischen Prozesse für den Hochwasserfall unter Berücksichtigung der Niederschlags-Abfluss-Prozesse. *Dresdner Schriften zur Hydrologie Heft 7*.
- PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., CLAUSNITZER, F., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2011): Einfluss Boden und Bestockung auf den Standortwasserhaushalt. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 99-107.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2010): R: A language and environment for statistical computing, reference index version 2.11.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>
- SCHULLA, J., JASPER, K. (1999): Model description WaSim-ETH., Institute of Geography, ETH, Zürich.
- SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* **258**: 2163-2174.
- SCHWÄRZEL, K., PETERS, R., PETZOLD, R., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., CLAUSNITZER, F., SPANK, U., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2011): Räumlich-differenzierte Berechnung und Bewertung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern des Mittelgebirges. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 119-126.
- SCHÜTZE, N. (2005): Neue Methoden zur Steuerung der Wassergabe mit Neuronalen Netzen in der Bewässerungslandwirtschaft. *Dresdner Schriften zur Hydrologie, Heft 3*.
- STÜBNER, M., GEMMAR, P. (1997): An Approach for Data Analysis and Forecasting with Neuro-Fuzzy-Systems-demonstrated on Flood Events at River Mosel., Reprints: International Conference on Computational Intelligence, 5th Fuzzy days, Dortmund.
- ZEKÂİ ŞEN (2010): Fuzzy logic and hydrological modeling. CRC Press, 1st edition. ISBN: 1439809399, 348 pages.

submitted: 13.01.2011
 reviewed: 15.02.2011
 accepted: 08.04.2011

Autorenanschrift:

Dr. Ronny Peters, Dr. Kai Schwärzel,
 Prof. Dr. Karl-Heinz Feger
 Technische Universität Dresden
 Institut für Bodenkunde und Standortslehre
 Piener Straße 19, 01737 Tharandt
 E-Mail: ronny.peters@forst.tu-dresden.de
 E-Mail: kai.schwaerzel@forst.tu-dresden.de
 E-Mail: fegerkh@forst.tu-dresden.de

Räumlich-differenzierte Berechnung und Bewertung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern des Mittelgebirges

Spatially differentiated modeling and evaluation of soil water conditions in forest sites of low mountain ranges

Kai Schwärzel, Ronny Peters, Rainer Petzold, Janet Häntzschel, Alexander Menzer, Falko Clausnitzer, Uwe Spank, Barbara Köstner, Christian Bernhofer & Karl-Heinz Feger

Abstract

The forest hydrological model BROOK90 was integrated into a GIS framework to calculate and evaluate soil water conditions in forest sites based on climate, topography, soil, and tree species. Model results are visualized in a novel forest site map using indicators for soil drought, soil water excess, and transpiration constraints. Based on knowledge of the number of days in which thresholds of these indicators were exceeded, an evaluation framework for soil water conditions was developed. The model was tested at the Tharandt Forest for an area with varying soil conditions and different tree species. Results can be used to derive and test new forest management strategies. For instance, recommendations for achieving optimum growth based on tree species or stand structure choices can be derived. Further research should focus on relating soil water indices with growth indices.

Keywords: *soil water, site evaluation, climate change, forest transformation*

Zusammenfassung

Auf der Basis des forsthydrologischen Modells BROOK90 wurde ein Modellsystem zur Berechnung und Beurteilung des Standortwasserhaushaltes in Abhängigkeit von Klima, Relief, Boden und Bestockung entwickelt. Implementierte Indikatoren zur Ausschöpfung des Bodenwasservorrates, der Einschränkung der Transpiration und des Auftretens von Staunässe erlauben eine Visualisierung der Modellergebnisse in Form neuartiger Standortskarten. Basierend auf der Kenntnis der Unterschreitungshäufigkeiten von Schwellenwerten dieser Indikatoren wurde ein fünfstufiger Bewertungsrahmen für den Wasserhaushalt aufgestellt. Das Modell wurde im Tharandter Wald für ein Gebiet mit variierenden Böden und unterschiedlicher Bestockung (Buche, Eiche, Fichte und Kiefer) getestet. Die Ergebnisse zeigen, dass diese Vorgehensweise eine differenzierte Informationsgrundlage für die forstliche Planung liefert. Beispielsweise können Entscheidungen zu Baumartenwahl und Bestandesstruktur abgeleitet werden. Forschungsbedarf besteht vor allem in der Verknüpfung der im Modell implementierten Indikatoren des Wasserhaushaltes mit Wachstumsparametern und physiologisch definierten Schwellenwerten.

Schlüsselwörter: Bodenwasser, Standortsbewertung, Klimawandel, Waldumbau

1 Einleitung

Die Planung und erfolgreiche Umsetzung waldbaulicher Maßnahmen erfordert eine räumlich-differenzierte Charakterisierung des Standortwasserhaushaltes. Vor allem die Kenntnis des pflanzenverfügbaren Bodenwasserangebots und auch eines möglichen Überschusses in Form von Stauwasser ist ausschlaggebend für die Bewertung von Stabilität, Leistungsfähigkeit und Risikobelastung einer Bestockung (vgl. z. B. WAGNER 2004, RENNENBERG et al. 2004, AMMER et al. 2005, KÖLLING et al. 2007). Die objektive Klassifizierung des ökologisch wirksamen Standortfaktors Wasser ist auch für die Zuordnung zu einem Standortstyp im Rahmen der forstlichen Standortserkundung/-kartierung unabdingbar. Derzeit werden meist semi-empirische Definitionen des Standortwasserhaushaltes angewendet; eine quantitative Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten von Waldstandorten ist bislang nur vereinzelt erfolgt (vgl. Übersichtsartikel von GAUER et al. 2011).

Für eine räumlich-differenzierte Berechnung des Wasserhaushalts von Waldstandorten müssen Modellparameter für Boden und Vegetation abgeleitet sowie meteorologische Daten in angemessener räumlicher Diskretisierung bereitgestellt werden. Dieser vergleichsweise hohe Aufwand ist jedoch mit einem sehr großen Nutzen verbunden. Im Vergleich zur üblichen Ansprache des Wasserhaushaltes wird durch prozessorientierte Simulation des Wasserumsatzes eine Vielzahl von Daten verfügbar, die eine detaillierte, überregional vergleichbare Ansprache erlauben (vgl. HAMMEL & KENNEL 2001). Außerdem sind auch Veränderungen in der Bewirtschaftung (z. B. Baumartenwahl, Bestandesdichte) und der Einfluss klimatischer Extreme (z. B. Dürre) hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und damit für das waldbauliche Handeln quantifizierbar. SCHWÄRZEL et al. (2011) entwickelten deshalb als Grundlage für die Klassifikation des Wasserhaushalts von Waldstandorten ein Modellsystem zur Prognose und Bewertung von Bodenwasserbedingungen in Abhängigkeit von Klima, Relief, Boden und Bestockung.

In der vorliegenden Studie wurde dieses Modellsystem genutzt, um für ein Testgebiet im Tharandter Wald (gelegen in den unteren Lagen des Osterzgebirges) Komponenten des Wasserhaushalts für die Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer standörtlich-differenziert zu berechnen und zu regionalisieren. Ziel war es, auf der Basis dieser Ergebnisse einen Rahmen zur Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten aufzustellen, diese Bewertung für das Testgebiet anzuwenden und die Ergebnisse der Bewertung in Form neuer Standortskarten darzustellen.

2 Material und Methoden

2.1 Modellgebiet Tharandter Wald

Der Tharandter Wald als größtes zusammenhängendes Waldgebiet in Sachsen befindet sich ca. 20 km SW von Dresden in den unteren Lagen des Osterzgebirges. An zwei standörtlich-repräsentativen Flächen unter Fichte („Ankerstation“) und Buche (Landberg) erfolgen seit 1996 (Fichte) und 2005 (Buche) kontinuierliche Messungen zum Energie- und Wasserhaushalt (GRÜNWARD & BERNHOFER 2007, SPANK & BERNHOFER 2008, SCHWÄRZEL et al. 2009b, BERNHOFER et al. 2011, CLAUSNITZER & KÖSTNER 2011). Diese Messungen bildeten die Grundlage für die Entwicklung und Kalibrierung des Modells (SCHWÄRZEL et al. 2009a). In diesem Beitrag werden Ergebnisse zur Bewertung des Standortwasserhaushaltes für das Testgebiet Landberg vorgestellt. Am Landberg finden sich überwiegend Braunerden, z. T. pseudovergleyt und/ oder podsoliert, auf Quarzporphyr, Basalt und Sandstein (Abb. 1a). Bei den Böden handelt sich zumeist um periglaziär umgelagerte Fließerden, die auch durch Lössbeimengungen beeinflusst sind. Die Erschließung des Unterbodens durch Wurzeln wird durch hohe Steingehalte, Bodenverdichtung und Staunässe behindert. Im Testgebiet sind ebene und schwach geneigte Plateaulagen vorherrschend. Dort finden sich die durch Staunässe geprägten Böden (Abb. 1). Tiefer eingeschnittene Täler treten im Südwesten des Testgebietes auf. Die Reliefunterschiede betragen 135 m. Der mittlere Jahresniederschlag ist 870 mm, die mittlere jährliche Grasreferenzverdunstung 640 mm. Die Klimatische Wasserbilanz im Mittel der Vegetationsperiode ist mit minus 35 mm als gering einzustufen (AG BODEN 2005). Weiterführende Informationen zu Klima, Geologie, Böden und Vegetation des Tharandter Waldes sowie zu den Testgebieten finden sich in BERNHOFER (2002) und FEGER et al. (2008).

2.2 Modellsystem

Für die Simulation des Bodenwasserhaushaltes wurde das forsthydrologische Standortmodell BROOK90 (in der Version vom LWF, KENNEL & HAMMEL 2001) in eine GIS-Umgebung integriert. Innerhalb des GIS erfolgt die Regionalisierung von Punktmessdaten, die Übernahme und Verschneidung vorhandener digitaler Flächendaten, die Simulationsrechnungen und

die Ergebnisdarstellung. Eine ausführliche Beschreibung des Modellsystems findet sich in SCHWÄRZEL et al. (2009a).

Die räumlich-differenzierte Modellierung und Bewertung des Standortwasserhaushaltes erfordert räumlich-differenzierte meteorologische Eingangsgrößen. Ausgangsdaten zur räumlich-differenzierten Berechnung der meteorologischen Größen waren die digitalen Daten des Höhenmodells DHM/M745 (LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN 1996). Diese Rasterdaten liegen in einer horizontalen Auflösung von 25 m und einer vertikalen Genauigkeit von 1 m vor. Über die digitalen Geländehöhen wurden in der GIS-Umgebung für das gesamte Modellgebiet Neigungs- und Ausrichtungswerte abgeleitet. Basierend auf den Zusammenhängen zwischen Geländemorphologie und den jeweiligen meteorologischen Größen wurden für jedes Pixel einzelne Klimagrößen bezüglich einer Klimastation ermittelt (vgl. Tabelle 1). Die berechneten Werte der jeweiligen Geländepunkte wurden nachfolgend mit dem Wert des Pixels, in dem sich die Klimastation befindet, normiert. Die sich dadurch ergebenden Faktoren (z. B. für Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung) bzw. Differenzen (z. B. für Windrichtung) beschreiben die kleinräumlichen Unterschiede in der Verteilung der Klimaelemente bezüglich der Stationslage. Über diese Faktoren/Differenzen können die Messwerte der im Modellgebiet befindlichen Klimastation auf täglicher Basis regionalisiert werden. Durch den Einsatz von Fuzzy-Inference-Systemen (FIS) konnte auf eine elegante und einfache Weise die Rechenzeit signifikant reduziert werden (PETERS et al. 2011b).

Informationen zu den Böden wurden aus der vom Staatsbetrieb Sachsenforst bereitgestellten forstlichen Standortskarte (Maßstab 1:10.000), der zur Karte gehörigen Legenden-Information (SCHWANECKE 1993) und aus Altdaten von Profilbeschreibungen abgeleitet. Zusätzlich wurden mehr als 30 Profile im Tharandter Wald entsprechend AG BODEN (2005) feldbodenkundlich und horizontweise beprobt. Im Labor erfolgte horizonspezifisch die Ermittlung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, der Wasserretention, der Trockenrohddichte, der Textur und der C- und N-Gehalte. Einzelheiten zu diesen Messungen und den dazu verwendeten Methoden finden sich in SCHWÄRZEL et al. (2009b). Aus den vorhandenen und neu erhobenen Daten (Bohrlochbeschriebe, eigene

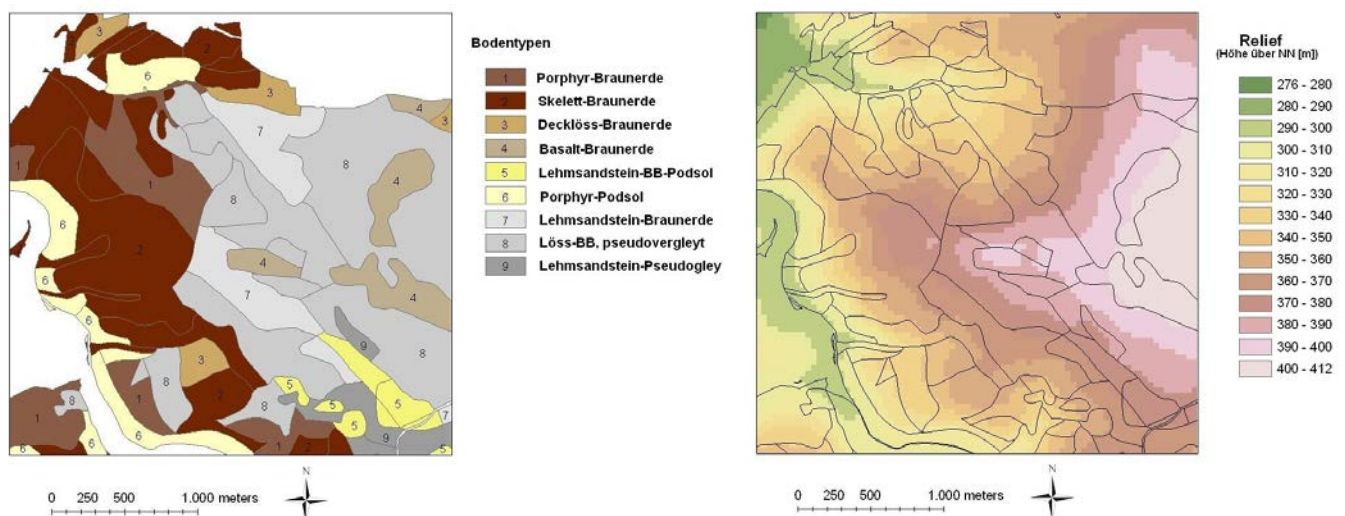


Abb. 1: (a) Bodenkarte (links) und Relief (rechts), Testgebiet Landberg, Tharandter Wald (BB = Braunerde).

Fig. 1: (a) Soil map (left) and relief (right) of the modeled area, Landberg, Tharandter Wald (BB = Braunerde).

Tab. 1: Methoden zur Bereitstellung regionalisierter meteorologischer Eingangsdaten für die räumlich-verteilte Modellierung des Wasserhaushaltes.

Tab. 1: *Methods for the appropriation of spatially distributed meteorological input data for the simulation of soil water conditions.*

Witterungsgröße	Regionalisierungsmethode
Maximum der Lufttemperatur	Vorhersage in Abhängigkeit der Geländehöhe (FRANKE et al. 2004).
Minimum der Lufttemperatur	Keine Höhenabhängigkeit gefunden, Stationsdaten genutzt.
Dampfdruck	Keine Höhenabhängigkeit gefunden, Stationsdaten genutzt.
Globalstrahlung	Vorhersage in Abhängigkeit der Neigung und Ausrichtung, Beschattungseffekte gegenüberliegender Hänge wurden berücksichtigt (GOLDBERG & HÄNTZSCHEL 2002, HÄNTZSCHEL et al. 2005).
Windgeschwindigkeit und Windrichtung	Basierend auf Windfeldmodellierung (mit WiTRaK) wurden durch die AG Bernhofer 10 regionale Verteilungsmuster abgeleitet (KERSCHGENS et al. 2001).
Freilandniederschlag	Abgeleitet aus Wind-Verteilungsmustern, Geländehöhe, Hangneigung und Ausrichtung (GOLDBERG 1999, FRANKE et al. 2008)

Kartiererfahrung) wurden repräsentative Bodenprofile mit horizontspezifischen Angaben zur Bodentextur, den Humus- und Skelettgehalten sowie der Trockenrohichte generiert. Im Fall vorliegender Messungen wurden den Horizonten die ermittelten Parameter der Wasserretentions- und Leitfähigkeitsfunktion zugeordnet. Waren solche Messwerte nicht vorhanden, schätzten wir diese Parameter nach dem Ansatz von WÖSTEN et al. (1999). Um den Einfluss von Bodenskelett auf den Bodenwasservorrat abzubilden, wurde die Mächtigkeit skeletthaltiger Horizonte in Abhängigkeit des volumetrischen Steingehaltes prozentual reduziert. Modellrelevante Daten zur Beschreibung der Bestände (Durchwurzelungstiefe und horizontspezifische Wurzelintensität, bestandsspezifische Blattleitfähigkeit, Blattflächenindex etc.) wurden für Fichte und Buche aus den Intensivmessungen abgeleitet und für Kiefer und Eiche der Literatur entnommen (PETERS et al. 2011a).

Bei der räumlich-differenzierten Simulation des Standortwasserhaushaltes werden für jedes Pixel auf täglicher Basis die Verdunstungs- und Abflusskomponenten sowie Bodenwassergehalte und Matrixpotentiale für verschiedene Bodentiefen berechnet. Um diese Vielzahl von Daten zu verarbeiten und in Form von neuen Standortskarten darstellen zu können, wurden von uns Indikatoren für die Bewertung des Standortwasserhaushaltes im Modell implementiert. Diese Indikatoren beschreiben die Ausschöpfung des Bodenwasservorrats, die Einschränkung der Transpiration und das Auftreten von Staunässe. Für eine standortgerechte und nachhaltige Bewirtschaftung interessiert vorrangig, ob unter den gegebenen Klimabedingungen die im Boden verfügbare Wassermenge ein gesichertes und nach Möglichkeit optimales Bestandeswachstum des Bestandes gewährleistet. Für den Indikator Ausschöpfung des Bodenwasservorrats orientieren wir uns deshalb am Wasserangebot für die Pflanzen. Für jeden Tag des Modelldurchlaufs und für jedes Pixel wird das Verhältnis des aktuellen zum potenziell pflanzenverfügbaren Wasservorrat des Wurzelraumes gebildet. Bodentrockenheit tritt auf, wenn dieses Verhältnis einen bestimmten Schwellenwert unterschreitet. Diese Tage werden für die jeweiligen Betrachtungszeiträume für jedes Pixel aufsummiert. Die Stabilität der Bestände wird nicht nur durch Wassermangel, sondern auch durch Staunässe ausgelösten Sauerstoffmangel im Wurzelraum verursacht. Für die modellgestützte Klassifikation des Wasserhaushaltes von Wäldern interessiert daher, welchen Einfluss feuchte Witterungsperioden auf den Bodenlufthaushalt

eines Standortes ausüben. Ein Bewertungsmaß hierfür ist traditionell die Luftkapazität (Anteil des Porenraums, der bei Feldkapazität mit Luft erfüllt ist). In dieser Arbeit wird angenommen, dass Sauerstoffmangel bzw. Bodenwasserüberschuss auftritt, wenn während der Hauptvegetationsperiode (Juni–August) in 4 dm Bodentiefe der aktuelle Wassergehalt den Wassergehalt bei Feldkapazität an zwei aufeinander folgenden Tagen überschreitet. Die Anzahl dieser Ereignisse wird während der Simulationsrechnung für jedes Pixel aufsummiert. Der Bezugspunkt 4 dm wurde gewählt, da im Tharandter Wald der Hauptwurzelungsraum unabhängig vom Bodentyp und der Baumart selten mächtiger als 4 dm ist. In diesem Zusammenhang wird als Hauptwurzelungsraum der Bereich in dm unter Geländeoberfläche angesehen, in dem sich 70 bis 80 % aller Wurzeln befinden (AK STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 2003). Eine weitere Möglichkeit zur Beurteilung des Wasserhaushaltes von Standorten ist die Gegenüberstellung des aktuellen Transpirationsverhaltens der Vegetation in Bezug zur potenziell möglichen Transpiration. Für die Visualisierung der räumlich-verteilten Modellergebnisse werden für jedes Pixel des Modellgebietes Tage, an denen die aktuelle Transpiration auf < 70 % der potentiellen Transpiration sinkt, addiert. Begründungen zur Wahl der Schwellenwerte für Bodentrockenheit, Bodenwasserüberschuss und Transpirationseinschränkung werden untenstehend diskutiert.

3 Ergebnisse und Diskussion

In vorangegangenen Studien wurde gezeigt, dass die Bewertung des Wasserhaushaltes von Wäldern die Betrachtung von Einzeljahren und Jahren mit extremen Klimabedingungen erfordert (SCHWÄRZEL et al. 2009a, c). Erst dann finden sich bei gleicher Bestockung Unterschiede im Bodenwasserhaushalt zwischen den Standorten. Zum Beispiel wurde bei Buche in feuchten, verdunstungsschwachen Jahren nur eine geringe Variabilität der Transpiration in der Fläche beobachtet. In solchen Jahren beruhen die Unterschiede zwischen den Standorten vor allem auf reliefbedingten Unterschieden in der Einstrahlung. Dagegen wurde in trockenen, verdunstungsstarken Jahren die Höhe der Transpiration bei gegebenem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre entscheidend durch die Wasserspeicherfähigkeit und das hydraulische Leitvermögen des Bodens bestimmt (SCHWÄRZEL et al. 2009a, c). Für die vorliegende Arbeit wurden deshalb die fünf trockensten Jahre (1976, 1989, 1990, 2000, 2003) des Simulationszeitraumes

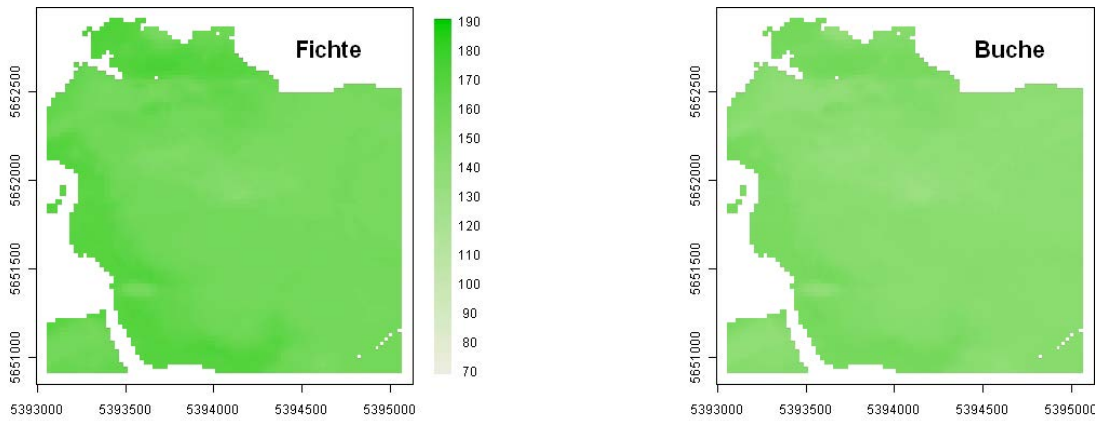


Abb. 2: Transpiration [mm] für Fichte und Buche, gemittelt über die Trockenjahre 1976, 1989, 1990, 2000, 2003, Zeitraum Juni – August, Landberg, Tharandter Wald.

Fig. 2: Sum of actual transpiration [mm] of spruce and beech (mean of the dry years 1976, 1989, 1990, 2000, 2003) for the months June–August, Landberg, Tharandter Wald.

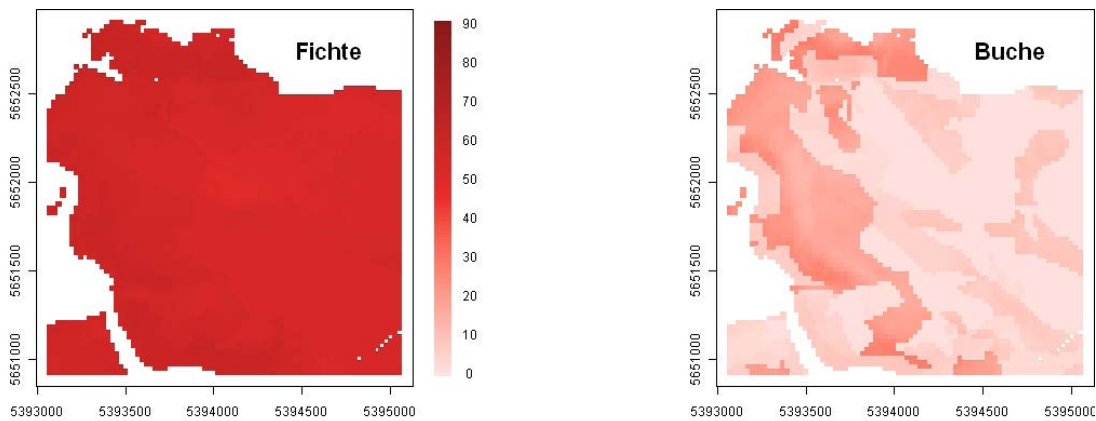


Abb. 3: Anzahl von Tagen in Trockenjahren (gemittelt über die Trockenjahre 1976, 1989, 1990, 2000, 2003), an denen der Quotient von aktueller zu potenzieller Transpiration $\leq 70\%$. Zeitraum Juni–August, Landberg, Tharandter Wald.

Fig. 3: Number of days in dry years (mean of the years 1976, 1989, 1990, 2000, 2003) in which the actual transpiration is $\leq 70\%$ of the potential transpiration for the months June–August, Landberg, Tharandter Wald.

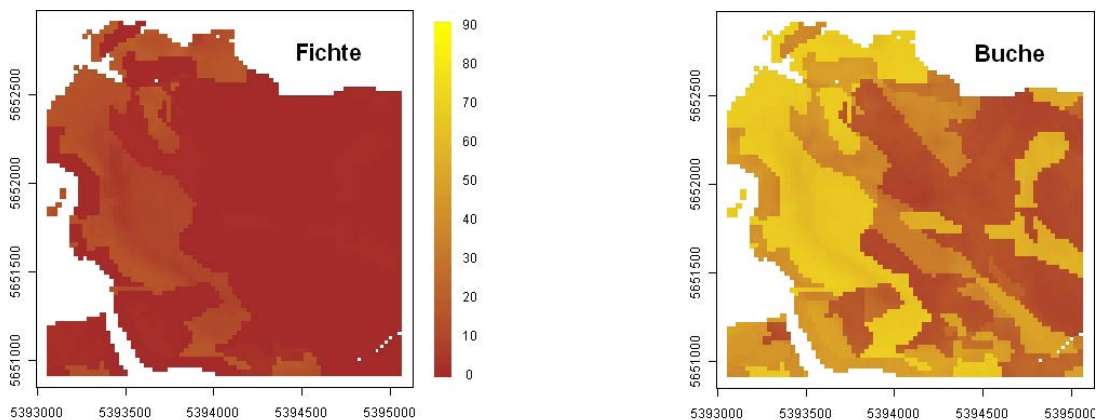


Abb. 4: Anzahl von Tagen in Trockenjahren (gemittelt über die Trockenjahre 1976, 1989, 1990, 2000, 2003), an denen der Quotient von aktueller zu potenzieller nutzbarer Feldkapazität des Hauptwurzelraumes $\leq 40\%$. Zeitraum Juni–August, Landberg, Tharandter Wald.

Fig. 4: Number of days in dry years (mean of the years 1976, 1989, 1990, 2000, 2003) in which the actual plant-available soil water pool in the main root zone is $\leq 40\%$ of the potential plant-available soil water pool in the main root zone, for the months June–August, Landberg, Tharandter Wald.

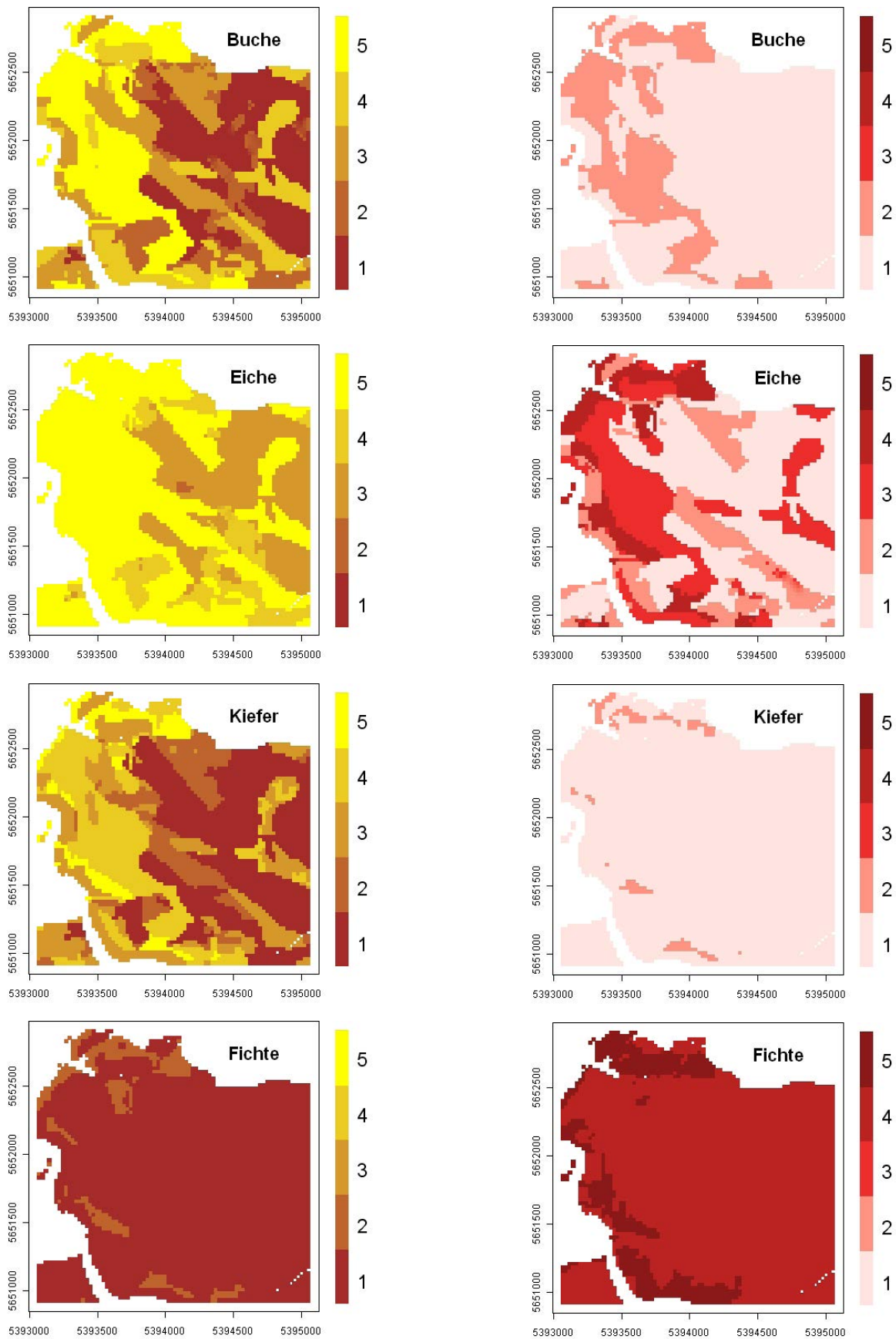


Abb. 5: Einstufung des Standortswasserhaushaltes für Buche, Eiche, Fichte und Kiefer basierend auf der Ausschöpfung des Bodenwasservorrates (linke Seite) und der Einschränkung der Transpiration (rechte Seite) jeweils in Trockenjahren, Landberg, Tharandter Wald.

Fig. 5: Assessment of soil water conditions of beech, oak, spruce, and pine stands based on the depletion of plant-available soil water (left side) and the reduction in transpiration (right side) in years with high evaporation demand and little precipitation, Landberg, Tharandter Wald.

(1968–2008) zur Bewertung des Wasserhaushaltes herangezogen. Da die saisonale Entwicklung von Buche, Eiche, Fichte und Kiefer unterschiedlich verläuft, haben wir den Zeitraum Juni bis August für die Bewertung des Wasserhaushaltes ausgewählt. Damit ist sichergestellt, dass der Blattflächenindex aller Baumarten voll entwickelt ist. Zu beachten ist aber, dass der vorzeitige Blattfall als Reaktion auf eine eingeschränkte Wasserverfügbarkeit durch unser Modellsystem nicht abgebildet wird.

In Abbildung 2 sind für die Trockenjahre gemittelte Werte der Transpiration für Buche und Fichte gegenübergestellt. Für Fichte ergeben sich mit etwa 70 mm für drei Monate sehr geringe Transpirationswerte. Im Gegensatz zu Fichte variiert die Transpiration der Buche beträchtlich in der Fläche (120–160 mm). Die höchsten Transpirationswerte finden sich auf den staunässegeprägten Standorten und in Hanglage im SW des Testgebietes. Bei den letztgenannten Standorten beruhen die höheren Transpirationswerte auf dem höheren Niederschlagseintrag, der geländebedingt ist (vorherrschende Hauptwindrichtung und Auskämmeffekte). Aufgrund des höheren Niederschlages steht den Buchen auf diesen Standorten mehr Wasser für die Wurzelwasseraufnahme zur Verfügung. Die geringsten Transpirationswerte für Buche finden sich auf den stark skeletthaltigen Porphy-Braunerden.

Die große Anzahl von Tagen, an denen bei Fichte der Quotient von aktueller zu potenzieller Transpiration $\leq 70\%$ war, verdeutlicht, dass der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre in trockenen, verdunstungsstarken Jahren aber auch in durchschnittlichen Jahren (nicht gezeigt) durch die Fichte nicht befriedigt werden kann (Abb. 3). Bei Buche ist diese Transpirationseinschränkung in Trockenjahren deutlich geringer ausgeprägt als bei Fichte. Einschränkungen der Transpiration treten bei Buche vor allem an Standorten mit hohem Skeletthalten auf (Abb. 3).

Abbildung 4 zeigt für Buche und Fichte die Anzahl der Tage in Trockenjahren, an denen der 40%-Schwellenwert (= Bodentrockenheit) des potenziell pflanzenverfügbaren Bodenwassers unterschritten wurde. Nur bei Buche waren Standorte mit Transpirationseinschränkung (Abb. 3) auch deutlich von Bodentrockenheit betroffen. Insbesondere die stark skeletthaltigen, südseitig ausgerichteten Porphy-Braunerden sowie die flachgründigen Basalt-Braunerden in Plateaulage sind bei Bestockung mit Buche anfällig für eine starke Austrocknung des Bodens in verdunstungsstarken Trockenjahren (vgl. Abb. 1). Im Gegensatz zu Buche fällt unter Fichte der Wasservorrat im Wurzelraum während der Trockenjahre nur an wenigen Tagen unter den 40%-Schwellenwert des potenziellen Bodenwasservorrates des Wurzelraumes. Offensichtlich schränkt die Fichte bereits vor Erreichen dieses Schwellenwertes die Transpiration ein.

Vorangegangene Arbeiten haben gezeigt, dass das Zuwachsverhalten bei Bäumen sehr stark vom aktuell pflanzenverfügbaren Bodenwasser im Wurzelraum abhängig ist (z. B. GILES et al. 1985, LEBOURGEOIS et al. 2005). GRANIER et al. (2007) schlussfolgerten, dass sich Transpiration und Primärproduktion von Wäldern signifikant verringern, wenn 60 bis 80 % des potenziell verfügbaren Bodenwasservorrates des Wurzelraumes aufgezehrt sind. RIEK et al. (1995) fanden enge Zusammenhänge zwischen dem Quotienten aus aktueller zu potenzieller Transpiration und der Jahrringbreite von Kiefern. Zuwachsdpressionen wurden beobachtet, wenn sich der Transpirationsquotient im Juli auf Werte $< 60\%$ belief. Diese Beispiele verdeutlichen, dass für die räumlich-differenzierte

Bewertung des Standortswasserhaushaltes von Wäldern die Unterschreitungshäufigkeiten der oben definierten Schwellenwerte des Bodenwasservorrates und der Transpiration sinnvoll sind. Basierend auf den errechneten Unterschreitungenstagen für die Ausschöpfung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers und den Transpirationsquotienten wurde für beide Indikatoren ein fünfstufiger Bewertungsrahmen mit Klassenbreiten von 15 Tagen aufgestellt. Bei Klasse 1 werden die Schwellenwerte an weniger als 15 und bei Klasse 5 an mehr als 60 Tagen unterschritten. In Abbildung 5 werden die Ergebnisse dieser Bewertung für Buche, Eiche, Fichte und Kiefer gegenübergestellt.

In trockenen, verdunstungsstarken Jahren wird bei Kiefer der Schwellenwert des Transpirationsquotienten kaum unterschritten. Dies gilt mit Einschränkung auch für Buche. Stärkere Bodenaustrocknung tritt unter Kiefer und Buche nur auf den stark skeletthaltigen und den geringmächtigen Standorten auf. Im Vergleich zu Buche und Kiefer kann Eiche erheblich negativere Blattwasserpotenziale entwickeln (vgl. PETERS et al. 2011a) und folglich auch eine höhere Wurzelwasseraufnahme realisieren. Deshalb trocknen unter Eiche die staunässegeprägten Standorte in Plateaulage deutlich stärker aus als unter Buche und Kiefer. Auf den geringmächtigen Basalt-Braunerde-Standorten und den stark skeletthaltigen Porphy-Braunerden wird unter Eiche der 70%-Schwellenwert des Transpirationsquotienten in Trockenjahren an mehr als 30 Tagen und bei den südlich ausgerichteten Standorten sogar an bis zu 60 Tagen in der Periode Juni bis August unterschritten. Weiterhin verdeutlicht Abbildung 5, dass diese Standorte bei Eichenbestockung sehr extrem austrocknen können. Bei Fichte beobachten wir zwar kaum eine Unterschreitung des 40%-Schwellenwertes des potenziell pflanzenverfügbaren Bodenwassers, aber eine äußerst häufige Unterschreitung des Schwellenwertes der Transpiration auf allen Standorten des Testgebietes.

Die Einstufung des Standorts nach dem Bodenwasserhaushalt indiziert vor allem das Überdauerungsvermögen der Baumarten bei Trockenheit, während die Einstufung nach der Transpirationseinschränkung näher mit der Beeinträchtigung des Kohlenstoffgewinns unter Trockenheit in Zusammenhang steht. Aufgrund der Modellergebnisse lässt sich weiter verallgemeinern, dass die Fichte auf den Standorten am Landberg aufgrund der hohen Stufe für Transpirationseinschränkung nicht geeignet ist. Dagegen erscheint die Buche auf allen Standorten grundsätzlich geeignet, obwohl durch die starke Ausschöpfung des Bodenwasservorrates auf den südexponierten Porphy-Braunerden und auf den flachgründigen Basaltbraunerden keine optimalen Wachstumsbedingungen herrschen. Die Kiefer stellt die Alternative auf den ziemlich armen Porphy-Podsolen mit starker Südexposition dar. Bodenverdichtung und Staunässe kann die Wurzelentwicklung vieler Baumarten auf den Plateaustandorten hemmen und damit selbst in Buchenbeständen Windwurf begünstigen (SCHWÄRZEL et al. 2009a, EICHHORN 1992, ZOTH & BLOCK 1992). Aus forstökologischer Sicht würde sich auf diesen Standorten auch die Einbringung von Eiche anbieten. Waldbaulich wäre dies aber aufgrund der Konkurrenzstärke der Buche unter der gegenwärtigen Bewirtschaftung nicht umsetzbar (WIEDEMANN 1951, VON LÜPKE 1998).

4 Schlussfolgerungen

Die Synthese von meteorologischen Rahmenbedingungen, bodenphysikalischen Eigenschaften und physiologischen Reaktionsmustern einzelner Baumarten im beschriebenen

Modellsystem stellt eine differenzierte Informationsgrundlage für die forstliche Planung dar. So können beispielsweise Hinweise für die optimale Bewirtschaftung hinsichtlich Baumartenwahl und Bestandesstruktur abgeleitet werden. Mit dem Modellsystem wurden die Grundlagen für ein überregional einheitliches Verfahren der Klassifikation des Standortwasserhaushalts geschaffen. Künftig ist die Interpretation der im Modellsystem implementierten Indikatoren im Hinblick auf den Standortfaktor Wasser (Ausschöpfung des Bodenwasservorrats, Einschränkung der Transpiration, Auftreten von Staunässe) durch Aufstellung von Zusammenhängen zwischen den Indikatoren und wachstumskundlichen Kenngrößen zu verbessern. Dazu sollten diese Indikatoren mit artspezifischen, physiologisch definierten Schwellenwerten verknüpft werden.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Förderung unseres Verbundprojektes (Kennzeichen FE 504/2-1 und -2).

Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- AK STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme. 6. Aufl., IHW-Verlag, Eching bei München.
- AMMER, CH. & 19 Mitautoren (2005): Zur Zukunft der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Mitteleuropa – Kritische Anmerkungen zu einem Beitrag von RENNENBERG et al. (2004): AFJZ **176**: 60-67.
- BERNHOFER, CH. (Hrsg.) (2002): Exkursions- und Praktikumsführer Tharandter Wald. Material zum "Hydrologisch-meteorologischen Feldpraktikum". Tharandter Klimaprotokolle (ISSN 1436-5235), Band **6**: 1-292.
- BERNHOFER, C., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., EICHELMANN, U., MENZER, A., FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K. (2011): Mikrometeorologische, pflanzenphysiologische und bodenhydrologische Messungen in Buchen- und Fichtenbeständen des Tharandter Waldes. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 17-28.
- CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B. (2011): Die Transpiration eines Fichten- und Buchenbestandes unter Bodentrockenheit im Tharandter Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 29-35.
- EICHHORN, J. (1992): Wurzeluntersuchungen an sturmgeworfenen Bäumen in Hessen. *Forst und Holz* **47**: 555-559.
- EISENHÄUER, D.R., SONNEMANN, S. (2009): Waldbaustrategien unter sich ändernden Umweltbedingungen – Leitbilder, Zielsystem und Waldentwicklungstypen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **8**: 71-88.
- FEGER, K.H., SCHWÄRZEL, K., MENZER, A. (2008): Wasserhaushalt von Waldstandorten des Tharandter Waldes. Exkursionsführer. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **111**: 221-250.
- FRANKE, J., GOLDBERG, V., EICHELMANN, U., FREYDANK, E., BERNHOFER, C. (2004): Statistical analysis of regional climate trends in Saxony, Germany. *Climate Research* **27**: 145-150.
- FRANKE, J., HÄNTZSCHEL, J., GOLDBERG, V., BERNHOFER, C. (2008): Application of a trigonometric approach to the regionalization of precipitation for a complex small-scale terrain in a GIS environment. *Meteorol Appl.* **15**: 483-490.
- GILES, D.G., BLACK, T.A., SPITTLEHOUSE, D.L. (1985): Determination of growing season soil water deficits on a forested slope using water balance analysis. *Canadian Journal Forest Research* **15**: 107-114.
- GOLDBERG, V. (1999): Zur Regionalisierung des Klimas in den Hochlagen des Osterzgebirges unter Berücksichtigung des Einflusses von Wäldern (in German, with English summary). *Tharandter Klimaprotokolle* **2**.
- GOLDBERG, V., HÄNTZSCHEL, J. (2002): Application of a radiation model for small-scale complex terrain in a GIS environment. *Meteorologische Zeitschrift* **11**: 119-128.
- GRANIER, A. & 37 Mitautoren (2007): Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* **143**: 123-145.
- GRÜNWALD, T., BERNHOFER, CH. (2007): A decade of carbon, water and energy flux measurements of an old spruce forest at the Anchor Station Tharandt. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* **59**: 387-396.
- HAMMEL, K., KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München* **185**: 1-136.
- 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**: 33-42.
- KERSCHGENS, M., SPERLING, T., STEFFANY, F. (2001): Anwendung eines komplexen Ausbreitungsmodells zur Bestimmung von Immissionskenngrößen im gegliederten Gelände. Institut für Geophysik und Meteorologie Universität zu Köln.
- KÖLLING, C., ZIMMERMANN, L., WALENTOWSKI, H. (2007): Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? *AFZ/DerWald* **61**: 584-588.
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1996): Verzeichnis der Karten u. digitalen Daten. Dresden.
- LEBOURGEOIS, F., BREDÁ, N., GRANIER, A., ULRICH, E. (2005): Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees-Structure and Function* **19**: 385-401.
- PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., CLAUSNITZER, F., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2011a): Einfluss von Boden und Bestockung auf den Standortwasserhaushalt. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 99-107.
- PETERS, R., SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H. (2011b): Fuzzy-Inference-Systeme zur Regionalisierung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12**: 109-115.
- RENNENBERG, H., SEILER, W., MATYSSEK, R., GESSLER, A., KREUZ-WIESER, J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? *AFJZ* **175**: 210-244.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., VON LÜHRTE, A. (1995): Wasserhaushalt und Dickenwachstum von Kiefern (*Pinus sylvestris*) im Raum Berlin (in German with English Summary). *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **166** (7): 138-144.
- SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.H., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C. (2009a): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* **258**: 2163-2174.
- SCHWÄRZEL, K., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., HÄNTZSCHEL, J., GRÜNWALD, T., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C., FEGER, K.H. (2009b): Soil water content measurements deliver reliable estimates of water fluxes: A comparative study in a beech and a spruce stand in the Tharandt Forest (Saxony, Germany). *Agricultural and Forest Meteorol.* **149**: 1994-2006.

- SCHWÄRZEL, K., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, CH., FEGER, K.H. (2009c): Modellierung und Regionalisierung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern im Mittelgebirge. In: K. v. WILPERT (ed.): Bedeutung des Klimawandels für Bodenprozesse. Freiburger Forstliche Forschung **82**: 123-134.
- SPANK, U., BERNHOFER, CH. (2008): Another simple method of spectral correction to obtain robust EC results. Boundary-Layer Meteorology **128**: 403-422.
- VON LÜPKE, B. (1998): Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. Forest Ecology and Management **106**: 19-26.
- WAGNER, S. (2004): Klimawandel – einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. Forst und Holz **59**: 394-398.
- WIEDEMANN, E. (1951): Ertragskundliche Grundlagen der Forstwirtschaft. 3. Auflage. J.D. Sauerländers Verlag, Frankfurt/M.
- WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., NEMES, A., LE BAS, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma **90**: 169-185.
- ZOTH, R., BLOCK, J. (1992): Untersuchungen an Wurzelballen sturmgeworfener Baume in Rheinland-Pfalz. Forst-und Holz **47**: 566-571.

submitted: 17.11.2010

reviewed: 13.12.2010

accepted: 02.02.2011

Autorenanschrift:

Dr. Kai Schwärzel, Dr. Ronny Peters, Ass. d. FD Rainer Petzold, Dr. Janet Häntzschel, Dipl.-Forst. Alexander Menzer, Prof. Dr. Karl-Heinz Feger
Technische Universität Dresden
Institut für Bodenkunde und Standortlehre
Pienner Straße 19, 01737 Tharandt
E-Mail: kai.schwaerzel@forst.tu-dresden.de

Dipl.-Hydr. Falko Clausnitzer, Dr. Uwe Spank,
PD Dr. Barbara Köstner, Prof. Dr. Christian Bernhofer
Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Pienner Straße 21, 01737 Tharandt
E-Mail: falko.clausnitzer@forst.tu-dresden.de