

Der Einfluss dynamischer Bestandesparameter auf die Simulationsgüte von Interzeptionsmodellen für Buchenbestände

Bernd Ahrends, Markus Wagner, Birte Scheler, Henning Meesenburg

Zusammenfassung

An acht Buchenbeständen in Nordwestdeutschland wurden lange Zeitreihen (insgesamt 181 Messjahre) von gemessenen Bestandesniederschlägen mit Hilfe eines Interzeptionsmodells abgebildet. Hierfür wurden in einer Modellvariante die Bestandesparameter mit allometrischen Schätzfunktionen rekonstruiert und in einer zweiten Variante über den Simulationszeitraum konstant gehalten. Obwohl es sich bei den untersuchten Wäldern um alte Bestände mit i.d.R. nur geringfügigen Eingriffen in den letzten Jahrzehnten handelt, zeigt sich für die dynamische Variante eine deutlich verbesserte Modellperformanz ($E_1 = 0,71$) im Vergleich zur statischen Variante ($E_1 = 0,60$). Diese Ergebnisse weisen auf einen deutlichen Informationsgewinn und eine verbesserte Simulationsgüte von Wasserhaushaltsmodellen bei Langzeitstudien hin, wenn die zeitliche Dynamik von Bestandesparametern berücksichtigt wird.

1. Einleitung

Die Niederschlagsinterzeption ist eine bedeutende Komponente des Wasserkreislaufs in Wäldern und bestimmt deshalb maßgeblich die Grundwasserneubildung und die Wasserverfügbarkeit für Waldbestände. Gleichzeitig ist die Interzeption bzw. der Bestandesniederschlag eine der wenigen direkt messbaren Komponenten des Wasserhaushalts von Waldökosystemen und eignet sich daher für die Kalibrierung und Validierung von hydrologischen Modellen. Die Höhe der Interzeption ist von klimatischen Bedingungen sowie vom Typ und der Struktur der Vegetationsbedeckung abhängig. Dabei haben baumartenspezifische Parameter wie Bestandesbiomasse, -dichte und -höhe sowie der Blatt- (LAI) und Stammflächenindex (SAI), welche die temporäre Wasserspeicherfähigkeit des Bestandes beschreiben, einen maßgeblichen Einfluss auf die Interzeptionsverluste. Ausreichend lange Zeitreihen zur Kalibrierung und Validierung von bestandesspezifischen Interzeptionsmodellen für Waldökosysteme sind in Deutschland und in Europa vorwiegend für Intensivmonitoringflächen des Level II-Programmes (ICP Forests) verfügbar. Mit dem Blattflächenindex (LAI) liegt ein sensibler Parameter für die Berechnung von Interzeptionsverlusten jedoch häufig nur in Form von kurzen oder methodisch inhomogenen Zeitreihen vor. Demgegenüber liegen hochaufgelöste Messungen der Freiland- und Bestandesniederschläge häufig für wesentlich längere Zeiträume (10 bis 30 Jahre) vor. Eine Möglichkeit der Rekonstruktion des LAI von Laubbaumbeständen ergibt sich über die spezifische Blattfläche (SLA) und die Abschätzung der Blattmasse mit Hilfe von allometrischen Funktionen. Entsprechend lassen sich für die Interzeptionsmodellierung daher folgende Ziele ableiten: (1) Beschreibung der Möglichkeiten und Grenzen der dynamischen Rekonstruktion von Bestandesparametern (LAI, SAI, Bestandeshöhe) für eine verbesserte Modellkalibrierung und -validierung am Beispiel von Buchen-Intensivmonitoringflächen aus Nordwestdeutschland. (2) Abschätzung des Informationsgewinns einer Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik von Bestandesparametern auf die Simulationsgüte von Wasserhaushaltsmodellen.

2. Material und Methoden

2.1 Begriffe, Definitionen und Untersuchungsbestände

Der Interzeptionsverlust kann anhand der folgenden Gleichung berechnet werden:

$$I = FN - (KT + ST) = FN - BN$$

wobei I, FN, KT, ST, BN für Interzeption, Freilandniederschlag, Kronentraufe, Stammabfluss und Bestandesniederschlag stehen. Die Kronentraufe schließt sowohl den Anteil des Niederschlages ein, der von den Blättern zum Boden tropft, als auch den Niederschlag, der direkt durch die Kronen fällt. Datensätze aus insgesamt 181 Messjahren von sechs Buchenreinbeständen und zwei Buchen-Eichen-Mischbeständen in Nordwestdeutschland (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Hessen) wurden für diese Studie ausgewählt. Das Bestandesalter variiert zwischen 47 und 172 Jahren, das Bestandesvolumen zwischen 264 und 644 m³ ha⁻¹. Die Bestände liegen zwischen 48 und 503 m ü. NN und die langjährige Jahresdurchschnittstemperatur (1981 bis 2010) variiert zwischen 7,2 und 8,9 °C.

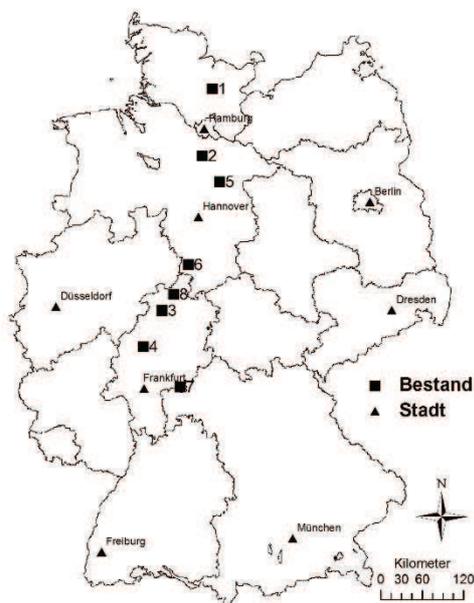


Abb. 1: Geographische Lage der berücksichtigten Intensivmonitoringflächen mit Buchenbestockung in Nordwestdeutschland.

2.2 Interzeptionsmodell

Um die Höhe der Interzeption und damit den Bestandesniederschlag in Abhängigkeit von unterschiedlichen klimatischen Bedingungen und Eigenschaften der Vegetation abzuschätzen, sind zahlreiche empirische, physikalisch basierte oder stochastische Modelle entwickelt worden (Liu 1997). Die Modelle von Rutter et al. (1972) und Gash (1979) sind die gebräuchlichsten prozessorientierten Interzeptionsmodelle und wurden entsprechend in zahlreichen Versionen in Wasserhaushaltsmodelle implementiert. Ein in Deutschland häufig für forsthydrologische Fragestellungen eingesetztes Wasserhaushaltsmodell ist Brook90 (Thiele et al. 2017; Panferov et al. 2009; Ahrends et al. 2010), welches zur Beschreibung der Interzeption eine vereinfachte Version des Rutter-Modells verwendet.

2.3 Modellparametrisierung und Bewertung der Modellgüte

Angetrieben wurde das Interzeptionsmodell mit Hilfe von auf die Untersuchungsbestände regionalisierten DWD-Klimadaten (Niederschlag, Minimaltemperatur, Maximaltemperatur, Dampfdruck, Windgeschwindigkeit, Sonnenscheindauer) in täglicher Auflösung. Für die Regionalisierung wurden geostatistische Methoden und generalisierte additive Modelle (GAMs) verwendet (Ahrends et al. 2018). Auf den Flächen mit langjährigen Messungen des Freilandniederschlages wurden die regionalisierten Niederschlagsdaten nach einer Biaskorrektur zur Lückenfüllung (Piani et al. 2010) verwendet. Der Bestandesniederschlag wurde pro Bestand mit mindestens 15 ständig offenen Niederschlagssammlern, bestehend aus jeweils einem Trichter als Auffangfläche und einer Sammelflasche, gewonnen. Stammabfluss wurde mittels um den Stamm angebrachten Manschetten gewonnen, über die das Stammablaufwasser in Sammelgefäße geleitet wurde. Die Mengenerfassung erfolgte über geeichte Messbehälter, Kippschalenzähler oder geeichte Wasseruhren. Die Abflussmengen der einzelnen meist 14-tägigen Sammelperioden wurden jeweils zu Jahresflüssen aggregiert.

Zur Beschreibung der Bestandesstruktur wurden der Durchmesser des Kreisflächenmittelstammes, die Höhe des Kreisflächenmittelstammes sowie die Bestandesdichte verwendet. Diese Parameter wurden mit Hilfe von regelmäßig wiederholten standardisierten Bestandesaufnahmen erhoben (Dobbertin & Neumann 2016). Bei der dynamischen Modellvariante wurden die sich verändernden Bestandeseigenschaften berücksichtigt. Bei der statischen Variante wurde ausschließlich mit den Parametern der zuletzt durchgeführten Bestandesinventur gerechnet. Die Bestandesparameter Blattflächen- (LAI) und Stammflächenindex (SAI) zur Bestimmung des Interzeptionsspeichers wurden mit Hilfe von allometrischen Funktionen (Wutzler et al. 2008, Weis et al. 2012) abgeleitet, wobei als wichtige Eingangsgröße die spezifischen Blattflächen für jeden Bestand aus der Blattstreu ermittelt wurden (Fleck et al. 2016). Auf diese Weise konnten ausreichend lange LAI- und SAI-Zeitreihen rekonstruiert werden.

Tab. 1: Mathematische Definition der verwendeten Gütemaße (RMSE = mittlerer Quadratwurzelfehler; MAE = mittlerer absoluter Fehler; MBE: mittlerer Bias Fehler; E_1 : Modelleffizienz nach Legates & McCabe 2013; in Anlehnung an Li 2017; R^2 = Bestimmtheitsmaß).

Gütemaße	Definition	Gütemaße	Definition
RMSE	$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}$	E_1	$\left(1 - \frac{\sum_1^n (y_i - \hat{y}_i)}{\sum_1^n (y_i - \bar{y})}\right) 100(\%)$
MAE	$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i - \hat{y}_i $	R^2	$\left(\frac{\sum_1^n (y_i - \bar{y})(\hat{y}_i - \widehat{\bar{y}}_i)}{\left(\sum_1^n (y_i - \bar{y})^2 (\hat{y}_i - \widehat{\bar{y}}_i)^2\right)^{1/2}}\right)^2$
MBE	$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)$		

n: Anzahl der Messungen; y_i : Messwert; \hat{y}_i : Schätzwert; \bar{y} : Mittel der Messwerte; und $\widehat{\bar{y}}_i$: Mittel der Schätzwerte

Für alle übrigen Modellparameter wurde auf Standardwerte aus der Literatur (Federer et al. 2003, Thiele et al. 2017) und der Datenbank von LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001) zurückgegriffen. Die Bewertung der Modellergebnisse erfolgte auf der Grundlage von Jahresraten des Bestandesniederschlags anhand der in Tab. 1 zusammengestellten Gütemaße.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die rekonstruierte Entwicklung der Bestandesparameter LAI und SAI wird beispielhaft für zwei Untersuchungsbestände gezeigt (Abb. 2). Während Bestand 5 durch einen kontinuierlichen Anstieg von LAI und SAI gekennzeichnet ist, zeigt sich für Bestand 7 das wiederholte Absinken dieser beiden Parameter nach forstlichen Nutzungen mit nachfolgendem kontinuierlichem Anstieg bis zur nächsten Nutzung. Eine ausschließliche Verwendung der letzten Inventur für die gesamte Simulationsperiode dürfte in einzelnen Jahren zu erheblichen Abweichungen führen.

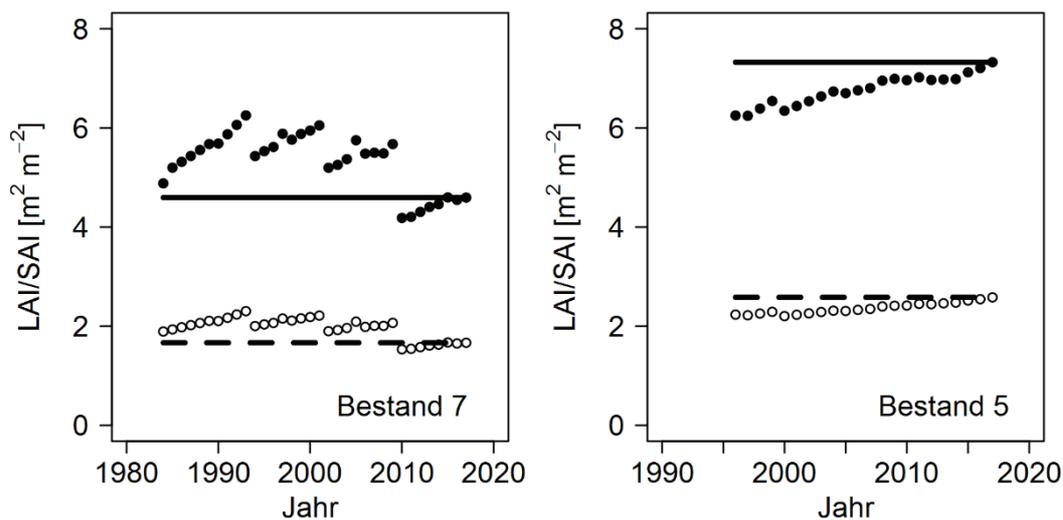


Abb. 2: Dynamik des Blatt- (LAI) bzw. Rindenflächenindex (SAI) in zwei Untersuchungsbeständen (5;7). ●: dynamischer LAI; ○: dynamischer SAI; —: konstanter LAI; - -: konstanter SAI.

Die Bedeutung von zeitlich höher aufgelösten Bestandeseigenschaften für die Simulation von Bestandesniederschlägen zeigt der Vergleich zwischen dynamischer und statischer Variante (Abb. 3, Tabelle 2). Neben einem höheren RMSE, MAE und Bias bei der statischen Variante ergibt sich insbesondere ein erheblicher Abfall der Modellgüte (E_1 -Wert).

Tab. 2: Modellgütekriterien (n. Tab. 1) für die Vorhersage der Bestandesniederschläge für Buchenbestände in NW-Deutschland.

Variante	RMSE	MAE	MBE	R ²	E ₁
	mm	mm	mm	-	-
dynamisch	61,2	45,9	0,1	0,91	0,71
statisch	78,8	63,6	-22,6	0,88	0,60

Entsprechend kann unterstellt werden, dass die deutlich höhere Modellperformanz und somit die verbesserte Abschätzung von Bestandesniederschlägen einen erheblichen Einfluss auf die weitere Kalibrierung und Validierung von Wasserhaushaltsmodellen haben kann. Der dargestellte absolute Modellfehler erklärt sich zu einem großen Teil aus den messtechnischen und methodischen Unsicherheiten bei der Messung von Bestandesniederschlägen (vgl. Puckett et al. 1991, Zimmermann & Zimmermann 2014) und der Messung und/oder Regionalisierung von Freilandniederschlägen (Sieck et al. 2007, Ahrends et al. 2018). Diese Unsicherheiten sind in Abb. 3 durch einen angenommenen 20 %igen Fehlerbereich gekennzeichnet.

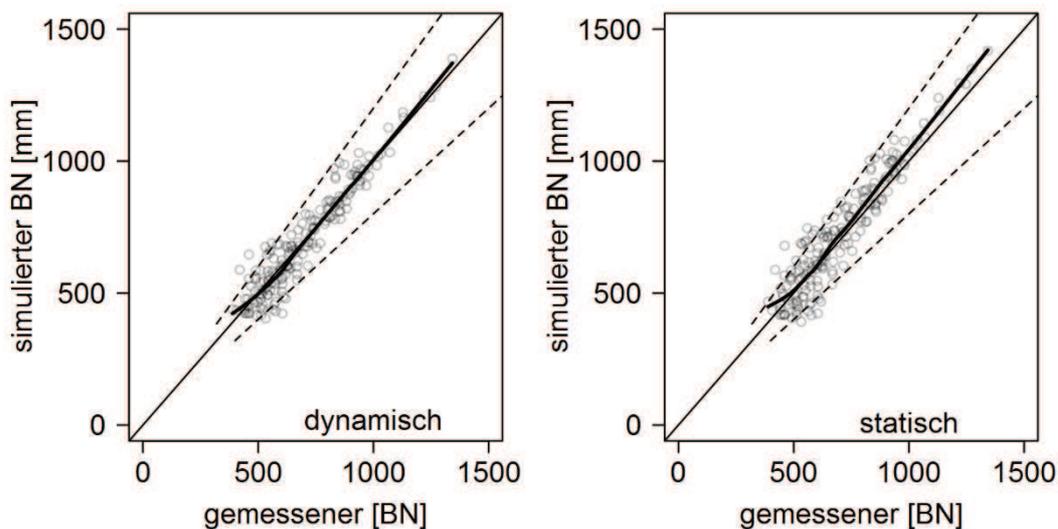


Abb. 3: Beziehung zwischen geschätztem und gemessenem jährlichem Bestandesniederschlag von acht Buchenbeständen in NW-Deutschland bei dynamischer (links) und statischer (rechts) Parametrisierung der Bestandesparameter. - -: 20 %iger Fehlerbereich; —: LOESS-Ausgleichskurve.

4. Schlussfolgerungen

Die dynamische Rekonstruktion von für die Wasserhaushaltssimulation wichtigen Bestandesparametern (LAI, SAI) führt zu deutlich verbesserten Gütemaßen beim Vergleich mit gemessenen Bestandesniederschlägen. Damit dürften sich durch die Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik von Bestandesparametern bei der Kalibrierung und –validierung von Wasserhaushaltsmodellen erhebliche Vorteile ergeben. Diese kann durch die Anwendung von LAI- bzw. SAI-Schätzmodellen unter Verwendung der spezifischen Blattfläche hinreichend genau abgebildet werden. Insbesondere für forsthydrologische Fragestellungen (u.a. Baumartenwechsel, Durchforstungsintensitäten, Umtriebszeiten, usw.) ist es wichtig, dass Faktoren, die durch forstliche Maßnahmen beeinflusst werden, adäquat im Modell berücksichtigt werden.

Danksagung

Die Autoren danken der Europäischen Union für Förderung des LIFE+-Projekts FUTMON “Further development and implementation of an EU-level forest monitoring system” und dem

Waldklimafonds für die Förderung des Projektes WHH-KW "Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel" (22WK-414102).

Literatur

- Ahrends, B., C. Penne, O. Panferov, 2010. Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. *The Open Geography Journal* 3, 91-102.
- Ahrends, B., P. Schmidt-Walter, S. Fleck, M. Köhler, W. Weis, 2018. Wasserhaushaltssimulationen und Klimadaten. *Freiburger Forstliche Forschung* 101, 74-94.
- Dobbertin, M., M. Neumann, 2016. Part V: Tree Growth. In: UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 17 S.
- Federer, C. A., C. Vörösmarty B. Feketa, 2003. Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.* 4, 1276-1290.
- Fleck, S., S. Raspe, M. Cater, P. et al., 2016. Part XVII: Leaf Area Measurements. In: UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 44 S.
- Gash, J. H. C., 1979. An analytical model of rainfall interception by forests. *Q.J.R. Meteorol. Soc.* 105, 43-55.
- Hammel, K., M. Kennel, 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forst. Forschungsberichte München*, 185. Heinrich Frank. München. 148 S.
- Legates, D. R., G. J. McCabe, 2013. A refined index of model performance: a rejoinder. *Int. J. Climatol.* 33, 1053-1056.
- Li, J., 2017. Assessing the accuracy of predictive models *PLoS ONE*, 12, (8): e0183250.
- Liu, S., 1997. A new model for the prediction of rainfall interception in forest canopies. *Ecol. Model.* 99, 151-159.
- Panferov, O., C. Doering, E. Rauch, A. Sogachev, B. Ahrends, 2009. Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environ. Res. Lett.* 4, (doi:10.1088/1748-9326/4/4/045019).
- Piani, C., J. O. Haerter, E. Coppola, 2010. Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe. *Theor Appl Climatol* 99, 187-192.
- Puckett, K. J., 1991. Spatial variability and collector requirements for sampling throughfall volume and chemistry under a mixed hardwood canopy. *Can. J. For. Res.* 21, 1581-1588.
- Rutter, A. J., K. A. Kershaw, P. C. Robins, A. J. Morton, 1972: A predictive model of rainfall interception in forests. I. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pine. *Agric. Meteorol.* 9, 367-384.
- Sieck, L. C., S. J. Burges M. Steiner, 2007. Challenges in obtaining reliable measurements of point rainfall. *Water Resour. Res.* 43, W01420.

- Thiele, J. C., R. Nuske, B. Ahrends, O. Panferov, M. Albert, K. Staupendahl, U. Junghans, M. Jansen, J. Saborowski, 2017. Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Model.* 346, 30-47.
- Weis, W., C. Hertel, A. Wagner, S. Raspe, 2012. Abschlussbericht ST241 - Verbesserung der Wasserhaushaltsmodellierung mit Daten des forstlichen Umweltmonitorings im Projekt FUTMON (LIFE+). 25 S.
- Wutzler, T., C. Wirth, J. Schumacher, 2008. Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. *Can. J. For. Res.* 38, 1661-1675.
- Zimmermann, A., B. Zimmermann, 2014. Requirements for throughfall monitoring: The roles of temporal scale and canopy complexity. *Agric. For. Meteorol.* 189-190, 125-139.

