

Büro für Angewandte Hydrologie München
Murnauer Str. 102a
81379 München

Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V.
Telegrafenberg
14473 Potsdam

Modellierung des Stickstoffhaushalts auf Wassereinzugsgebietsebene (Forellenbachgebiet)

Abschlussbericht Stand 12.12.2007

München/Potsdam, den 12.12.2007

Anlagen:

- (1) „Auswahl eines Schneemodells zur Integration in das Modellsystem ArcEGMO-PSCN“ (LitStudie_Schneemodell.doc)
- (2) „Literaturrecherche zur Modellierung des Stickstoffhaushalts auf Wassereinzugsgebietsebene“ (LitRech_Stoffumsatz.doc)
- (3) „Multivariate nichtlineare Analyse der Daten aus dem Forellenbach-Gebiet“ (Bericht_Bayreuth_0712.doc)

1	Veranlassung und Zielstellung	3
2	Bearbeitungsschwerpunkte im Überblick	3
3	GIS-Datenmodell (Raumdaten) als Basis für die Modellierung	4
4	Klimatische Situation im Untersuchungsgebiet	6
4.1	Überblick und Messnetz	6
4.2	Niederschlagsmessung	8
4.3	Lufttemperatur	13
4.4	Wind und Luftfeuchte	15
4.5	Globalstrahlung	17
5	Modellierung der Schneedynamik	18
6	Simulation der Bestandesinterzeption	22
7	Stickstoffhaushalt auf Bestandesebene	22
7.1	Literaturrecherche	22
7.1.1	Zielstellung	22
7.1.2	Ergebnisse	24
7.2	Modellanpassung 4C	29
7.2.1	Modellerweiterungen	29
7.2.2	Parameterbestimmung Fichte	30
7.3	Anwendung und Verifizierung von 4C	32
7.3.1	Fichtenstandort F1	32
7.3.2	Buchenstandort B1	35
8	Analyse des Nitratabbaus im Grundwasser	40
9	Simulation des Stickstoffhaushalt im Einzugsgebiet des Forellenbachs	41
9.1	Modellanpassung ArcEGMO	41
10	Literatur	42

1 Veranlassung und Zielstellung

Die Bundesrepublik Deutschland beteiligt sich durch das Umweltbundesamt mit einem Dauerbeobachtungsprogramm im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald am Integrated Monitoring Programm der UN ECE (ICP IM). Dieses befasst sich mit der "umfassenden Beobachtung der Wirkungen von Luftschadstoffen auf Ökosysteme", die nicht aus lokalen Quellen, sondern aus dem großräumigen grenzüberschreitenden Transport stammen. Das wesentliche wissenschaftliche Konzept des ICP IM ist die Aufstellung und Analyse von Wasser- und Stoffhaushaltsbilanzen auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten.

Unter den klassischen Luftschadstoffen kommt dem anorganischen Stickstoff aus Verbrennungsprozessen und landwirtschaftlicher Produktion derzeit die größte Bedeutung zu, da er bei Überangebot zu gravierenden Systemveränderungen vor allem in stickstofflimitierten Pflanzengesellschaften wie bodensauren Wäldern führt.

Im Kontext dieser spezifischen Aufgabenstellung soll ein Simulationsmodell an die naturräumlichen Gegebenheiten des Forellenbachgebiets angepasst werden. Mit der Zielstellung späterer Szenariosimulationen (Deposition, Klimawandel) soll der bislang gemessene Wasser- und Stickstoffhaushalt (1991-2004) in Abhängigkeit von Klima und Veränderungen der Vegetationsdecke deterministisch und zutreffend durch das Modellsystem reproduziert werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Waldbestände des Untersuchungsgebiets seit 1994 auf etwa 40 % der Gebietsfläche durch Insektenbefall abgestorben sind; daher überlagern die durch das Absterben induzierten biochemischen Prozesse die immissionsgetriebenen Entwicklungen.

2 Bearbeitungsschwerpunkte im Überblick

Die Bearbeitung des Projektes erfolgt im Rahmen eines Forschungsverbundes zwischen dem Büro für Angewandte Hydrologie München (BAH) und dem Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK). Beide Projektpartner sind an der Entwicklung des anzuwendenden Simulationsmodells ArcEGMO-PSCN beteiligt und haben langjährige Erfahrungen bei der Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes auf Einzugsgebiets- bzw. Standortebene. Teilaufgaben wurden über Werkverträge an externe Fachexperten übertragen (PD Dr. Lischeid und Firma ProGeoConsult).

Das ökohydrologische Modellsystem ArcEGMO-PSCN entstand durch die Integration deterministischer Wachstumsmodelle für Wald- und landwirtschaftliche Flächen und eines detaillierten Bodenmodells in das GIS-gekoppelte hydrologische Modell ArcEGMO (Pfützner, 2002¹, Becker et

¹ Pfützner, B. (ed.), (2002). Description of ArcEGMO. Official homepage of the modelling system ArcEGMO, <http://www.arcegmo.de>, ISBN 3-00-011190-5.

al. 2002²). Die Simulation der Vegetationsentwicklung und der C/N-Dynamik erfolgt mit Modellteilen aus dem Waldwachstumsmodell 4C (Suckow et al. 2001³, Lasch et al. 2005).

Die Projektbearbeitung setzt auf die bisher durchgeführten Simulationsstudien mit ArcEGMO-PSCN im Forellenbachgebiet auf. Im Rahmen dieser Untersuchungen ist ein komplexes GIS-Datenmodell des Forellenbach-Einzugsgebietes entstanden, das neben den meteorologischen Zeitreihen als Eingangsgrößen Informationen zur Raumgliederung entsprechend der Waldbestände, der Oberflächenmorphologie, der Böden und zum Grundwasserflurabstand enthält. Dieses konnte nach entsprechender Erweiterung für die Modelluntersuchungen direkt verwendet werden (s. Kap. 3 und 4).

Inhalt der vorhergehenden Untersuchungen war eine erste Beschreibung des Gebietswasserhaushaltes des Einzugsgebietes und die Validierung einzelner Modellteile anhand der Messergebnisse auf den Intensivuntersuchungsflächen B1 (Buche) und F1 (Fichte) ohne Berücksichtigung des lateralen Stickstofftransports bis zum bzw. im Vorfluter.

Ein wesentlicher Bestandteil des Projektes war deshalb eine umfassende Literatur- und Datenrecherche mit dem Ziel einer Anpassung und Parametrisierung der entsprechenden Modellteile in ArcEGMO-PSCN (s. Kap. 7.1 und Anlagen).

Auf der Basis dieser Recherchen erfolgte die Modellanpassung und -validierung an Einzelstandorten hinsichtlich der Abbildung der Schneedynamik und der Bestandesinterzeption (Kap. 5 und 6) sowie der Prozesse des Stoffumsatzes (Kap. 7.2 und 7.3).

... Klimatologie des Untersuchungsgebietes

... Gebietsmodellierung

...

3 GIS-Datenmodell (Raumdaten) als Basis für die Modellierung

Die grundsätzliche Methodik von ArcEGMO beruht auf einer GIS-gestützten hydrologischen Modellierung. Das GIS-Datenmodell muss aus einer Hydrotopkarte, einer Teileinzugsgebietskarte, dem Fließgewässernetz und einer Karte der meteorologischen und hydrologischen Messstellen sowie den dazugehörigen meteorologischen Zeitreihen als Eingangsgrößen bestehen. Die Simulationen im Forellenbachgebietes als Teileinzugsgebiet der Großen Ohe stützen sich auf die in Tab. 1 aufgelisteten digitale Rauminformationen.

² Becker, A., Klöcking, B., Lahmer, W., Pfützner, B., (2002). The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: Mathematical Models of Large Watershed Hydrology (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.

³ Suckow, F., F.-W. Badeck, et al. (2001). "Nutzung von Level-II-Beobachtungen für Test und Anwendungen des Sukzessionsmodells FORESEE." Beitr. Forstwirtschaft u. Landschaftsökologie 35(2): 84-87

Es zeigte sich, dass im hinsichtlich seiner topographischen Bedingungen recht homogenen Einzugsgebiet des Forellenbachs die Berücksichtigung der Höhenstufen wesentlich wichtiger als die Ausgrenzung von Hangneigungs- oder Hangausrichtungsklassen ist. Entscheidend für die Wachstumsbedingungen und die hydrologischen Verhältnisse innerhalb dieser generell nach Süden bzw. Süd-Westen ausgerichteten Höhenzonen sind die Böden entsprechend der forstlichen Standortkartierung. Diesem Umstand Rechnung tragend erfolgte eine Verortung und Flächenzuweisung der Inventurpunkte anhand der Höhenstufen, der Bodentypen, der Totholzflächen sowie der Hangausrichtung bei Berücksichtigung sonstiger Bestandesgrenzen, wie. z.B. der Wege und Gewässer. Diese wurden anhand der topographischen Karte neu digitalisiert.

Tab. 1: Digitales Kartenmaterial

Datenart	Beschreibung	Quelle
Digitales Höhenmodell	DHM Bayern (50 x 50 m Raster)	BLVA (1997)
Topographie	Topographische Karte 1 : 25.000, Blatt TK25 7046 (tif)	NPV
Einzugsgebiet	Oberirdisches Einzugsgebiet des Forellenbachs (Polygone)	LfW (2002)
Boden	Bodentypenkartierung (Polygon)	HTO 33-7, LWF
Geologie	Geologische Übersichtskarte 1:200.000, Blatt Deggendorf	
Totholzflächen	Vereinheitlichte Karte der Kartierungen 1988-2004 Totholz 200409-200508.shp Totholz 200508-200609.shp (Polygone)	HTO 33-7, NPV
Waldinventurpunkte	gesonderte Waldinventur im Forellenbachgebiet 1991 Inventurpunktraster NP Bayerischer Wald (Punkte)	HTO 33-7, NPV

Insgesamt wurde so das Einzugsgebiet des Forellenbachs in 58 Hydrotope einer Flächengröße von 175 m² (Wegabschnitt) bis 7,3 ha (nahezu homogener Buchenbestand 134 in der oberen Hanglage) untergliedert (Abb. 1). Bei der Ausweisung der oberirdischen Teileinzugsgebiete wurden zur leichteren Auswertung der Simulationsergebnisse die Höhenstufen mit berücksichtigt. Im ursprünglichen Datenmodell waren die hydrogeologischen Gebietseigenschaften nicht berücksichtigt, da keine weitere Unterteilung der unterirdischen Flüsse mit dem Grundwasser erfolgte. Da das jedoch für die Simulation des Stickstofftransportes erforderlich ist, erfolgt eine zusätzliche Zuordnung der Hydrotope zu Lithofacieseinheiten entsprechend der gewählten Methodik zur Simulation des Nitrattransportes und -abbaus im Grundwasser.

Außerdem wurden die neu hinzugekommenen Totholzareale (Befliegung 2005 und 2006) in das Datenmodell integriert.

Die Absicherung der Simulationsergebnisse auch für das übergeordnete Einzugsgebiet der Großen Ohe machte eine Überarbeitung des GIS-Datenmodells der Großen Ohe in der gleichen Weise wie für das Forellenbachgebiet nötig. Dieses wurde komplett neu erstellt und umfasst nunmehr 1997 Hydrotope (anstelle 5114 Flächen in der Version von 2004) ohne größere Informationsverluste. Die Flächengliederung des Forellenbachgebietes wurde eingebettet (Abb. 1).

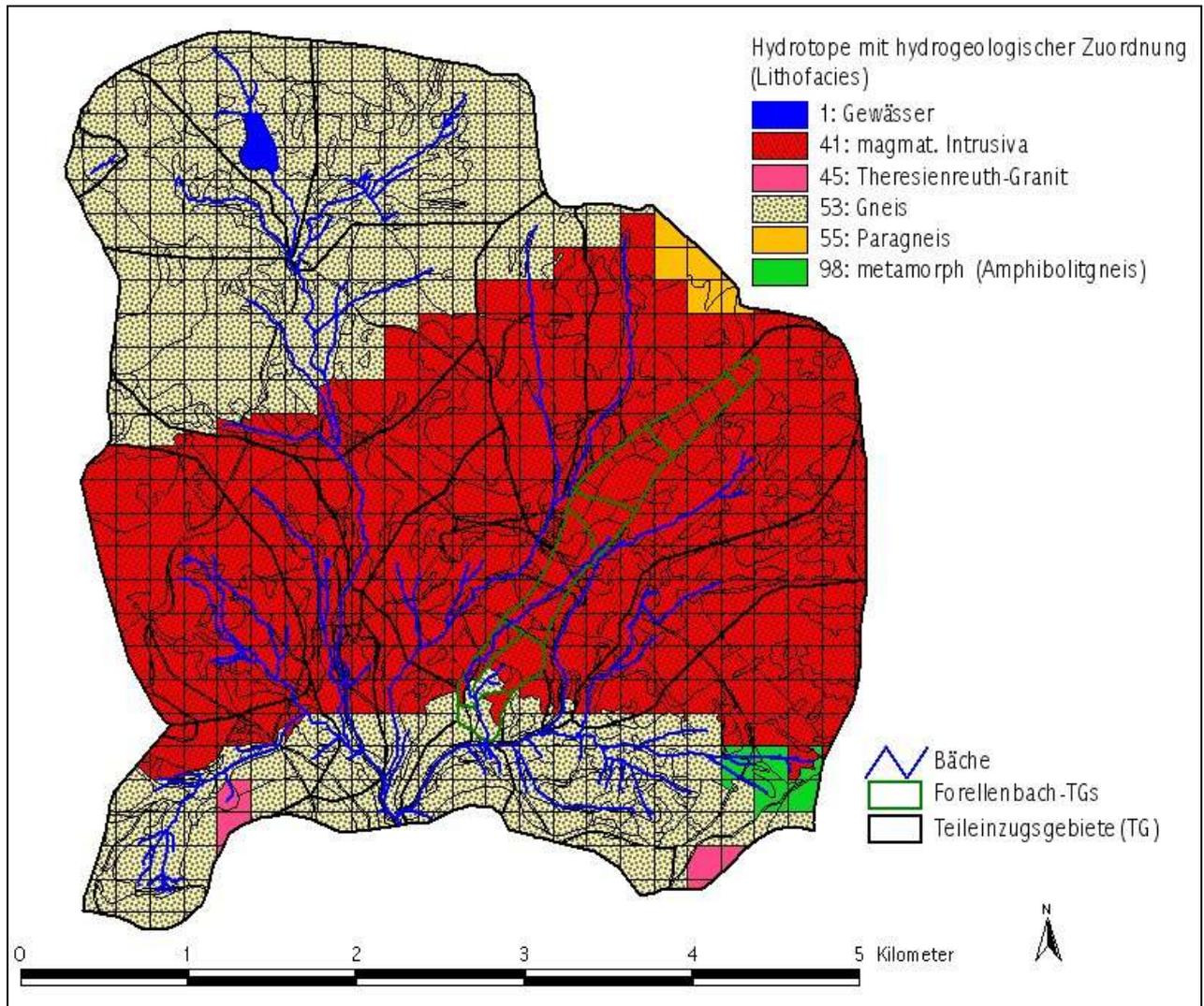


Abb. 1: Raummodell der Großen Ohe mit eingebettetem Forellenbach und Lithofacies-Zuordnung

4 Klimatische Situation im Untersuchungsgebiet

4.1 Überblick und Messnetz

Das Klima im Untersuchungsgebiet ist durch seine Grenzlage zwischen atlantischen Fronten und kontinentalen Luftmassen sowie feuchtwarmer adriatischer Tiefdruckgebiete geprägt. Die Jahresniederschläge sind mit 1000 mm in den Tallagen und bis zu 2000 mm in den Hochlagen sehr hoch. Die Jahresmitteltemperatur ist mit 5,5 °C niedrig. Häufig bilden sich durch Inversion in den Tälern (770 – 890 m über NN) ausgeprägte Kaltluftseen (vgl. Elling et al., 1987)⁴. In Abhängigkeit von der Höhenlage beträgt die Schneedeckendauer bis zu 170 Tagen wie z.B. im Winter 2005/2006.

⁴ Elling, W., Bauer, E., Klemm, G., Koch, H. (1987): Klima und Boden – Waldstandorte, Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 1, Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

Das Quellgebiet der Großen Ohe wird seit 1979 in einem Forschungsverbund aus Nationalparkverwaltung (NPV), Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Bayerischem Landesamt für Umwelt (LfU) und TU München intensiv untersucht. Das kontinuierliche Messprogramm zur Niederschlags erfassung (Monatstotalisatoren, Hellman-Sammler, Waagen), Klima- und Abflussbeobachtung wurde durch hydrologische Messkampagnen ergänzt, die in der Schriftenreihe „Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet der Großen Ohe“ dokumentiert sind (s. Abb. 2). Meteorologische Referenzstationen für das Teileinzugsgebiet des Forellenbachs sind der Messturm Schachtenau (Messbeginn 1992), die Klimastation Taferlruck (seit 11/1979) sowie der Hellmann-Niederschlagsmesser an der Racheldiensthütte.

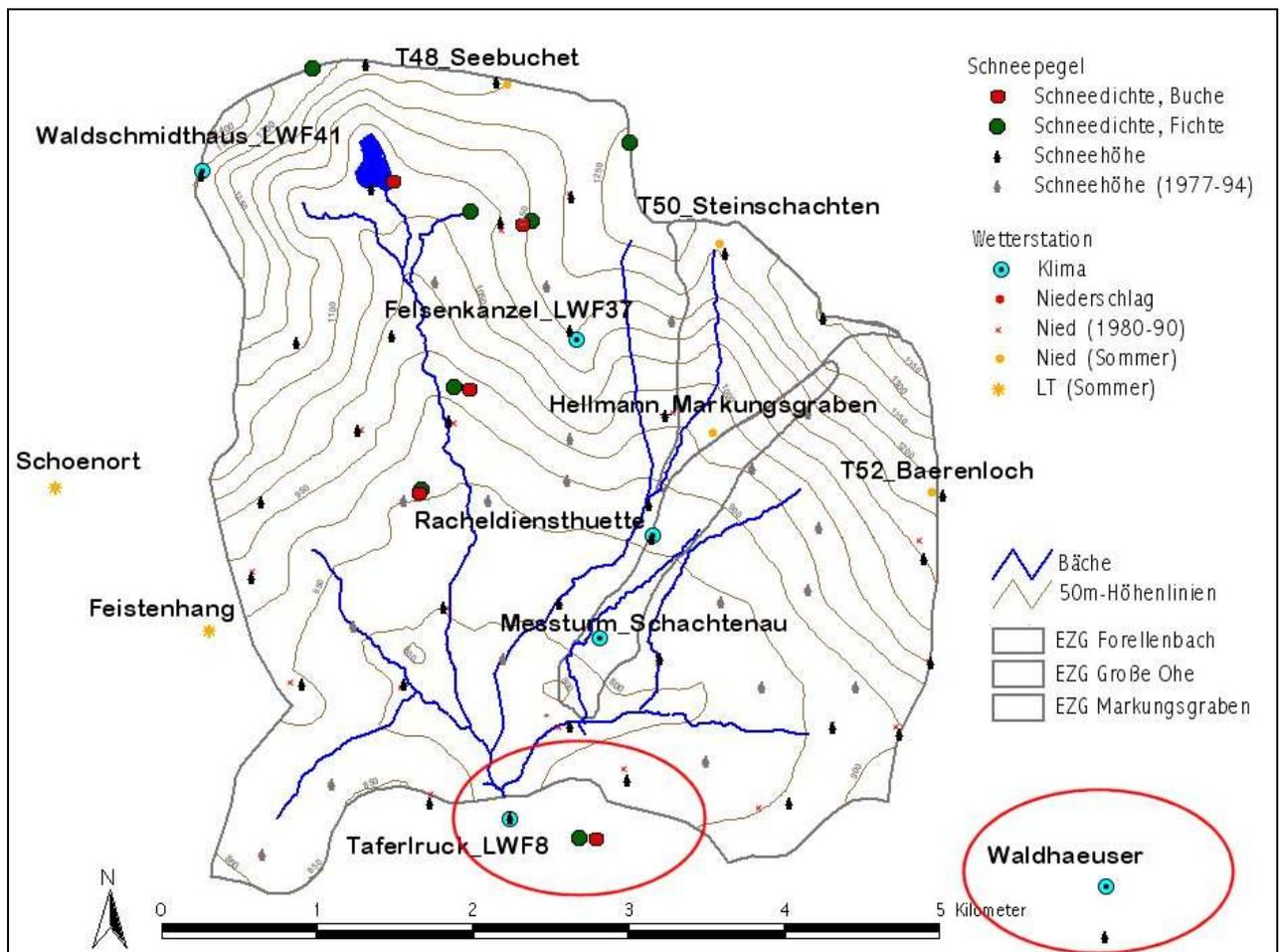


Abb. 2: Meteorologische und Schnee-Messstandorte im EZG der Großen Ohe

In den letzten vier Jahren wurde das meteorologische Messnetz im Nationalpark Bayerischer Wald umstrukturiert. Neben der Inbetriebnahme neuer Messeinrichtungen erfolgte ein Abbau an anderen Standorten. Davon haben auch die hydrologischen Untersuchungen des Forellenbachgebietes profitiert. Insbesondere die Erfassung der Wind- und Strahlungssituation aber auch der Niederschläge hat sich verbessert. So wurden 1996 durch die LWF mehrere hoch auflösende Niederschlagswaagen in den Hochlagen installiert (z.B. N37 an der Felsenkanzel und N52 am Bärenloch) und 2004 mit der Messung von Lufttemperatur und -feuchte an der Racheldiensthütte begonnen. Inwieweit

die einzelnen Messungen zueinander konsistent sind und somit als Input für die Modellierung dienen können, war Schwerpunkt der durchgeführten Datenanalyse.

Auf der Basis der bereinigten und z. T. synthetisierten (s. Kap. 4.2) Tageswert-Messreihen erfolgte im Anschluss die Regionalisierung der einzelnen Witterungsattribute mit dem in ArcEGMO implementierten geostatistischen Quadrantenverfahren, das neben der X-Y-Lage auch die Geländehöhe, die Hangneigung und die Hangexposition berücksichtigt.

4.2 Niederschlagsmessung

Insgesamt wurden für die Regionalisierung die Messreihen an 48 Standorten sowie die aus den Monatssummen synthetisierten Tagesniederschläge am Steinschachten (T50) in den Wintermonaten verwendet, auch wenn sie z. T. nur Teilabschnitte des Simulationszeitraumes 1980 bis 10/2007 abdecken.

Die technische Überarbeitung der Niederschlagserfassung am Messturm Schachtenau stellt eine wesentliche Verbesserung der Situation insbesondere für die Standorte B1 und F1 dar. Wie Abb. 3 verdeutlicht, erscheinen die Messungen plausibel. Probleme bereitet nach wie vor die Niederschlagsmessung an der Racheldiensthütte. Hier sollte eine Versetzung des Hellmannmessers in die unmittelbare Nähe des neu eingerichteten Automaten (Lufttemperatur, Feuchte) geprüft werden.

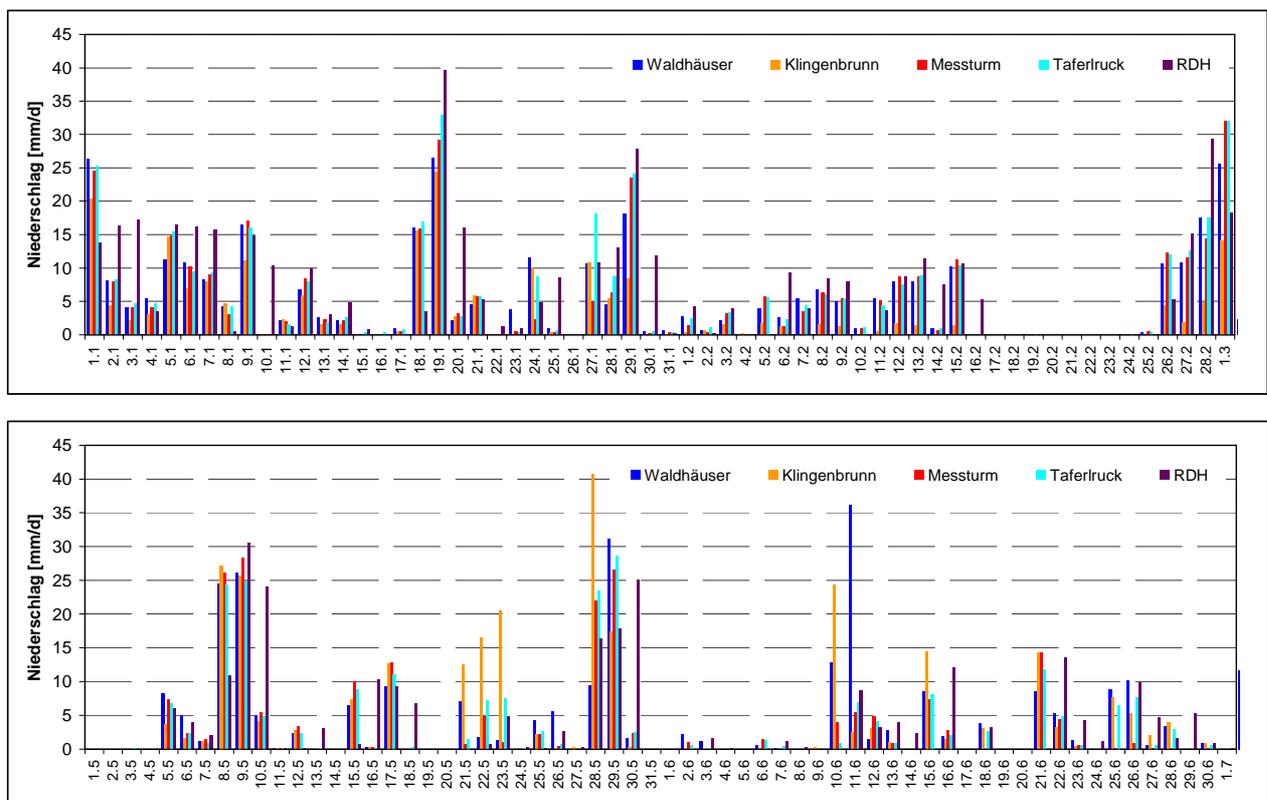


Abb. 3: Vergleich der Tagesniederschläge der Hauptstationen im EZG Große Ohe 2007

Die von der LWF in den Sommermonaten betriebenen Thies-Waagen in den Hochlagen messen die Niederschläge im 10min-Takt. Die Ausleseprozedur der Waagen ist jedoch sehr anfällig für Fehler. So mussten Lücken und Überlappungen zwischen den Termindateien im Einzelnen überprüft werden. In der Mehrzahl der Fälle konnten sie durch Korrektur der Auslesetermine bzw. der Auffindung von Dopplungen behoben werden.

Nach Erfassung der Terminwerte wurden diese zu Tagesniederschlägen (0-23:50 Uhr) aggregiert. Durch den Vergleich der einzelnen Datenreihen bei Einbeziehung der Niederschlagsmesswerte an den Klimastationen Taferlruck (Ott-Waage) und Waldhäuser wurden weitere Fehler aufgespürt und so weit wie möglich korrigiert (Abb. 4).

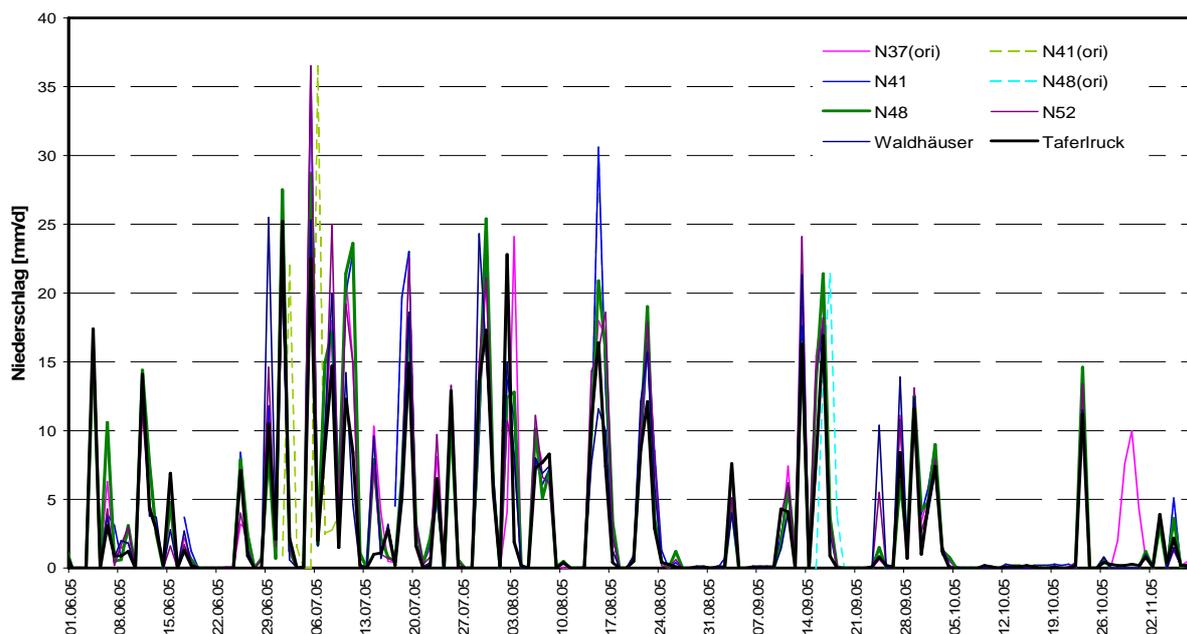


Abb. 4: Vergleich der gemessenen Niederschlagsdynamik an den Thies-Waagen mit den Referenzmessungen in Waldhäuser und Taferlruck (Ausschnitt Sommer 2005)

Wie Abb. 4 verdeutlicht, konnten allein durch den Vergleich der beobachteten Dynamik fehlerhafte Terminzuordnungen behoben werden. Inwieweit jedoch die heterogene Niederschlagsverteilung vor allem bei Starkregenereignissen die Ursachen für unterschiedliche Mengen und Zeitverhalten darstellen, konnte so nicht geklärt werden. Besonders die mit der Waage N 37 an der Felsenkanzel gemessenen Niederschläge weichen häufig von denen an den übrigen Stationen ab.

Deshalb erfolgte eine weitere Plausibilitätsprüfung anhand der Monatssummen. Für alle Standorte stehen Totalisatormesswerte zur Verfügung. Durch Ausrüstung der Totalisatoren mit Wind-, Gefrier- und Verdunstungsschutz kann laut Teichmann (1984)⁵ von einem sehr geringen Messfehler von unter 10 % ausgegangen werden. Damit können diese Messungen auch für die Ableitung eventuell erforderlicher Korrekturen herangezogen werden.

⁵ Teichmann, U., 1984. Die Ermittlung des Gebietsniederschlags zur Lösung hydrologischer Bilanzen. Nationalpark Bayerischer Wald, Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe“, Bd. 1, ISSN 0937-0056.

Um möglichst viele Einzelmessungen der Thies-Waagen mit einbeziehen zu können, wurden die Daten homogenisiert. Das heißt, kleinere Messlücken wurden anhand der benachbarten Stationen aufgefüllt, um auf komplette Monatssummen zu kommen. Damit wurden natürlich Ungenauigkeiten, besonders bzgl. der Messung konvektiver Niederschläge in Kauf genommen. Beispielhaft sind die mit dem Totalisator und der Thies-Waage an der Felsenkancel gemessenen Monatsniederschläge für den Zeitraum 1996 bis 2007 in Abb. 5 gegenübergestellt. Größere Abweichen wie z.B. im Juli 2005 sind zumeist durch fehlerhafte Totalisatormesswerte zu erklären.

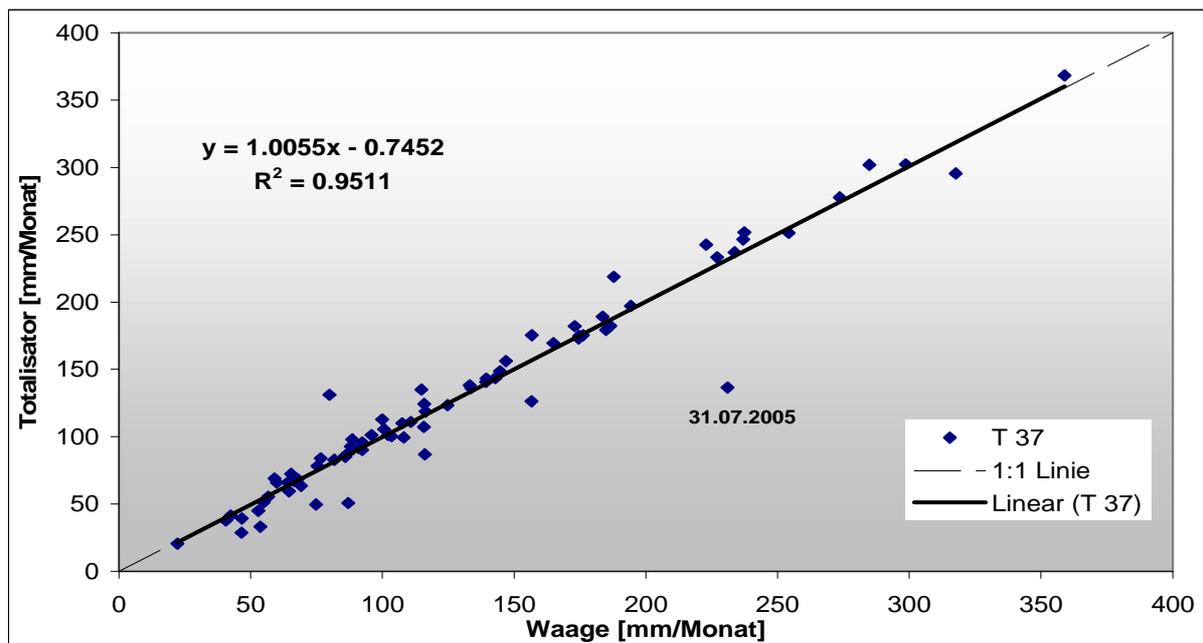


Abb. 5: Monatsniederschläge an der Felsenkancel (N 37, T_37) in den Sommermonaten 1996-2006

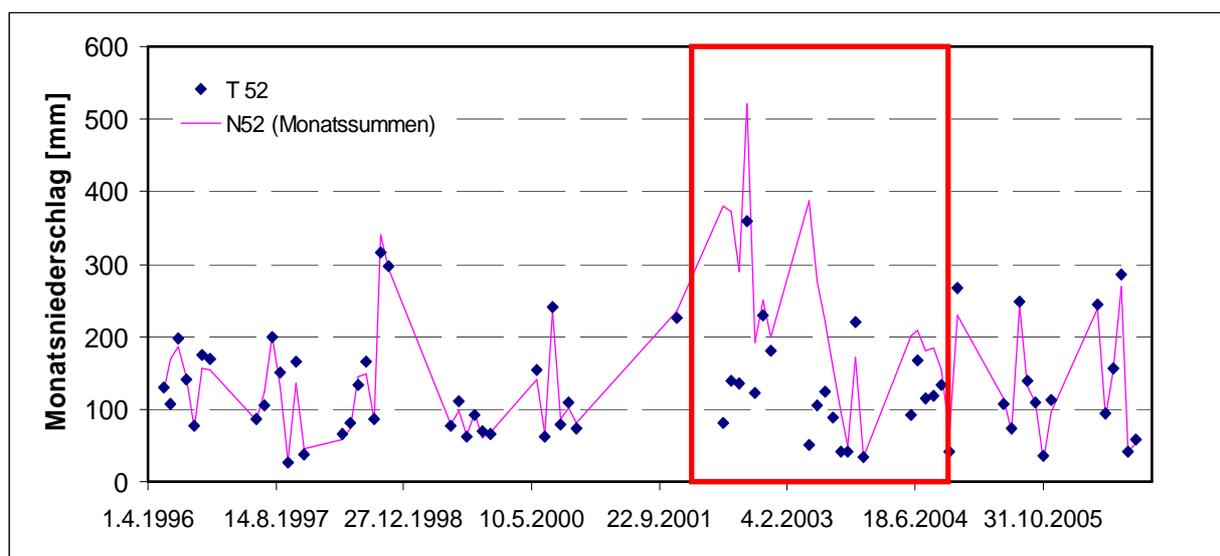


Abb. 6: Vergleich der an der Waage N 52 gemessenen Monatsniederschläge mit den Totalisatorwerten

Insgesamt stimmen die mittels der Thies-Waagen gemessenen Monatsniederschläge sehr gut mit den Totalisatormesswerten überein. So konnten die ungewöhnlich hohen Messungen der Waage N 37 im Intervall 29.-31-10.2005 als Fehlmessungen erkannt werden. Sowohl die Termin- als auch die Tageswerte wurden entsprechend korrigiert.

Wie Abb. 6 zeigt, wurden beim Vergleich mit den Totalisatormesswerten die Fehlmessungen der Waage N 52 (Bärenloch) in den Jahren 2002 bis 2004 deutlich. Seit Mai 2005 erscheinen die Messwerte jedoch wieder plausibel.

Üblicherweise werden die Niederschlagsmesswerte korrigiert, bevor sie regionalisiert und bei der hydrologischen Modellierung genutzt werden. Die Untersuchungen zeigten jedoch, dass die aus den hoch aufgelösten Terminmessungen der Thies-Waagen aggregierten Tagessummen für Regen nicht korrigiert werden müssen. Für die Tagessummen der Ott-Waage am Taferlruck wurde eine Korrektur der Tageswerte des Niederschlags um +3% bei Regen und um +8% bei Schnee vorgenommen. Diese Korrekturfaktoren ergaben sich ebenfalls aus dem Vergleich mit Totalisatormessungen. In die Untersuchung flossen die Messwerte vom September 2002 (Beginn der Messungen mit der Ott-Waage) bis zum September 2007 ein. In Abhängigkeit von der gemessenen Schneemenge an der Vergleichsstation Waldhäuser erfolgte eine Unterteilung in schneefreie Monate und Wintermonate. Mit dieser Unterteilung auf der Basis von ortsfremden Schneeverhältnissen ist eine gewisse Unsicherheit verbunden, die sich jedoch in Grenzen halten sollte.

Ein Problem für die Modellierung des Wasserhaushaltes sowie der Stickstoffdynamik stellen die Niederschlagsmessungen in den Wintermonaten dar. Kontinuierliche Messungen in mindestens täglicher Auflösung liegen nur für Taferlruck und Waldhäuser vor. Die allein auf der Basis dieser Stützwerte durchgeführte Regionalisierung erbrachte im Vergleich mit den Monatsmesswerten der Totalisatoren eine deutliche Unterschätzung der Niederschläge in den Hochlagen. Deshalb wurden tägliche Niederschlagswerte in den Wintermonaten (November-April) der Standorte T37 (Felsenkanzel), T42 (Racheldiensthütte), T48 (Seebuchet), T50 (Steinschachten) und T52 (Bärenloch) aus den Monatssummen synthetisiert, wenn keine höher aufgelösten Messwerte zur Verfügung standen. Als Referenzstation wurde Taferlruck genutzt.

In Abb. 7 sind die so regionalisierten Gebietsniederschläge für das Einzugsgebiet des Forellenbachs den nach Beudert & Breit (2004) auf der Basis der flächengewichteten Totalisatormessungen gegenübergestellt. Wie Abb. 8 verdeutlicht, liegen die Abweichungen in der Regel unter ± 20 mm/Monat. Größere Abweichungen, wie sie z.B. im September/Oktober 1998 und im August 2006 auftreten, müssen bei der Bewertung der Simulationsergebnisse berücksichtigt werden. Für die Gebietsniederschläge des übergeordneten Einzugsgebietes der Großen Ohe ergibt sich ein ähnliches Bild (Abb. 8) mit etwas geringeren Abweichungen.

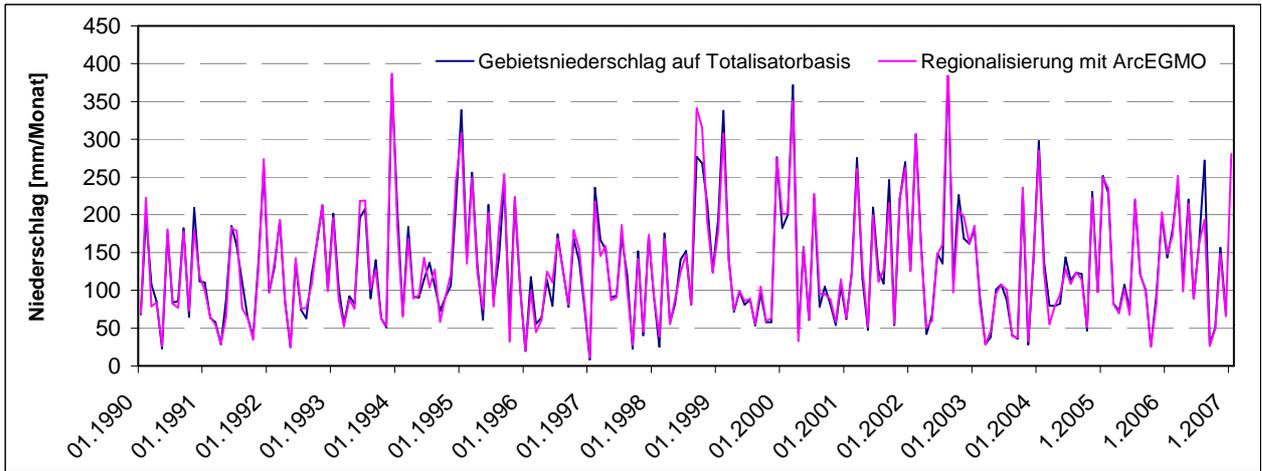


Abb. 7: Vergleich der auf Monats- bzw. Tagesbasis ermittelten Gebietsniederschläge für das EZG Forellenbach

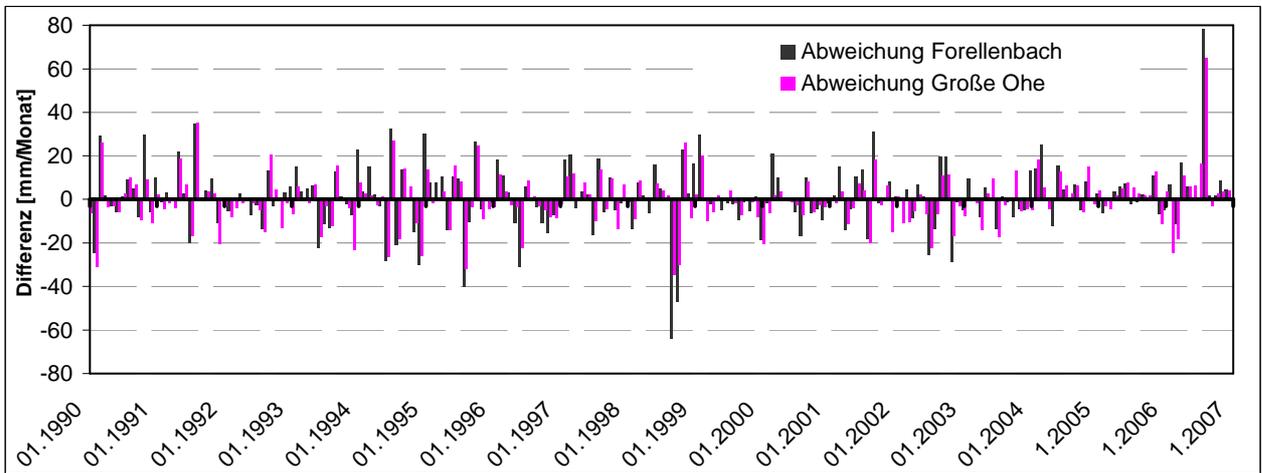


Abb. 8: Abweichungen zwischen den auf Monats- bzw. Tagesbasis ermittelten Gebietsniederschlägen für das EZG des Forellenbachs und der Großen Ohe

4.3 Lufttemperatur

Der Vergleich der sechs vorliegenden Temperaturzeitreihen erbrachte keine Anomalien (Abb. 9).

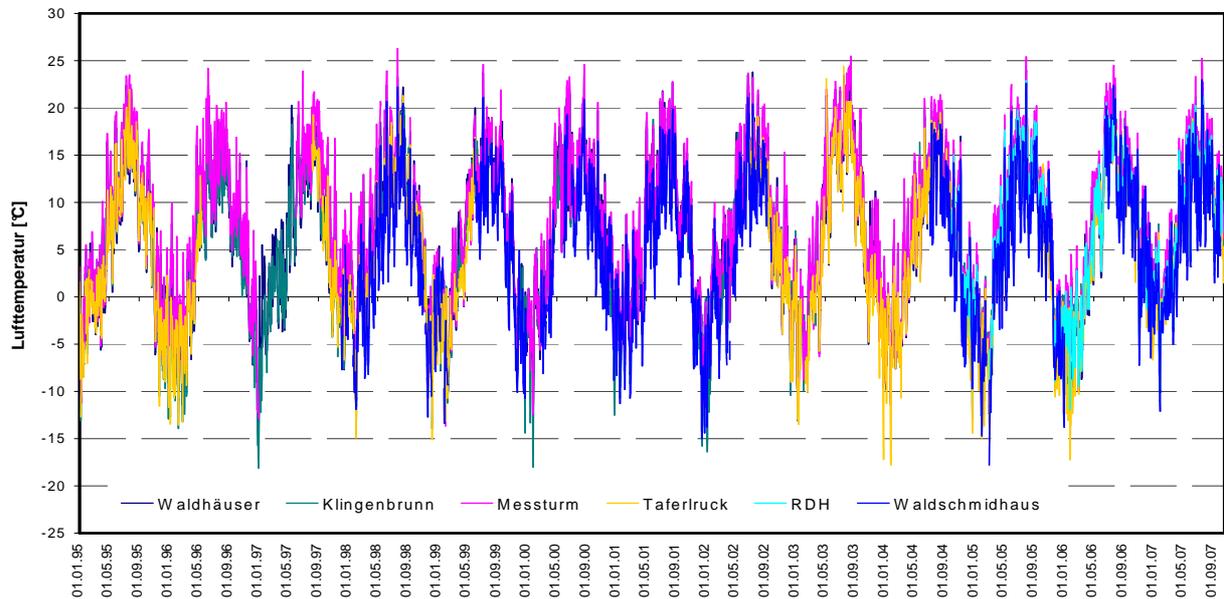


Abb. 9: Tagesmittel der Lufttemperatur

Es zeigte sich jedoch, dass die Lage der Messstandorte nicht für eine Modellierung der Temperaturbedingungen im Untersuchungsgebiet ausreicht, die auch den beobachteten Kaltluftstau in den Tälern abbildet. Als erster Ansatz wurde wie bei der Regionalisierung der Globalstrahlung neben der Höhenabhängigkeit auch die Abhängigkeit von der Hangneigung und der –ausrichtung berücksichtigt. Dazu wurde in das Modell ein Korrekturverfahren in Anlehnung an OKE (1987)⁶ und Schulla (1997)⁷ implementiert.

$$\begin{aligned}
 T_{korr} &= T_{mess} + c_t \cdot SSD \cdot \ln \frac{\cos \hat{\Theta}}{\cos Z} \quad \text{für} \quad 0.2 \leq \cos \hat{\Theta} \cdot (\cos Z)^{-1} \leq 5.0 \\
 T_{korr} &= T_{mess} + c_t \cdot SSD \cdot 1.609 \quad \text{für} \quad \cos \hat{\Theta} \cdot (\cos Z)^{-1} > 5.0 \\
 T_{korr} &= T_{mess} - c_t \cdot SSD \cdot 1.609 \quad \text{für} \quad \cos \hat{\Theta} \cdot (\cos Z)^{-1} < 0.2
 \end{aligned}$$

- $\hat{\Theta}$ - Winkel zwischen der Sonneneinstrahlungsrichtung und der Normalen zu einer Fläche
- SSD- relative Strahlung (gemessene Globalstrahlung auf der Ebene / extraterrestrische Strahlung)
- Z - Zenitwinkel (Winkel zwischen den Sonnenstrahlen und der Senkrechten)
- c_t - empirischer Skalierungsparameter

⁶ Oke, T.R. (1987): Boundary Layer Climates, 2nd ed., Routledge, London and New York. 435 S.

⁷ Schulla, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. Diss ETH 12018, Verlag Geographisches Institut ETH Zürich, 187 S.

Die Größe c_t sollte anhand von Messungen an verschiedenen ausgerichteten und geneigten Hängen zu verschiedenen Zeiten und Bewölkungsgraden überprüft werden. Da hierfür keine Voraussetzungen bestanden, wurde ein Wert von 5 angesetzt.

Durch die zusätzliche Berücksichtigung der im Rahmen des Projektes BIOKLIM durch die NPV neu eingerichteten Messstellen zur Erfassung von Lufttemperatur- und Feuchte in zehnmündiger Auflösung bei der Ableitung der Regressionskoeffizienten des Regionalisierungsverfahrens konnte eine weitere Verbesserung der Abbildung der realen Temperaturverhältnisse im Untersuchungsgebiet erzielt werden. Häufig überprägt in diesem kesselförmigen Einzugsgebiet der Einfluss der Besonnung die Abnahme der Temperatur mit der Geländehöhe (-0,00457 K/Höhenmeter), wie die folgenden Abbildungen veranschaulichen.

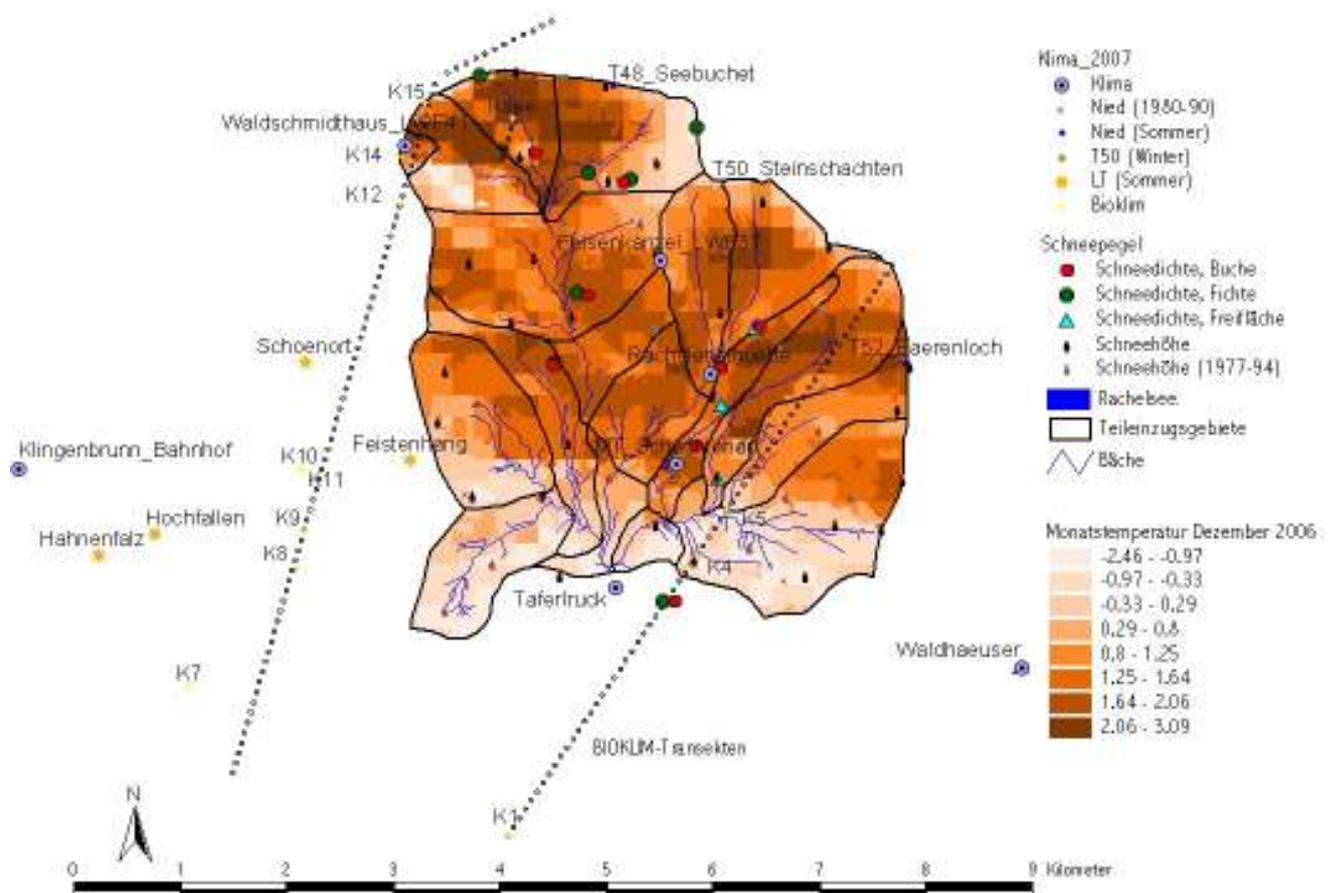


Abb. 10: Temperaturverteilung in den Einzugsgebieten der Großen Ohe und dem Forellengbach, Monatsmitteltemperatur im Dezember 2006

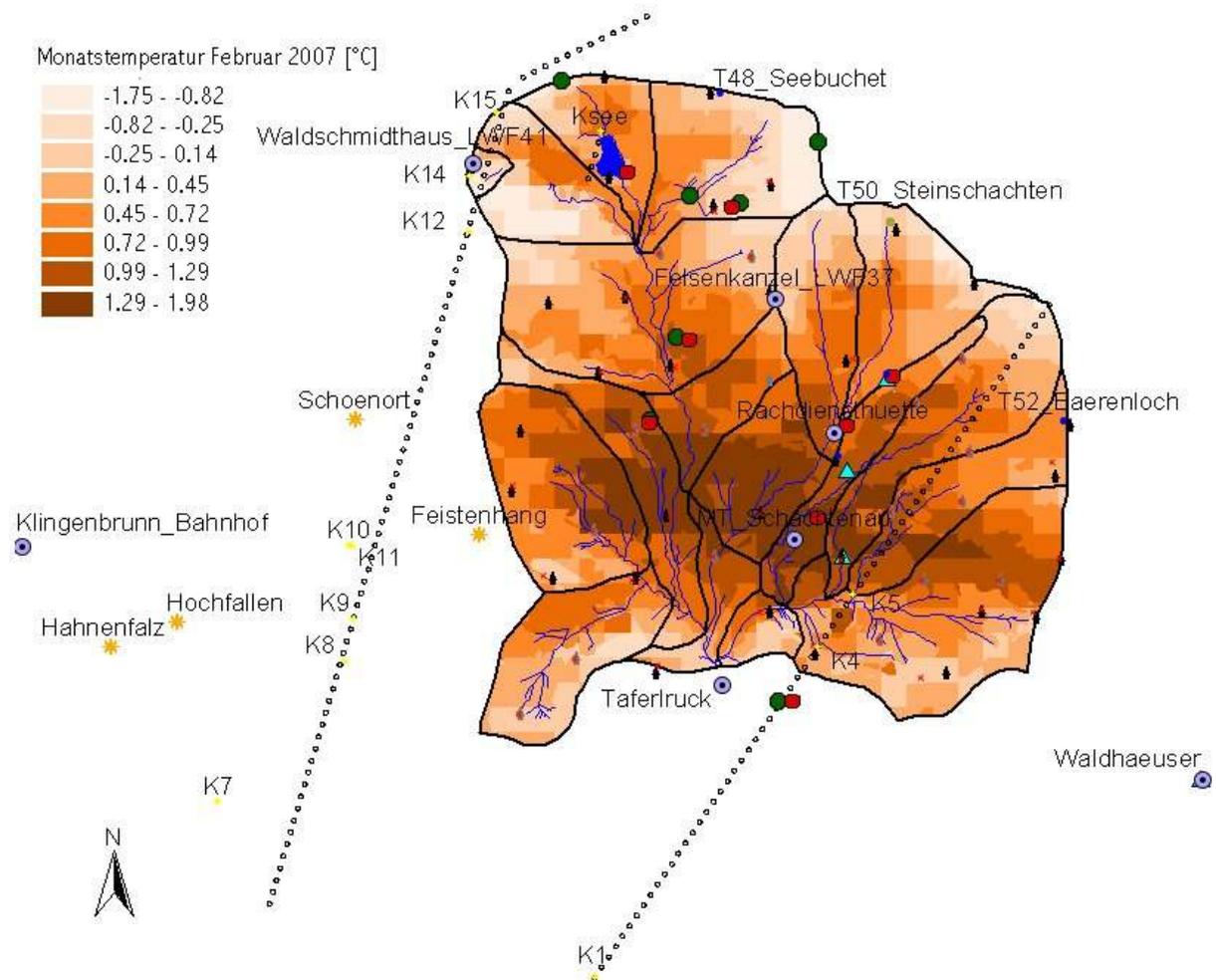


Abb. 11: Temperaturverteilung in den Einzugsgebieten der Großen Ohe und dem Forellenbach, Monatsmitteltemperatur im Februar 2007

4.4 Wind und Luftfeuchte

Die Messreihen der Windgeschwindigkeit (Abb. 12) und der Luftfeuchte (Abb. 13) der einzelnen Stationen unterscheiden sich z. T. deutlich. Bevor der Penman-Ansatz für die Berechnung der potenziellen Verdunstung genutzt wird, müssen diese Abweichungen abgeklärt sowie eventuell Korrekturen der Messgrößen durchgeführt werden.

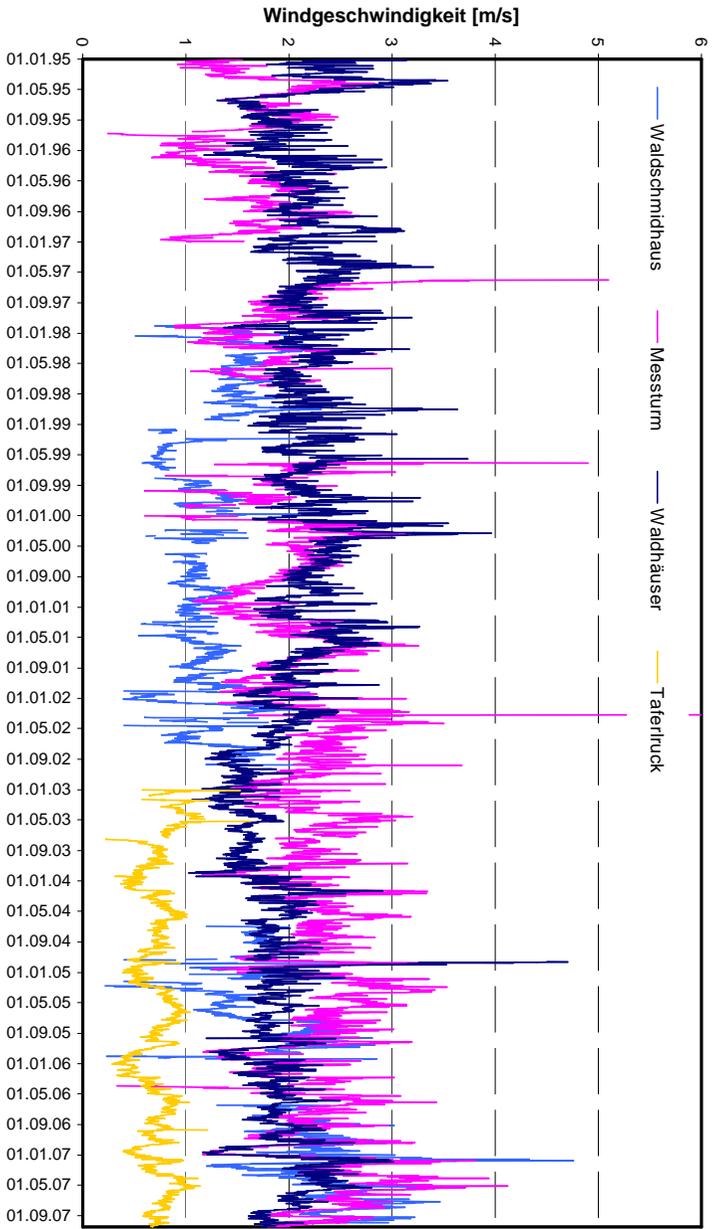


Abb. 12: Windgeschwindigkeit als gleitendes 5-Tagesmittel

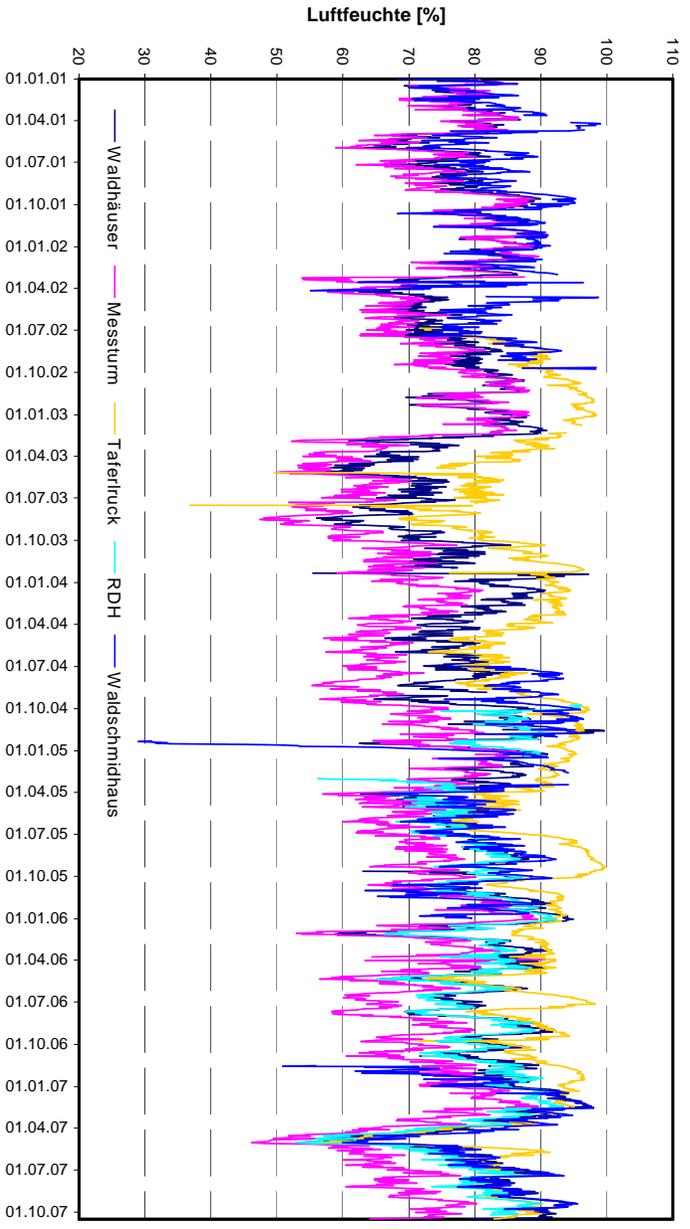


Abb. 13: Luftfeuchte als gleitendes 5-Tagesmittel

4.5 Globalstrahlung

Seit Ende 2003 wird auch in Waldhäuser die Globalstrahlung gemessen. Somit stehen seit diesem Zeitpunkt Messreihen von drei Stationen zur Verfügung. Insgesamt scheint in den Vorjahren die Strahlung auf der Basis der Messung der Sonnenscheindauer in Waldhäuser für das Gesamtgebiet unterschätzt worden zu sein (Abb. 14), was besonders Auswirkungen auf die Güte der Modellteile Pflanzenentwicklung, Schneedynamik und Verdunstung hatte.

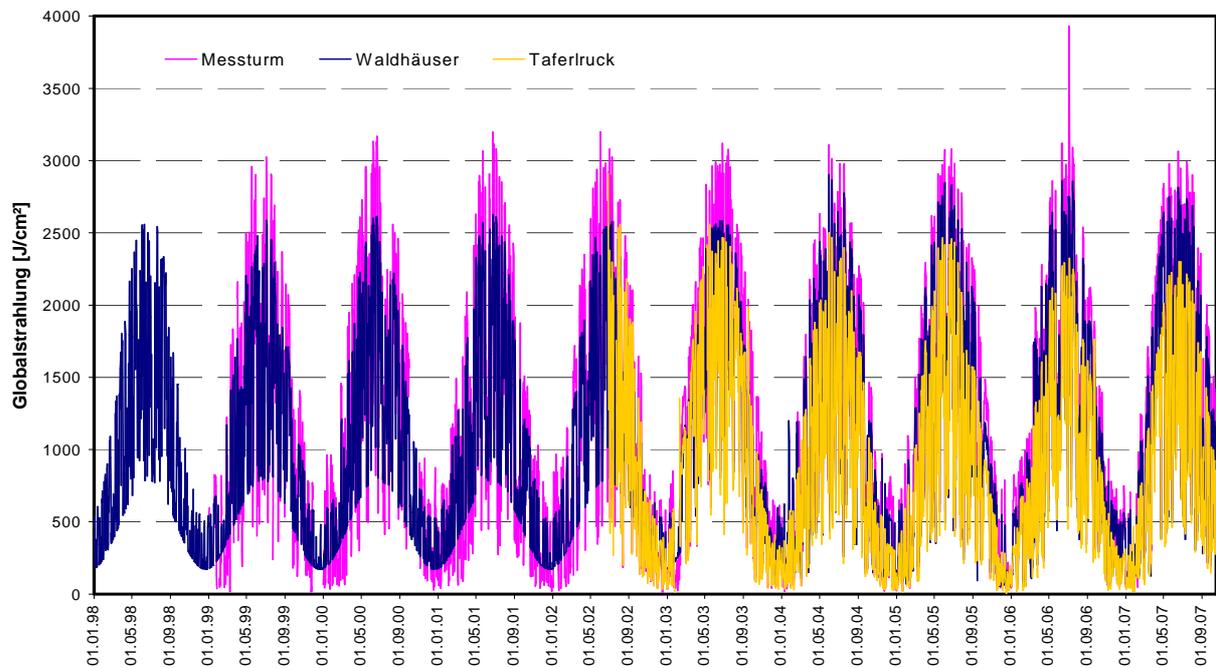


Abb. 14: Globalstrahlung an drei Messstandorten, Messwerte bzw. aus Sonnenscheindauer berechnete Werte (Waldhäuser bis 2003)

5 Modellierung der Schneedynamik

Die Simulation des Gebietswasserhaushalts umfasst die Komponenten Niederschlag (Freiland, Bestand), Verdunstung (Interzeption, Transpiration, Evaporation), Speicherung und Abfluss (Prozesse der Abflussbildung) in Abhängigkeit von der Witterung und den lokalen Gegebenheiten sowie ihrer Veränderung bei flächigem Waldsterben durch Störungen (Insekten, Sturm, Schnee).

ArceGMO-PSCN enthält drei unterschiedliche Schneemodelle, zwei Energiebilanzansätze und ein Taggradverfahren. Ein erster Vergleich dieser Modelle auf der Freifläche der Klimastation Waldhäuser erbrachte eine gute Übereinstimmung zwischen beobachteter und simulierter Schneemenge bei Nutzung eines Energiebilanzverfahrens nach Koitzsch (Abb. 15).

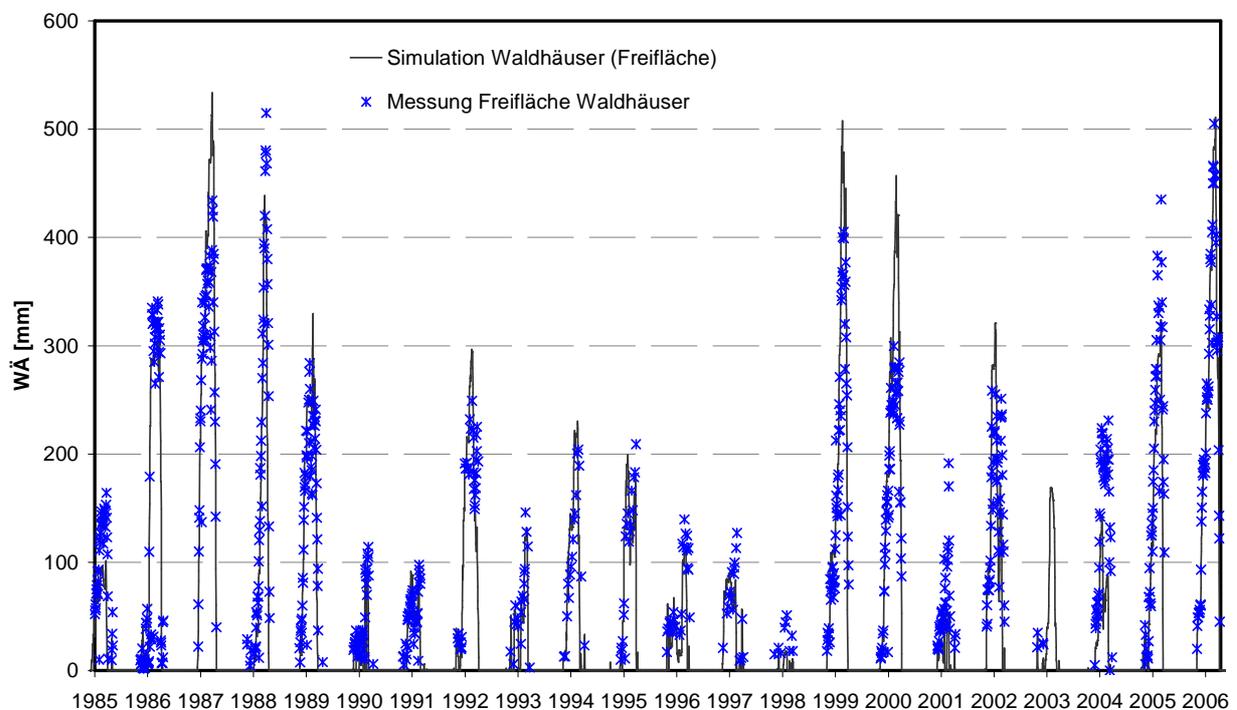


Abb. 15: Vergleich simulierter und gemessener Schneewasseräquivalente auf der Freifläche der Klimastation Waldhäuser

Eine Überprüfung der Schneesimulation im Bestand erfolgte anhand ausgewählter Schneepegel im Einzugsgebiet der Großen Ohe (Abb. 2). Dazu wurde im Vorfeld eine ausführliche Analyse der Messwerte und der Messstandorte durchgeführt, was eine Neuvermessung der Messpunkte und eine Erfassung der Bestandescharakteristiken an den 11 Schneedichtepegeln beinhaltete. Problematisch war hierbei die Berücksichtigung der Veränderungen während des bisherigen Gesamt-messzeitraumes 1977 - 2007 insbesondere bei Pegelverlegungen nach Bestandeszusammenbruch auf den Fichtenmessstellen. Erfasst wurden auch die 17jährigen Messreihen der mittlerweile nicht mehr betriebenen Schneehöhenpegel (graue Pfeile in Abb. 2). Insgesamt erscheinen alle Messwer-

te plausibel, so dass sie komplett genutzt werden können. Eine erste Analyse hinsichtlich der Abhängigkeit der beobachteten Schneehöhen von der Stationslage (Geländehöhe, Exposition und Bestand) ist in der Anlage des Zwischenberichtes „STATISTISCHE AUSWERTUNG DER SCHNEEPEGEL IM EINZUGSGEBIET GROßE OHE“ enthalten.

Bislang gab es keine Schneedichtemessungen auf Freiflächen, die mit den eingerichteten Bestandesmessstellen korrespondieren. Die einzige Schneedichteerfassung außerhalb eines Bestandes erfolgt an der Klimastation Waldhäuser und durch das LfU im Einzugsgebiet des Markungsgrabens (Daten hierfür nur am LfU). Deshalb wurden im November 2006 fünf neue Schneemessplätze im Umkreis des Forellenbachs eingerichtet; drei Pegel in Buchenbeständen (Bestand B1 und B2, Buchenbestand oberhalb der Racheldiensthütte) und zwei Pegel auf Freiflächen in der jeweiligen Nachbarschaft. Die Lage der neuen Pegel ist in Abb. 10 und Abb. 11 dargestellt.

Als ernstes Problem erwies sich, dass 1977 bei der Einrichtung der Stationen nicht darauf geachtet wurde, die meteorologischen Bedingungen an den einzelnen Standorten adäquat zu erfassen. Die für die Schneesimulation erforderlichen meteorologischen Größen Globalstrahlung, Lufttemperatur und Wind werden nur an wenigen Stationen und nicht in der Nachbarschaft der Schneemesspunkte erfasst. Aber auch Niederschlagsmesswerte liegen insbesondere in den Höhenlagen nicht in der erforderlichen zeitlichen und räumlichen Auflösung vor (vgl. Kap. 4.2). Für eine erste Modellüberprüfung wurden deshalb die Schneepegel in der Umgebung der Klimastationen Taferluck und Waldhäuser ausgewählt, da nur hier tägliche Niederschlagswerte im Winter vorliegen.

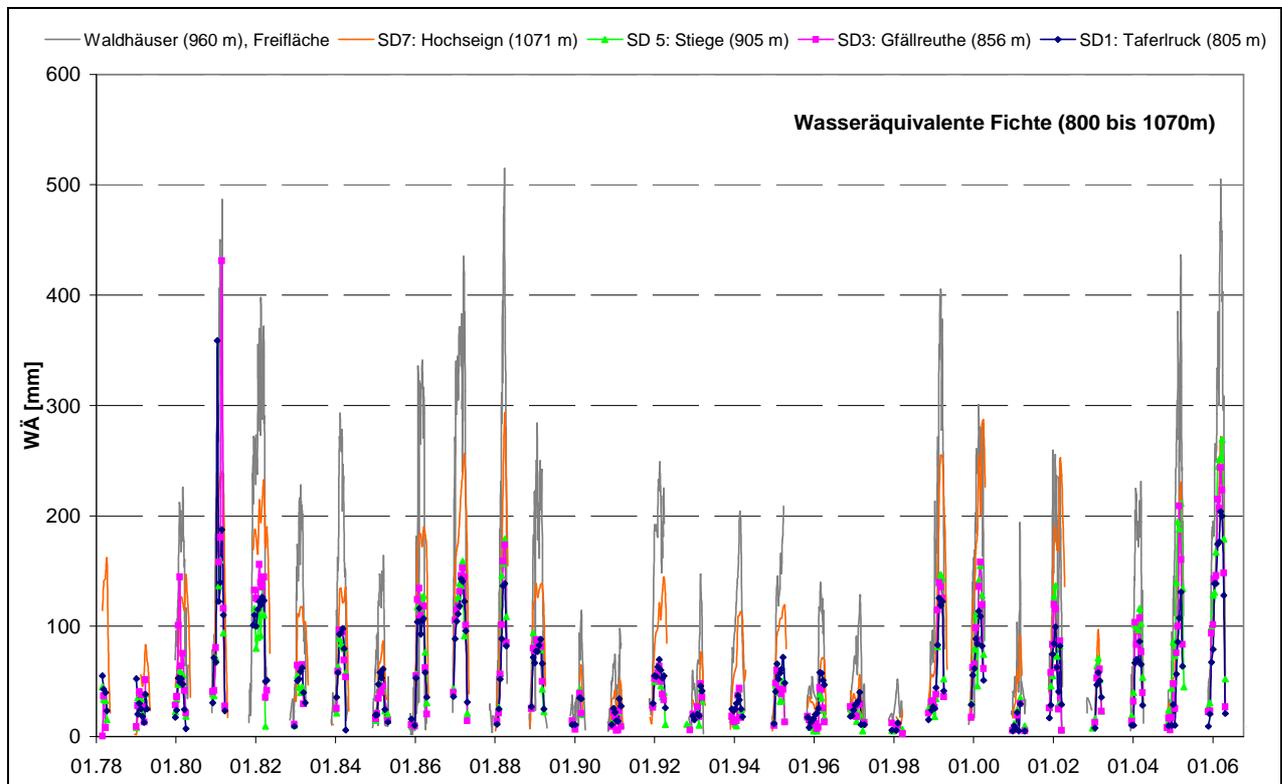


Abb. 16: Schneemengen in Fichtenbeständen bis 1075 m ü.NN im Vergleich zu den auf der Freifläche gemessenen Mengen

Bis auf wenige Ausnahmen werden in Waldhäuser wesentlich höhere Schneemengen als in den Beständen gemessen (Abb. 16). Zum Teil spielt hier natürlich auch die Lage der Stationen eine Rolle, so dass die Messungen nicht direkt vergleichbar sind, jedoch spiegeln die Messungen den erwarteten Zusammenhang wieder. Nach ersten unbefriedigenden Modelltests und einer umfassenden Literaturstudie (s. Zwischenbericht) wurde das Schneemodell erweitert. Durch eine besser Abbildung der Schneeinterzeption sowie eine Unterscheidung der Speicherkapazität für ungefrorenes Wasser (indirekte Abbildung des Stammablaufs) kann in der Mehrzahl der Jahre die Schneedynamik auch in den Beständen abgebildet werden.

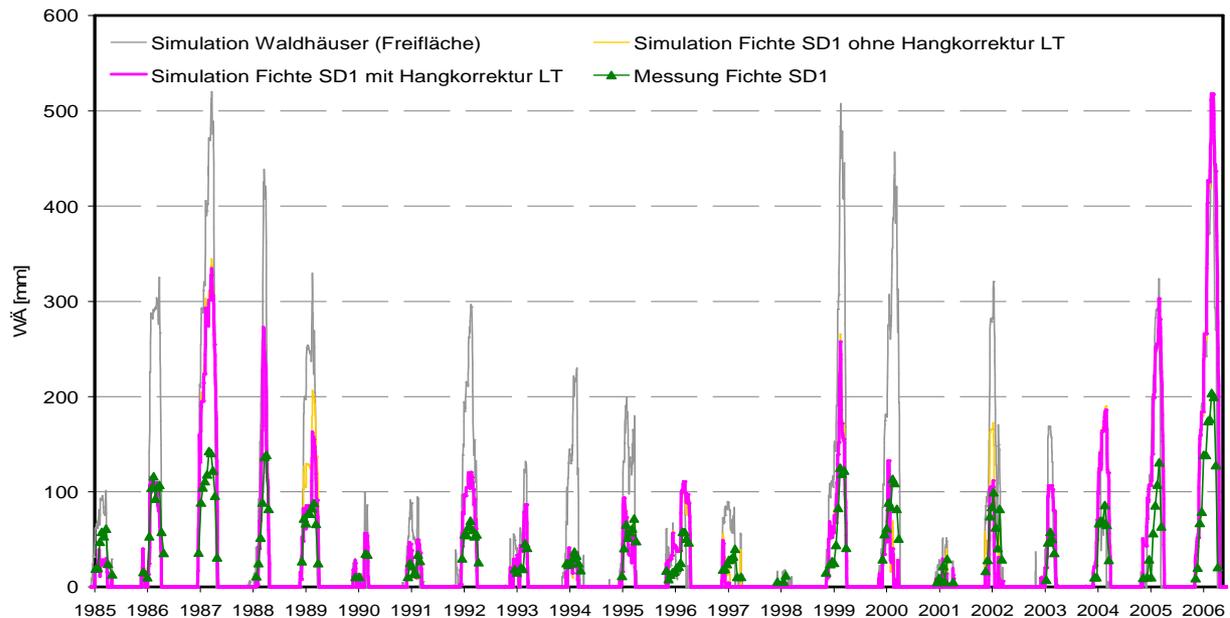


Abb. 17: Gemessene und simulierte Schneedeckenentwicklung im Fichtenbestand SD1

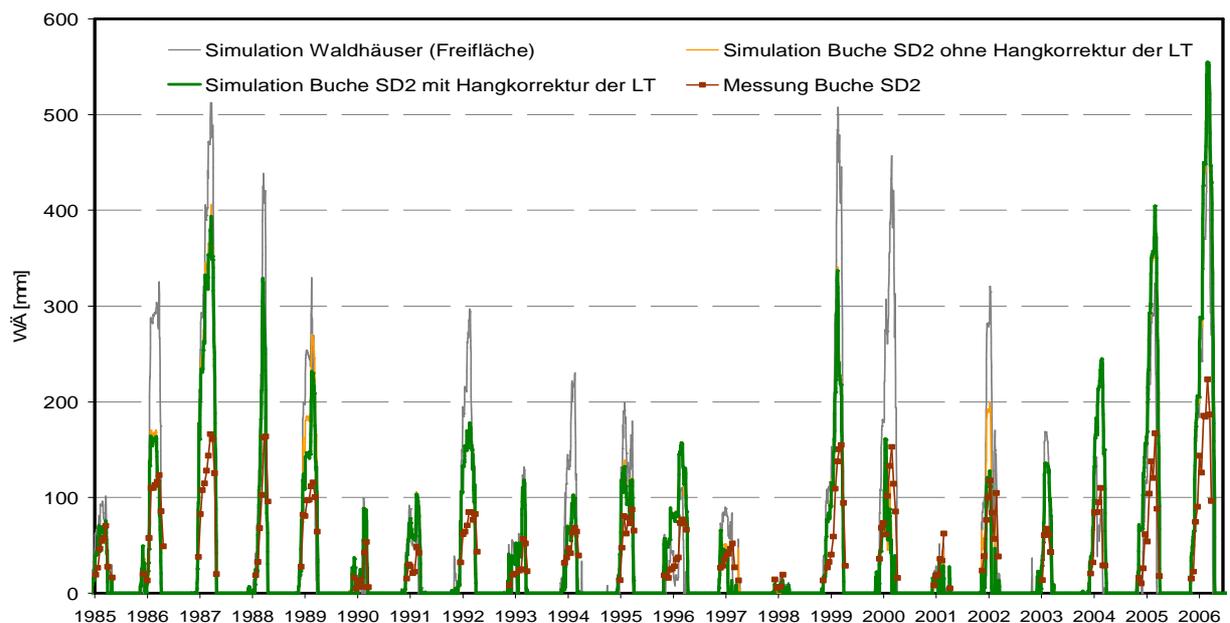


Abb. 18: Gemessene und simulierte Schneedeckenentwicklung im Buchenbestand SD2

Wie Abb. 17 und Abb. 18 zeigen, konnte durch Berücksichtigung der Hangexposition bei der Berechnung der Bestandestemperatur eine weitere Verbesserung der Simulation erzielt werden. Die Vergleichsimulation für Gfallreuten erbrachte ähnliche Ergebnisse. In den Beständen wurden wesentlich geringere Schneemengen als außerhalb simuliert, die in der Mehrzahl der Winter gut mit den Messungen übereinstimmen (Abb. 19, Abb. 20). Jedoch wird die Schneemenge im Bestand in sehr schneereichen Wintern generell überschätzt. Die Ursachen hierfür müssen weiter untersucht werden.

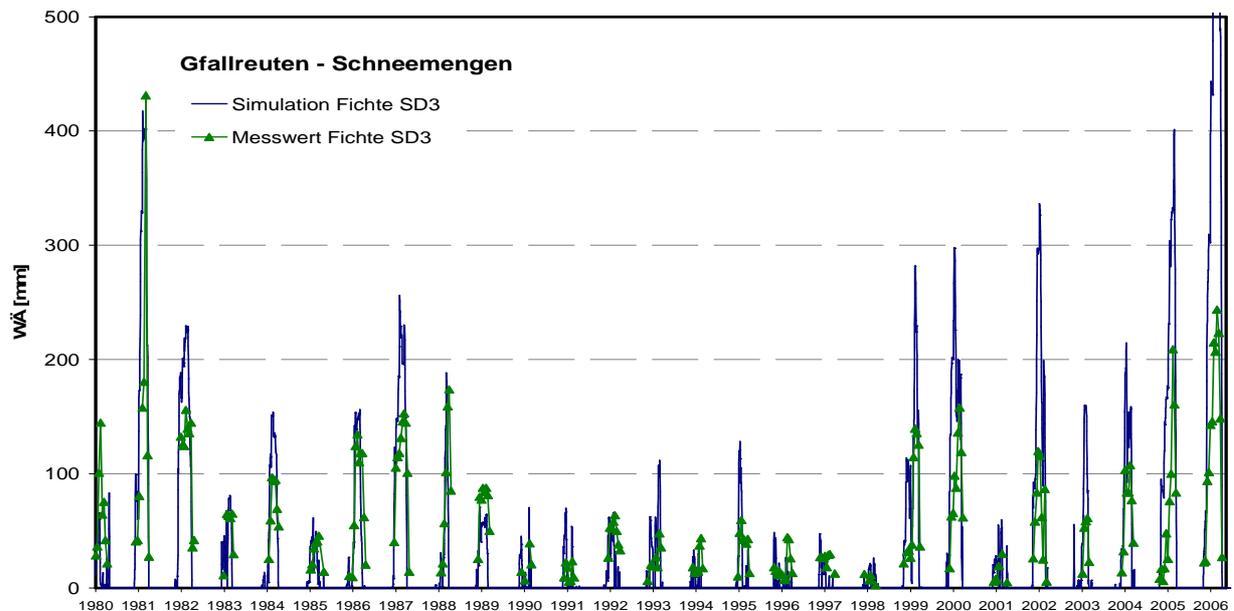


Abb. 19: Gemessene und simulierte Schneedeckenentwicklung im Fichtenbestand SD3

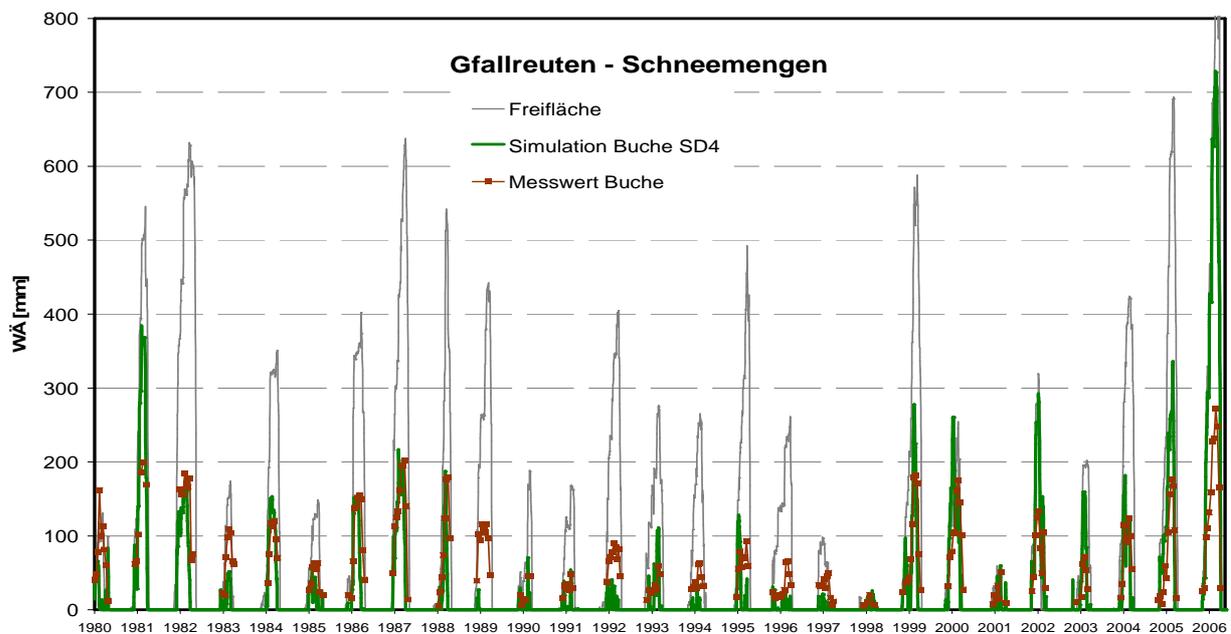


Abb. 20: Gemessene und simulierte Schneedeckenentwicklung im Buchenbestand SD4 und der Freifläche SH32 im Gefallreuten

6 Simulation der Bestandesinterzeption

....

7 Stickstoffhaushalt auf Bestandesebene

7.1 Literaturrecherche

7.1.1 Zielstellung

Im Rahmen des Projektes wird der Stickstoffhaushalt auf Einzugsgebietsebene mit den Komponenten Deposition, Pflanzenaufnahme, Eintrag über abgestorbene Pflanzenteile, Umsätze im Boden und Austrag simuliert. Die Validierung des Simulationsmodells erfolgt über den Vergleich von simulierten und gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Bachwasser und Stickstoffausträgen mit dem Vorfluter und durch die Überprüfung der Ergebnisse wesentlicher Teilmodelle anhand der Datensätze des ICP IM Forellenbach, differenziert nach Buchen- und Fichtenbeständen (sowohl vital als auch abgestorben).

Die Berechnung der Dynamik der Stickstoffpools betrifft die wichtigsten Ökosystem-Kompartimente wie Stickstoffmineralisierungsraten in Humusaufgabe und Mineralbodenhorizonten (netto), Transportraten mit dem Bodensickerwasser in 0, 40, 70 und 100 cm Tiefe, Stickstoffaufnahme der Baumbestände durch Entzug aus diesen Tiefenbereichen, Stickstoffspeicherung in der Biomasse der Waldbestände (netto, ober- und unterirdisch), Stickstoffspeicherung im Boden, Transportraten über laterale Abflüsse aus den entsprechenden Tiefenbereichen sowie Stickstoffausträge in den Grundwasserumsatzraum.

Erste Ergebnisse der Modellierung von Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt im ungestörten Zustand des Waldökosystems zeigen eine gute Abbildung der Prozesse (Klößing, 2007). Unter dem Einfluss des Borkenkäferbefalls konnten einerseits Mengenflüsse im Ökosystem gut simuliert werden. Andererseits ergaben sich jedoch große Diskrepanzen zwischen den simulierten Werten und beobachteten Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser des Bodens. Die Ursache dafür liegt nach (Klößing, 2007) in einer möglichen Überbewertung der N-Akkumulation im System Boden-Pflanze sowie in der Unterschätzung von N-Mineralisierung und N-Transport mit dem Sickerwasser. Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse und der unzureichenden Verfügbarkeit experimenteller Daten wurde eine Literaturstudie als Modellierungsunterstützung zu Fragen der baumartenspezifischen Parameter für Abbau- Umsatzprozesse durchgeführt.

Generell wurde in der Literatur häufig der Anstieg der NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser nach vollständiger Rodung beschrieben (Bormann, Likens, Fisher & Pierce, 1968); (Vitousek, Gosz, Grier, Melillo, Reiners & Todd, 1979); (Huber, Weis, Baumgarten & Gottlein, 2004). Der Einfluss von Baumsterben nach Borkenkäferkalamität könnte sich jedoch anders gestalten als die Systementwicklung nach Vollrodungen. Nach dem Absterben bleibt die gesamte Biomasse zurück und unterliegt dem mikrobiellen Abbau. Lufttemperatur und Interzeption erreichen möglicherwei-

se deshalb ähnliche Werte wie in einem gesunden Bestand, wohingegen nach Vollrodungen eine Änderung der Strahlungsverhältnisse erwartet werden kann (Huber & Baumgarten, 2005). (Klößing, Schwarze, Beudert, Suckow, Lasch, Badeck & Pfützner, 2005) berichten von gesunkenen prozentualen Anteilen der Verdunstung am Niederschlag sowie von einem fast doppelt so hohem Direktabfluss im Beobachtungsfeld Markungsgraben im Nationalpark Bayerischer Wald nach Borkenkäferbefall.

Ziel der Literaturstudie ist die Unterstützung der Modellierungsarbeiten durch:

- 1) Betrachtung und Ableitung von etablierten Parametern aus der aktuellen Literatur, die den C- und N-Kreislauf in Waldböden beschreiben und vergleichbar machen.
- 2) Erfassen und Beschreibung von unterschiedlichen Ausrichtungen, Trends und Effekten multifaktorieller Prozesse des C- und N-Kreislaufes unter den spezifischen Bedingungen des Fichtensterbens, die als Basis für die Aufstellung einer Datenbasis dienen soll.
- 3) Erarbeiten einer Datenbasis mit Daten aus der Literatur für die Untersuchung von Ursache-Wirkungs-Hypothesen im Bereich Stickstoffkreislauf von Waldökosystemen mit folgenden Schwerpunkten:
 - a) Biomasse von Nadel- und Feinwurzelstreu in verschiedenen Vitalitätsstufen
 - b) Dekomposition von Biomasse aus Nadeln und Feinwurzeln in verschiedenen Vitalitätsstufen in Abhängigkeit des N-Status von Waldökosystemen
 - c) Zusammenstellung von baumartenspezifischen Umsatzraten (Stickstoffmineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation)
 - d) Baumartenspezifische N-Aufnahme
 - e) N-Deposition, N-Auswaschung und N-Vorrat in Biomasse und Boden

Nach Auswertung von über 300 aktuellen Literaturquellen wurde besonders auf den Aspekt zur Veränderung der Biochemie des N-Kreislaufs in einem Waldökosystem nach Fichtensterben durch Borkenkäferbefall eingegangen. Folgende experimentelle Ansätze sind mit den Bedingungen des Fichtensterbens vergleichbar:

- Vollrodung (clear-cutting) mit und ohne Entfernung der abgeholzten Baumreste
- N-Management, N-Addition and N-Removal zur Änderung des N-Status von Waldökosystemen
- Untersuchungen zur Biochemie des N-Kreislaufes nach Sturmschäden

Die Betrachtung von N-Deposition und N-Austrag, Biomasseabbau und Dekompositionsraten von Nadel- und Wurzelstreu sowie die Ableitung der Datenbasis aus der Literatur erfolgte strukturiert nach diesen experimentellen Ansätzen.

7.1.2 Ergebnisse

Ausgangspunkt – Einflussfaktoren und Prozesse im Biomasseabbau

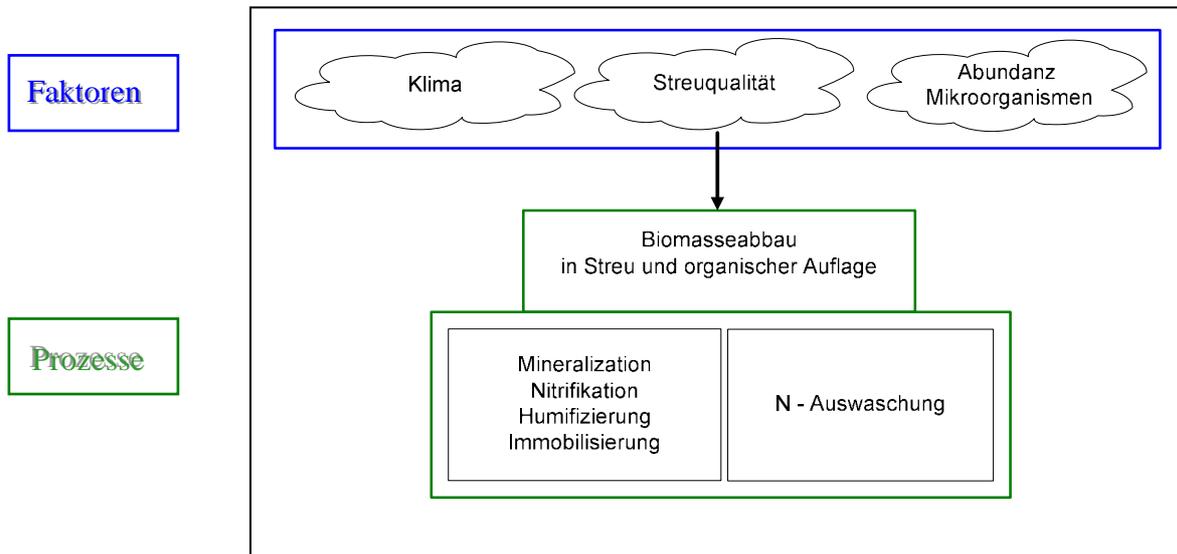


Abb. 21: Generelle Einflüsse auf den Biomasseabbau (Couteaux et al., 1995)

Biotische und abiotische Faktoren:

- Klima (dominieren in Gebieten mit extremen Witterungsbedingungen)
- Streuqualität (dominiert in Gebieten mit günstigen Witterungsbedingungen)
- zeitliches und räumliches Vorkommen der MO, die Biomasseabbau und Humifizierung forcieren

Prozesse: Biomasseabbau in Streu und organischer Auflage (Mineralisation, Ammonifikation, Nitrifikation)

Es werden generell zwei Stadien des Biomasseabbaus unterschieden:

- Frühes Abbaustadium - Zusammenhang zwischen Verbindungen in Streu und der Verfügbarkeit der passenden Fermentsysteme der Mikroorganismen → Abbau der natürlichen Polymere durch Exoenzyme der Mikroorganismen zu monomeren und dimeren Verbindungen, die als Energiequelle zur Nahrungsaufnahme dienen;
- Ligninabbau – stabile Verbindungen benötigen Energie zum Abbau; es wird vermutet, dass zusätzlicher Zwischenstoffwechsel mit anderen labileren Verbindungen erforderlich werden, um den Ligninabbau zu realisieren; Rolle des **ligninolytischen Fermentsystems** ! → können unterdrückt werden durch NH_4 und niedermolekulare organische N-Verbindungen;

Faktor: Streuqualität

Für einige Streutypen sind insbesondere im frühen Abbaustadium eindeutig Klimafaktoren wichtiger als die Substratqualität. Diese wird beeinflusst durch die Zufuhr von Nährstoffen durch Dün-

gung und Deposition und spiegelt sich wider in verschiedenen Konzentrationen von N, P, Mn, K im Streu.

Inhibieren des ligninolytischen Fermentsystems durch folgende Phänomene:

- N nimmt Einfluss auf die Wettbewerbssituation zwischen potenten und weniger potenten abbauenden Mikroorganismen (auch Mikroorganismen, die Ligninmetabolismus aktiv bedienen)
- NH_4 – Metaboliteblocker hemmen die Produktion von ligninolytischen Enzymen z.B. in Basidiomyceten → Akkumulation von recalcitranten ligninhaltigen Zelluloseverbindungen
- Amino - Verbindungen kondensieren mit Polyphenolen und anderen Abbauprodukten des Ligninabbaus zu Formen (browning precursors“, die toxisch oder hemmend wirken.

Einflüsse auf ‚Limit Value‘ beim Biomasseabbau von Nadel- und Wurzelstreu

Beobachtet wurde ein signifikant negatives Verhältnis zwischen N-Konzentration in der Streu und Biomasseabbauraten in verschiedenen Baumarten in (Berg, 2000). Mögliche Begründungen für den negativen Einfluss der Stickstoffkonzentration in Nadeln sind

- a) niedermolekulare N-Verbindungen als Enzymhemmer oder
- b) Produkte des Ligninabbaus könnten mit NH_4^+ oder Aminosäuren zu einer Form recalcitranter Komplexe reagieren.

Prozesse: Akkumulation (Humifizierung und Immobilisierung)

N-Mineralisation und N-Akkumulation im Boden von Fichten und Kiefernbeständen

- Die durchschnittliche Jahres-Stickstoffnetto-Mineralisation (für Kiefern und Fichtenbestände) beträgt 5% der totalen N-Menge im F- und Ao- Horizont (Zottl, 1960). Bei einem Bodenvorrat an totalem Stickstoff von 625 kg N/ha beträgt die Nachlieferung von $N_{\min} = 31 \text{ kg } N_{\min}/\text{ha} \cdot \text{a}$ ($N_{\min} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$).
- In drei Waldbeständen, mit einem Alter von 2984, 2081 und 1106 Jahren, wurde die Stickstoffakkumulation im System Bestand- Boden errechnet und mit den geschätzten Werten des Stickstoffinputs verglichen (Berg & Dise, 2004). Die jährliche N-Akkumulation in Höhe von $0,35 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ betrug etwa 85% des N-Inputs mit einer Rate von $0,33 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$.
- (Magill, Aber, Currie, Nadelhoffer, Martin, McDowell, Melillo & Steudler, 2004) berichten, dass nach 15 Jahren durchgehender Zugabe von bis zu $15 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ und einer Depositionsrate von etwa $8 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ bis zu 70% des zugeführten Stickstoffs im Mineralboden akkumuliert wurden.

Faktoren: Temperatur und Bodenfeuchte

Enzymaktivität steigt zunächst mit der Temperatur, nach Erreichen eines optimalen Wertes verringert sich die Enzymaktivität mit steigender Temperatur.

Geringe Bodenfeuchte ist ein begrenzender Faktor für die mikrobielle Aktivität. Mit steigender Bodenfeuchte erhöht sich die mikrobielle Aktivität bis zu einem Plateau. Nach Erreichen anaerober Bedingungen wird die Abbaurate einiger Verbindungen reduziert bzw. stark reduziert (Ligninabbau)

→ Großen Einfluss können kombinierte Effekte von Temperatur und Bodenfeuchte haben.

→ Indirekte Effekte von Temperatur und Bodenfeuchte: Wechsel von Gefrieren und Auftauen, Durchfeuchten und Austrocknen können den Biomasseabbau und Auswaschung entscheidend beeinflussen.

→ die Effekte von Temperatur und Bodenfeuchte werden maßgeblich von lokalen klimatischen Bedingungen sowie von der Funktionalität der Gruppen von Mikroorganismen beeinflusst.

Einige Aspekte sind noch nicht ausreichend erforscht, so auch die kombinierten Effekte von Temperatur und Durchfeuchtung des Bodens

Faktor: Klima

Evapotranspiration – die aktuelle Evapotranspiration (AET) ist ein guter Indikator für Abbauraten der Biomasse von Kiefernadeln im Skandinavischen Klima (transect), wobei häufig keine direkten signifikanten Korrelationen zwischen Klimafaktoren und Biomasseabbaurate existent sind.

Untersuchungen anderer Biome zeigen demgegenüber, dass AET kein Indikator für die Abbaurate von Biomasse darstellt.

Unter welchen Bedingungen die AET einen signifikanten Einfluss auf den Biomasseabbau hat, ist nicht klar.

Die aktuelle Evapotranspiration (actual evapotranspiration, AET) gehört zu den führenden Klimaeinflüssen auf den Biomasseabbau. Die Kombination von AET, durchschnittlicher Juli-Temperatur und Jahrestemperatur erklärten etwa 70% der Variabilität auf den Biomasseabbau von Streu. Mehr als 90% der Variation von Biomasseabbauraten lassen sich durch Variablen der Streuqualität (Konzentrationen von Stickstoff, Phosphor und leicht wasserlöslichen Substanzen) erklären in (Berg, Berg, Bottner, Box, Breymeyer, Calvo de Anta, Couteaux, Escudero, Gallardo, Kratz, Madeira, Mälkönen, McClaugherty, Meentemeyer, Munoz, Piussi, Remacle & Virzo De Santo, 1993).

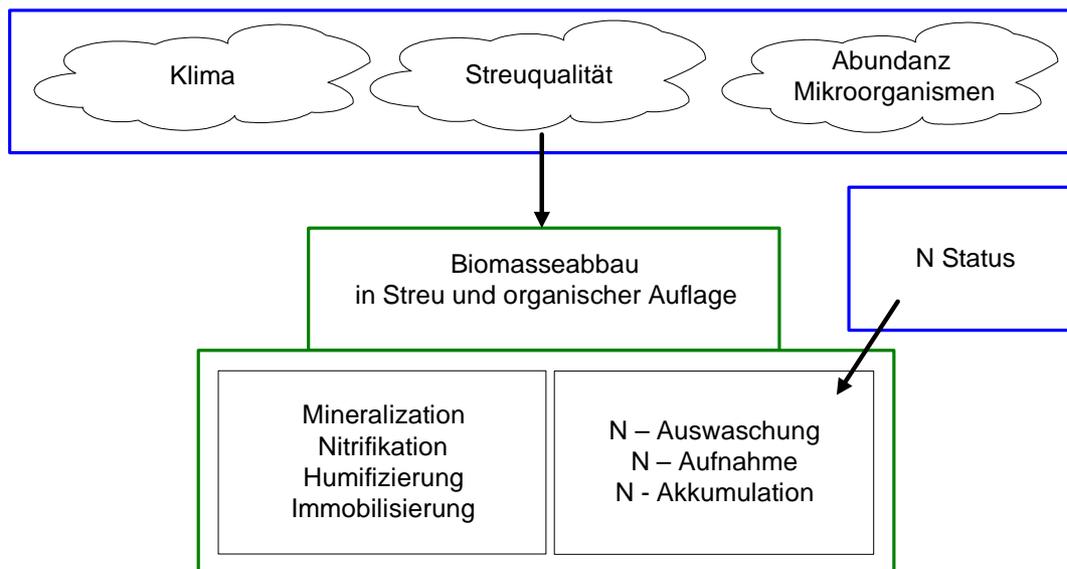


Abb. 22: N-Status

N- Mineralisation und C- Mineralisation (CO_2 Freisetzung) kann zur Abnahme des C/N Verhältnisses führen; N-Status ist signifikant korreliert mit der N-Auswaschung, nicht mit N-Deposition (Gundersen et al. 1998).

Einfluss von experimenteller Stickstoffzufuhr und -reduktion (NITREX) auf das Abbauverhalten von Biomasse der Nadel- und Wurzelstreu

Generelle Trends des Stickstoffumsatzes aus Untersuchung nach N-Zugabe und N-Reduktion auf Nadelwaldstandorten

- N-Zugabe und N-Reduktion hatten signifikante Einflüsse auf den N-Status eines Waldökosystems. Nitratauswaschung war signifikant korreliert mit dem N-Status, jedoch nicht mit N-Deposition (vgl. Fig. 3a) in (Gundersen, Emmett, Kjonaas, Koopmans & Tietema, 1998).
- N-Reduktion führte zu starkem Rückgang der Stickstoffauswaschung. Es ist zu vermuten, dass Stickstoff längere Zeit im System gehalten wird (N-Akkumulation in Bestand und Boden) und somit der N-Status nur sehr langsam geändert wird. In anderen Untersuchungen zeigte sich nach fünfjähriger andauernder N-Zufuhr von insgesamt 250 kg N/ha (Moldan & Wright, 1998) ein starker Anstieg der N-Auswaschung.
- Das Nitrifikationspotential war signifikant korreliert mit dem C:N-Verhältnis und dient in diesem Fall als grober Anhaltspunkt für den jeweiligen N-Status. Ergebnisse anderer Untersuchungen zeigen, dass die N-Mineralisation unbeeinflusst vom C:N-Verhältnis war und als Indikator für die Nettostickstoffmineralisation ungeeignet erscheint (Michel & Matzner, 2002).
- Einzelne Faktoren und Prozesse reagieren unterschiedlich schnell auf erhöhte N-Deposition (Gundersen et al., 1998). Es war eine sehr schnelle Reaktion der Stickstoffauswaschung nach permanenter N-Zugabe zu verzeichnen. Dagegen wird das C/N-Verhältnis nur sehr langsam verändert.
- Im Schwefelkreislauf von Waldökosystemen besteht eine direkte Beziehung zwischen S-Input und S-Output. Für Stickstoff kann der Output durchaus verzögert sein. Nach Ergebnissen langjähriger Untersuchungen fasst Rasmussen die Reaktion von Waldökosystemen

auf atmosphärische N-Deposition und N-Sättigung in einer Übersicht zusammen (Rasmussen, 1998).

- Zu einer ähnlichen Ableitung von Prozessen im N-Kreislauf als Funktion der N-Sättigung gelangte Aber in (Burns, 2004)

N-Auswaschung in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis des Bodens

- Auf 65 Waldstandorten zog die Deposition von 25 kgN/ha*a signifikante Auswaschung von Stickstoff nach sich (Dise & Wright, 1995). Man konnte eine Staffelung des Effekts nach N-Deposition ableiten: bei einer Zufuhr von < 10 kgN/ha*a wurde keine signifikante N-Auswaschung induziert; bei einer Zufuhr von 10-25 kgN/ha*a wurde partiell signifikante N-Auswaschung festgestellt und bei > 25 kgN/ha*a N-Zufuhr ist die Auswaschung von Stickstoff signifikant.
- Basierend auf diesen Ergebnissen wurden Risikoklassen für die Stickstoffauswaschung in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis der Bodendecke aufgestellt (Dise, Matzner & Forsius, 1998).
- Nach 13 Jahren N-Zufuhr in Höhe von 40 kgN/ha*a stieg die Nitrat- Konzentration im Direktabfluss von 1 auf 70 µeq/l (Moldan, Kjonaas, Stuanes & Wright, 2006). Dies entspricht 10% des zusätzlich zugeführten Stickstoffs. Während die C- und N- Pools der Bodendecke anstiegen, wurde das C/N-Verhältnis nicht verändert

Biomasseabbau und N-Auswaschung nach Rodungen (clear cutting) und Sturm

- Untersuchungen zum Biomasseabbau von Kiefernnadel nach Rodungen zeigten, dass separat geerntete grüne Nadeln gleiche Biomasseabbauraten erreichten wie braune Nadeln, obwohl grüne Nadeln höhere Nährstoffkonzentrationen auswiesen. Während des ersten Sommers nach der Rodung wurden braune Nadeln zunächst schneller abgebaut als grüne Nadeln. Nach 18 Monaten war die verbleibende Biomasse der abgebauten grünen und braunen Nadeln gleich. Braune Nadeln zeigten insbesondere zu Beginn der Inkubation einen starken Abbau aller Makronährstoffe. Demgegenüber erwiesen sich grüne Nadeln als Stickstoff- und Kalzium- Senke nach Rodungen (Cortina & Vallejo, 1994).
- In Untersuchungen zum Einfluss von Rodungen eines Kiefernbestandes auf die Stickstoffauswaschung berichteten (Ring, 1995) von folgenden Ergebnissen: Vor der Rodung war nur in der Variante mit der höchsten N-Zugabe (1800 kg N/ha über 20 Jahre) eine signifikante N-Auswaschung zu verzeichnen. Im zweiten Jahr nach der Rodung betrug die N-Auswaschung infolge geringerer Niederschläge etwa ein Drittel der Menge vor der Rodung.
- Nach Rodungen in einem Sitkafichtenbestand wurde nach einem Jahr die höchste N-Auswaschung gemessen. Im vierten Jahr nach der Rodung waren keine Unterschiede der N- Konzentrationen im Sickerwasser mehr zwischen der Kontrollvariante und dem gerodeten Bestand zu verzeichnen (Adamson & Hornung, 1990). Trotz des markanten Anstiegs von Nitrat im Sickerwasser wurde der pH-Wert nur geringfügig gesenkt.

Schlussfolgerungen

Prozesse und Einflussfaktoren im Stickstoffkreislauf wie Klima und Klimawandel, Temperatur, Bodenfeuchte, Standortbedingungen (arid, humid) können meist anhand experimenteller Befunde gut beschrieben werden. Das Ausmaß von Änderungen einzelner Faktoren oder gesamter Prozesse,

auch infolge besonderer Ereignisse wie Sturm, Befall von Schädlingen, Rodungen kann häufig wegen der multiplen Wechselwirkungen nicht abgeschätzt werden. Bsp:

- AET beeinflusst den Biomasseabbau, es ist nicht genau bekannt wann genau dieser Einfluss durch andere Faktoren begrenzt wird.
- NH_4 und organische N Verbindungen beeinflussen das ligninolytische Enzymsystem, das Ausmaß dieses Einflusses bei Rückgang der N Konzentration in der Biomasse kann nicht genau beschrieben werden
- N-Akkumulation und N-Status (sowie C/N-Verhältnis) im Wald-Ökosystem haben Einfluss auf das Maß der Auswaschung von Nährstoffen aus dem Boden, aber auch auf die Aufnahme von Nährstoffen durch die Pflanze. Das Ausmaß von Prozesswechseln ist nicht klar definierbar.

7.2 Modellanpassung 4C

7.2.1 Modellerweiterungen

Der Borkenkäferbefall und das damit verbundene Absterben von Fichten führen zu einem erhöhten Anteil von grünen Nadeln in der Streu. Bisher wird im Modell 4C nicht zwischen verschiedenen Qualitäten der Nadelstreu unterschieden. Im Rahmen der Literaturstudie wurde der Frage nachgegangen, ob es notwendig ist, eine Differenzierung des Kompartiments Nadellitter vorzunehmen, da Nadeln unterschiedlicher Jahrgänge auf Grund ihrer chemischen Zusammensetzung unter Umständen auch unterschiedliche Abbauraten haben. In der Literatur findet man Untersuchungsergebnisse, welche die Beziehungen zwischen der Stickstoffkonzentration von Streu und dem Biomasseabbau (Nadeln und Blätter) ausweisen und durchaus unterschiedlich sind. (Berg, Wessen & Ekbohm, 1982) fanden signifikant größere Abbauraten in grünen Kiefernadeln als in braunen Nadeln. Der relative Anstieg der Ligninfraktion war in grünen Nadeln signifikant schneller als in braunen Nadeln. Dahingegen war der Abbau von schwefelsäurelöslichem Lignin in grünen Nadeln signifikant geringer als in braunen Nadeln.

(Berg *et al.*, 1993) konnten multiple Zusammenhänge zwischen Biomasseabbau und Stickstoffkonzentration in Kiefernadeln und damit nur in Wechselwirkung mit anderen Faktoren (wasserlöslichen Substanzen, Phosphor, aktuelle Evapotranspiration) ausweisen. Eben solche Wechselwirkungen wurden für Wurzelstreu zwischen Stickstoffkonzentration, Wurzeldurchmesser, wasserlöslichen Substanzen, aktueller Evapotranspiration gefunden (Berg, 1984).

Keine signifikant linearen Beziehungen zwischen Stickstoffkonzentration und Abbau von Streu fanden (McTiernan, Couteaux, Berg, Berg, Calvo de Anta, Gallardo, Kratz, Piussi, Remacle & Virzo De Santo, 2003). In anderen Untersuchung wurden generell keine Beziehungen zwischen Nadelstreukonzentration der Nährstoffe und der Abbaurate gefunden (Berg, 2000).

Für die späte Abbauphase hat sich die negative Beziehung zwischen Stickstoffkonzentration und Biomasseabbau der Streu manifestiert (Berg & Meentemeyer, 2002), (Michel, Matzner, Dignac & Kogel-Knabner, 2006), (Rutigliano, DeSanto, Berg, Alfani & Fioretto, 1996).

Diese verschiedenen Trends erklären auch die Ergebnisse von (Cortina & Vallejo, 1994). Separat geerntete grüne Nadeln erreichten über einen Zeitraum von 18 Monaten gleiche Biomasseabbaurate.

ten wie braune Nadeln, obwohl grüne Nadeln höhere Nährstoffkonzentrationen auswiesen. Während des ersten Sommers nach der Rodung wurden braune Nadeln zunächst schneller abgebaut als grüne Nadeln. Nach 18 Monaten war die verbleibende Biomasse der abgebauten grünen und braunen Nadeln gleich. Braune Nadeln zeigten insbesondere zu Beginn der Inkubation einen starken Abbau aller Makronährstoffe. Demgegenüber erwiesen sich grüne Nadeln als Stickstoff- und Kalzium-Senke nach Rodungen.

Infolge der unterschiedlichen Ergebnisse kann gegenwärtig keine eindeutige Wirkungsrichtung von unterschiedlichen Stickstoffkonzentrationen der Streu auf Abbauraten abgeleitet werden. Es ist deshalb nicht sinnvoll nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis bestehende Konstellationen der wirkenden Faktoren auf den Biomasseabbau im Modell zu ändern. Aus diesen Gründen wurde gegenwärtig darauf verzichtet, das Modell 4C um entsprechende Pools zu erweitern. Weitere analytische Auswertungen sind erforderlich.

7.2.2 Parameterbestimmung Fichte

Die in der Literaturstudie gesammelten Daten werden für die Parametrisierung des Modells genutzt. Im Folgenden wird anhand einiger Daten die Ableitung der Reaktionskonstante für den Abbau von Fichtennadelstreu und Holz/Borke gezeigt. Dabei wird auf Litterbag- bzw. Inkubationsversuche zurückgegriffen, bei denen der Gewichtsverlust infolge Zersetzung gemessen wurde. Da der Masseverlust, der Kohlenstoff- sowie der Stickstoffabbau in der organischen Primärsubstanz mit der gleichen Geschwindigkeit erfolgt, kann die aus den Masseverlusten bestimmte Abbaurate für den Stickstoffumsatz eingesetzt werden.

- Beschreibung des N-Abbaus der organischen Primärsubstanz (OPM) durch eine gewöhnliche Differentialgleichung

$$\frac{d}{dt} N(t) = -k_{\text{opm}} N(t)$$

N – N-Pool der Fichten-Nadelstreu, t – Zeit in Tagen

- Die Lösung der Differentialgleichung ergibt den Zustand des N-Pools zum Zeitpunkt t in Abhängigkeit vom Anfangszustand $N(t_0)$

$$N(t) = N(t_0) \cdot e^{-k_{\text{opm}} t}$$

- Gesucht: Reaktionskonstante k_{opm} , die die Geschwindigkeit der Umsetzung beschreibt
- Auflösen der Gleichung nach k_{opm} , wobei $N(t)/N(t_0)$ der von der Anfangsmenge verbleibende Anteil zum Zeitpunkt t ist

$$k_{\text{opm}} = -\frac{1}{t} \ln \left(\frac{N(t)}{N(t_0)} \right)$$

- Daten aus der Literatur zu Fichte

	Zeit (Jahre)	verbleibender Anteil	k_{opm} (pro Tag)
Nadelstreu <i>Berg, 1986</i> diverse Standorte in Schweden	1	0.70	0.000981
	1	0.76	0.000741
	1	0.71	0.000950
	1	0.73	0.000862
	1	0.67	0.001101
	1	0.75	0.000806
Holz und Borke <i>Krankina et al., 1995</i> Petersburg/Novgorod,Russland	88	0.05	0.000093

- Die aus den Literaturdaten ermittelten Reaktionskoeffizienten enthalten noch den Einfluss von Wasser, Temperatur und pH-Wert. Diese Abhängigkeit muss noch durch Reduktionsfunktionen separiert werden.
- Koeffizienten beschreiben Abbau der Nadelstreu bzw. von Holz und Borke
- Messungen an verschiedenen Standorten in Schweden ergeben eine Schar von eng beieinander liegenden Kurven
- deutlicher Unterschied der Abbauraten zwischen verschiedenen Litter-Fractionen

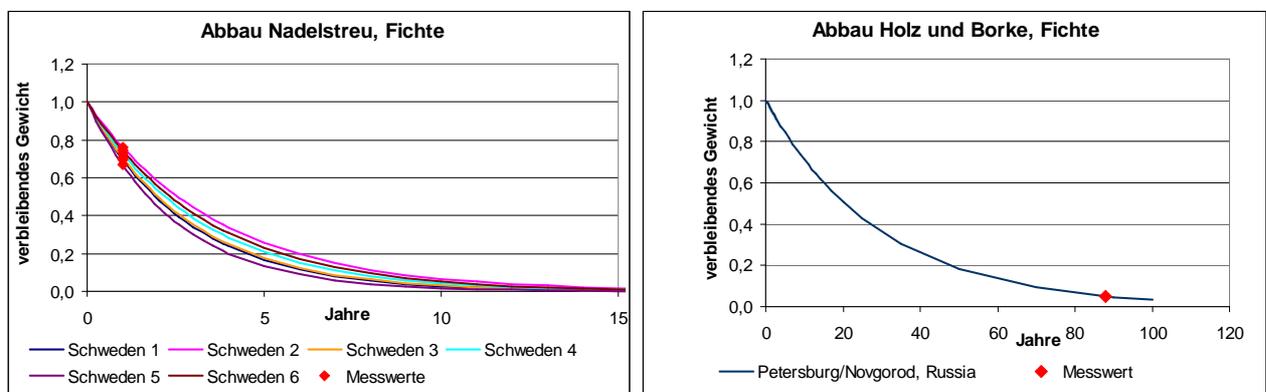


Abb. 23: Abbau von Nadelstreu bzw. Holz und Borke für Fichte, dargestellt als verbleibender Gewichtsanteil

7.3 Anwendung und Verifizierung von 4C

Das in ArcEGMO integrierte Waldwachstumsmodell 4C wird am Fichtenstandort F1 und am Buchenstandort B1 bezüglich verschiedener Größen im Detail validiert. Damit kann die Güte der Simulation bewertet und die Zuverlässigkeit der Aussagen eingeschätzt werden.

Das Modell 4C beschreibt das Bestandeswachstum in Abhängigkeit von den Standortbedingungen (Boden) und wird durch meteorologische Größen und die Stickstoffdeposition angetrieben. Initialisiert wird der Bestand mit Inventurdaten.

Im Folgenden werden einige Größen des Bestandeswachstums und des Bodens mit Beobachtungsdaten verglichen.

7.3.1 Fichtenstandort F1

Zunächst wird das durch 4C simulierte Wachstum am Fichtenstandort F1 überprüft. Zum Vergleich standen Inventuren von 1990, 1995 und 2001 zur Verfügung (Beudert & Breit, 2004). Der Fichtenstandort F1 hat durch die Borkenkäferkalamität 1996/1997 eine drastische Veränderung erfahren, indem 40% der Fichten abgestorben sind. Diese Störung wurde bei der Simulation mit 4C durch eine Steuerung von außen abgebildet. Während bis zum Eintritt der Störung die Dimensionen des Bestandes im Vergleich mit der Inventur 1995 gut getroffen wurden, werden die Oberhöhe und die Grundfläche der danach verbleibenden Bäume unterschätzt (s. Abb. 24).

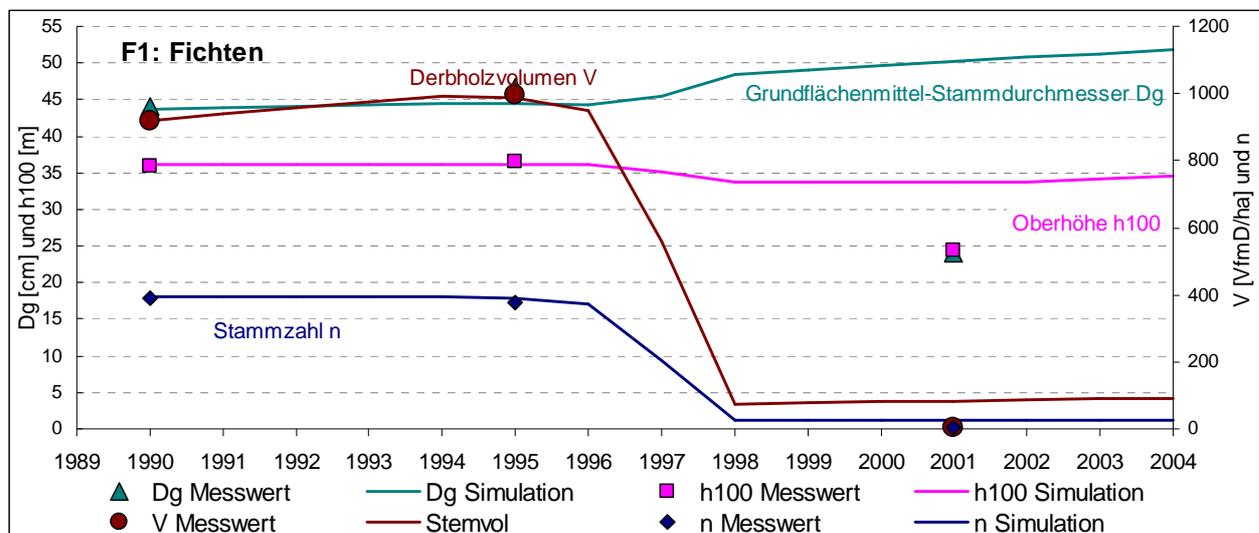


Abb. 24: Vergleich von simulierten und gemessenen Werten von Stammzahl, Volumen, Grundflächenmittel und Oberhöhe für die Fichten im Bestand F1

Die gesamte Biomasse des Bestandes wird hingegen leicht unterschätzt. Da, wie bereits gesehen, der Holzvorrat gut abgebildet wird, kommt die Unterschätzung der Gesamtbiomasse durch die Unterschätzung von Nadel- und Wurzelmasse zustande, wie in Abb. 25 zu sehen ist.

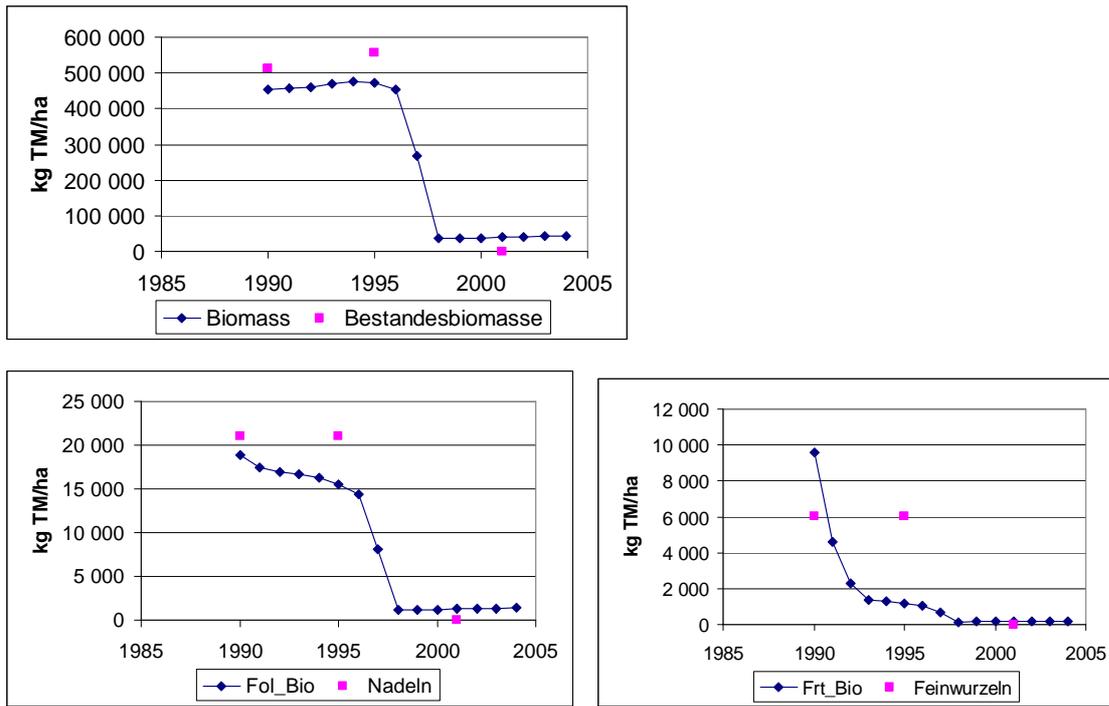


Abb. 25: Vergleich von simulierten und gemessenen Werten von gesamter Bestandesbiomasse, Nadel- und Feinwurzelbiomasse für die Fichten im Bestand F1

Diese Tatsache ist für die weiteren Betrachtungen von Bedeutung, da diese Biomassen nach Absterben der Fichten den Streu-Input für die organische Primärschicht im Boden bilden und von ihrer Größe die Menge der Freisetzung von Stickstoff abhängt. Die Nadeln und die Feinwurzeln sind dabei die Kompartimente mit dem schnellsten Umsatz, die vor allem die erhöhte Freisetzung von Stickstoff nach dem Zusammenbruch des Bestandes erklären.

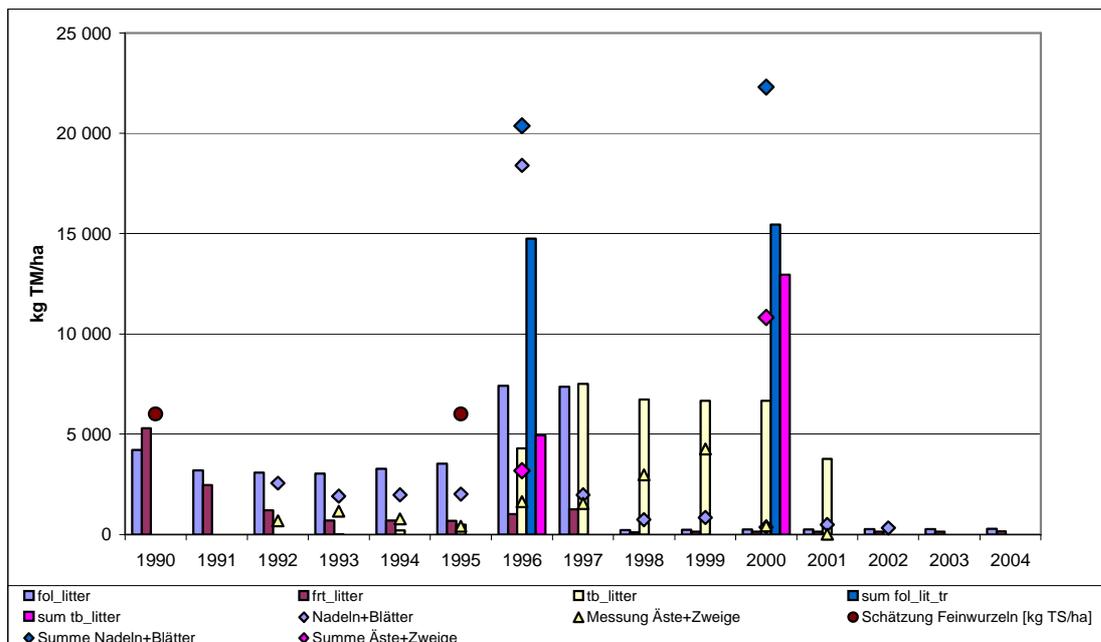


Abb. 26: Trockenmasse der Streu-Kompartimente für den Fichtenstandort F1

Abb. 26 zeigt, dass die Trockenmasse der abgestorbenen Zweige und Äste zufriedenstellend abgebildet wird. Die leichter abbaubaren Kompartimente der abgestorbenen Nadeln sowie der Feinwurzeln werden hingegen unterschätzt. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die beiden Vergleichswerte für die abgestorbenen Feinwurzeln nicht aus direkten Messungen stammen, sondern geschätzt wurden.

Der erhöhte Eintrag von abgestorbener Biomasse 1996/1997 führt in den folgenden Jahren zu einer verstärkten Mineralisierung, die dann wieder allmählich absinkt, wie in Abb. 27 zu sehen ist. Weiterhin zeigt diese Abbildung die im Modell verarbeiteten Depositionsmengen, die im Verlauf der 15 Jahre zurückgehen. Der Anteil des durch die Deposition eingetragenen mineralischen Stickstoffs nimmt im Vergleich zur Freisetzung von mineralischem Stickstoff durch den Abbau von organischer Primärsubstanz durch die gegenläufige Entwicklung der beiden Zeitreihen deutlich ab.

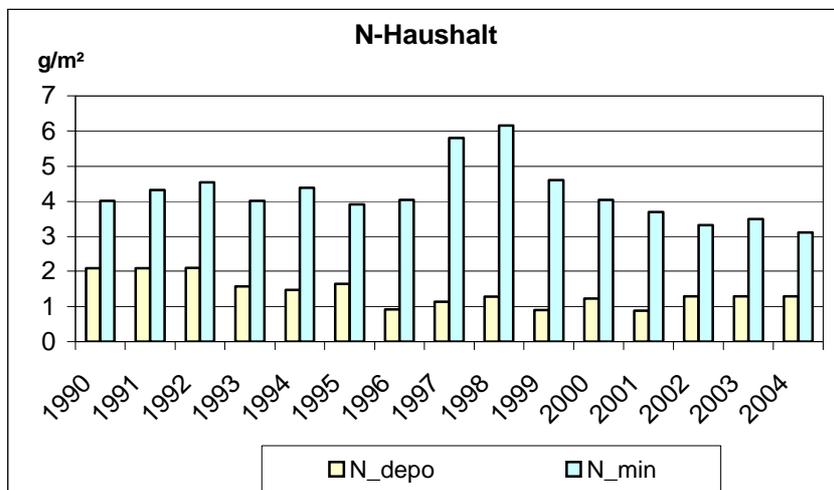


Abb. 27: In 4C verarbeitete N-Deposition und simulierte Stickstoffmineralisierung für den Fichtenstandort F1

Die Größenordnung des Anstiegs der N-Mineralisierung infolge erhöhten Streu-Eintrags wird im Modell offensichtlich nicht richtig wiedergegeben. Bei einer Mineralisierung von ca. 65 kg N/ha und einer Deposition von ca. 10 bis 15 kg ist ein Austrag von bis zu 200 kg N/ha im Jahr 1998 (s. Abb. 28) allein aus diesen beiden Quellen nicht zu erklären. Der Stickstoffaustrag wird zwar nicht direkt gemessen, sondern mit Hilfe der 14-tägig erhobenen N-Konzentrationen im Sickerwasser und einem Wassermodell geschätzt, trotzdem ist der Anstieg des N-Austrags nach der Störung durch den Borkenkäferbefall drastisch (ca. das 100-fache des ungestörten Zustands).

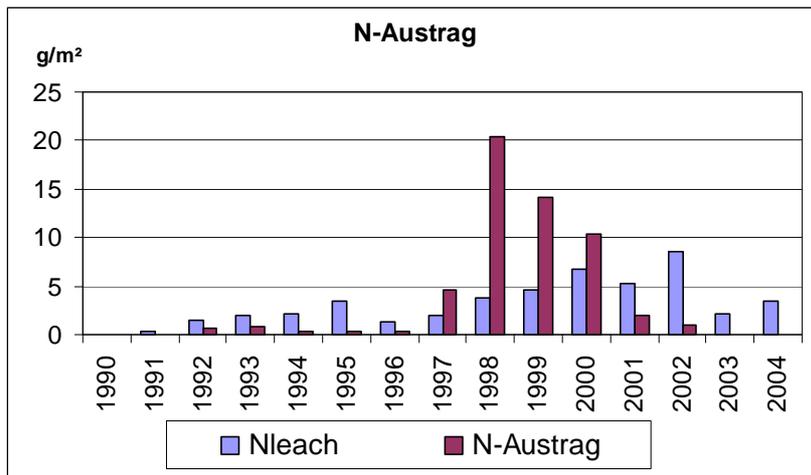


Abb. 28: Vergleich von simulierten (Nleach) und aus der Bilanz geschätzten (N-Austrag) Werten des N-Austrags am Fichtenstandort F1

Die Höhe der Stickstoffauswaschung hängt auch vom Sickerwasseraustrag ab. In Abb. 29 werden die mit 4C simulierten Jahressummen des Sickerwassers mit den gemessenen Werten verglichen und in Relation zur Niederschlagssumme gesetzt. Die Werte stimmen teilweise gut überein. Auffällig ist, dass 1996, im Jahr des Borkenkäferbefalls, trotz hohen Jahresniederschlags (1845 mm) die Sickerwasserrate im Gegensatz zur Simulation nicht ansteigt.

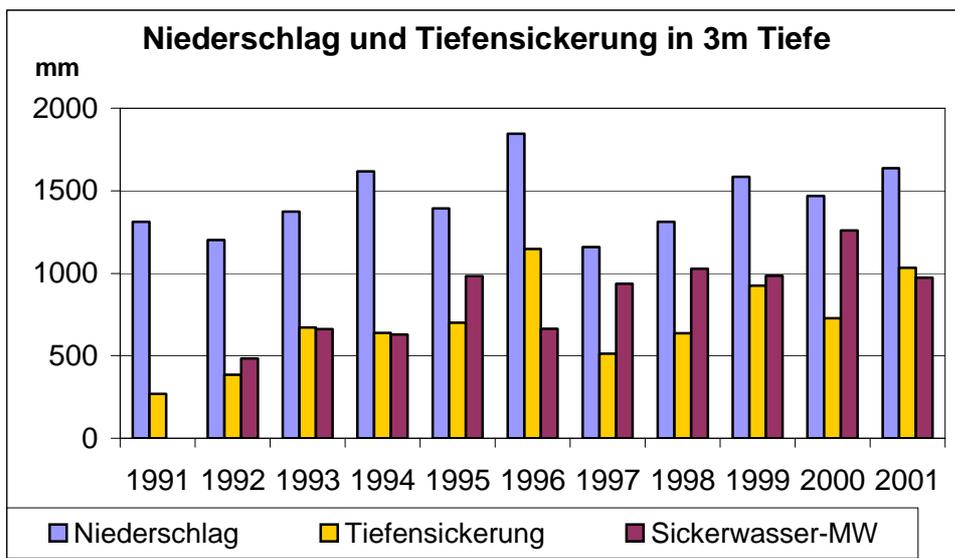


Abb. 29: Niederschlag und Tiefensickerung sowie Vergleich mit der Jahressumme der gemessenen Versickerung

7.3.2 Buchenstandort B1

Die Untersuchungen mit dem Simulationsmodell 4C wurden am Buchenstandort B1 analog zu den Simulationsstudien am Fichtenstandort F1 durchgeführt. Der Anteil der Fichten auf dem Buchen-

standort ist mit ca. 14% gering, so dass die Auswirkungen des Borkenkäferbefalls im Jahr 1999 auf die Bestandesstruktur nicht so gravierend sind wie auf dem Fichtenstandort.

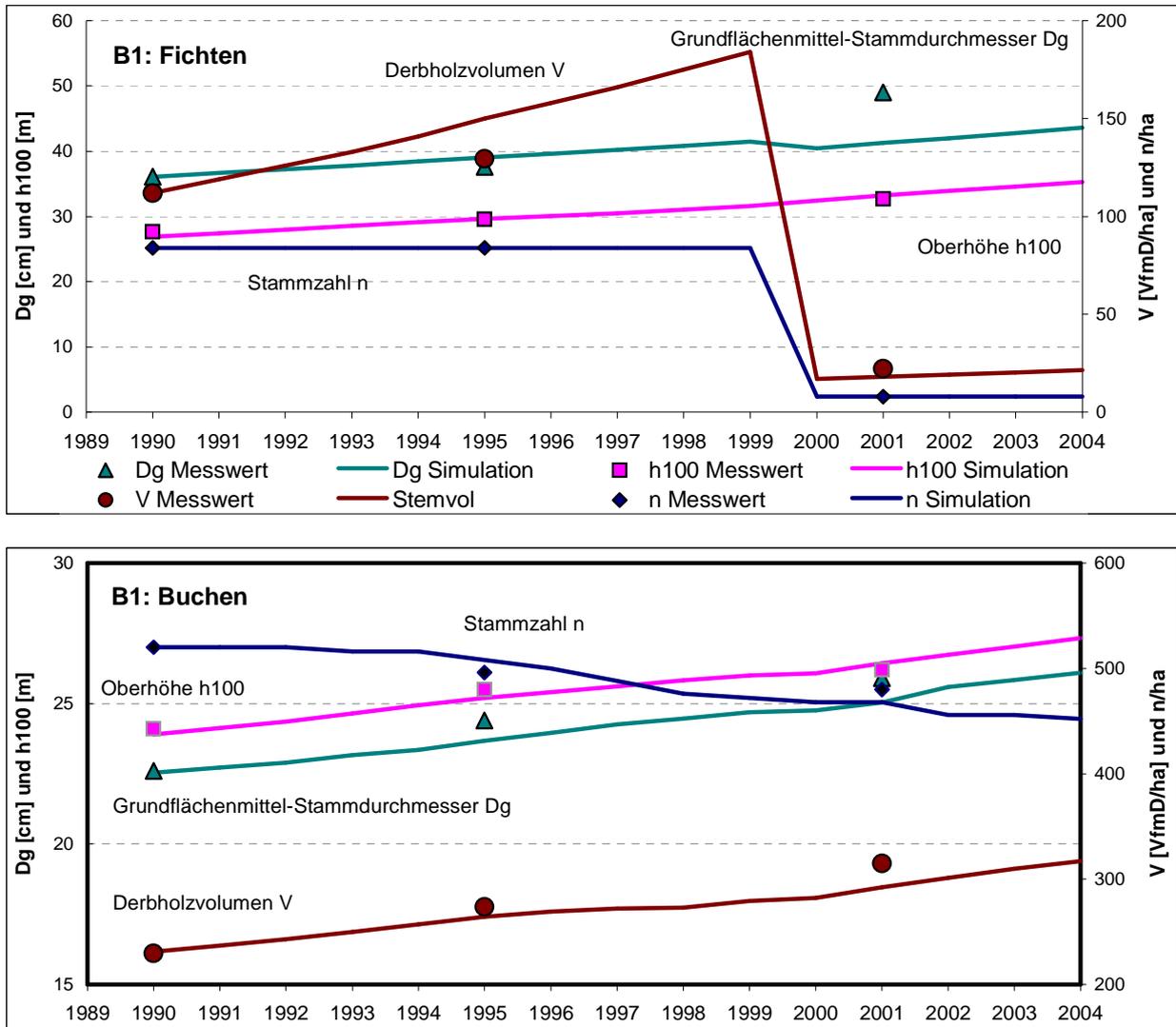


Abb. 30 Vergleich von simulierten und gemessenen Werten von Stammzahl, Volumen, Grundflächenmittel und Oberhöhe für Fichten (oben) und Buchen im Bestand B1

Auch hier zeigt sich, dass die Dimensionen des Bestandes vom Modell gut wiedergegeben werden (Abb. 30). Die Zunahme des Derbhohlvolumens der Fichte wird etwas überschätzt, nach dem Absterben der Fichten durch den Borkenkäferbefall wird für die verbleibenden acht Fichten das Derbhohlvolumen gut abgeschätzt. Im Gegensatz dazu wird der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms vom Modell etwas unterschätzt.

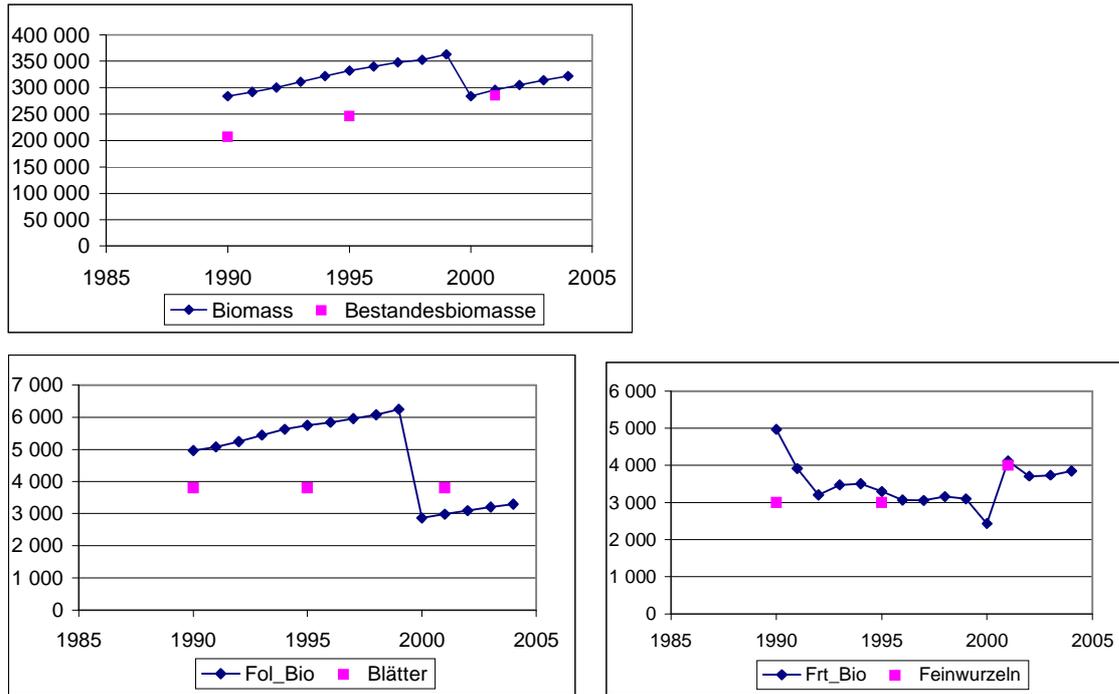


Abb. 31 Vergleich von simulierten und gemessenen Werten der gesamten Bestandesbiomasse, Blatt-/Nadel- und Feinwurzelbiomasse für Buchen und Fichten im Bestand B1

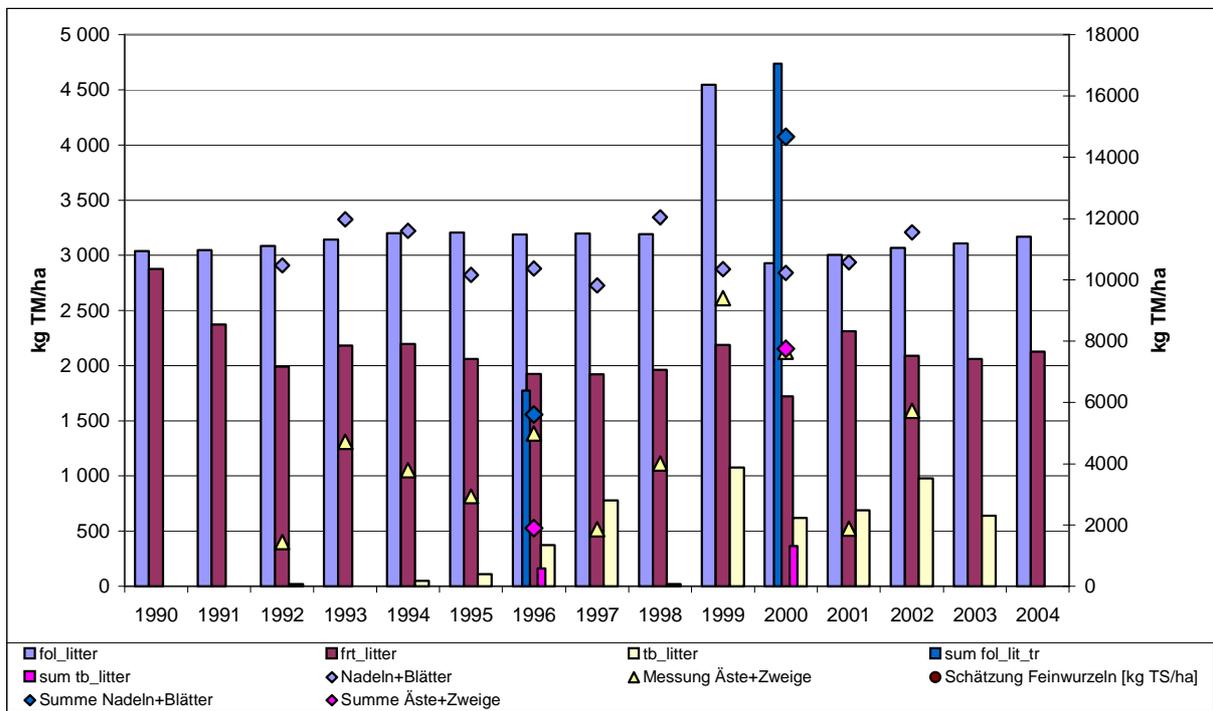


Abb. 32 Trockenmasse der Streu-Kompartimente für den Fichtenstandort F1

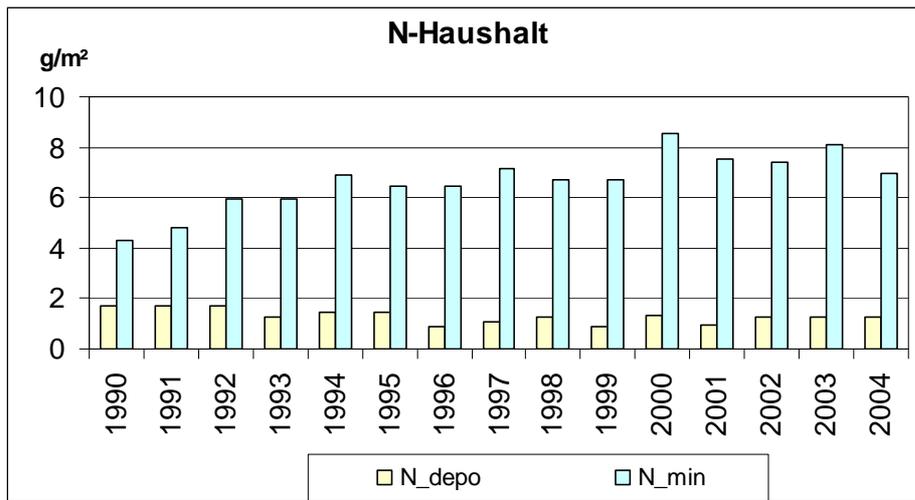


Abb. 33 In 4C verarbeitete N-Deposition und simulierte Stickstoffmineralisierung für den Buchenstandort B1

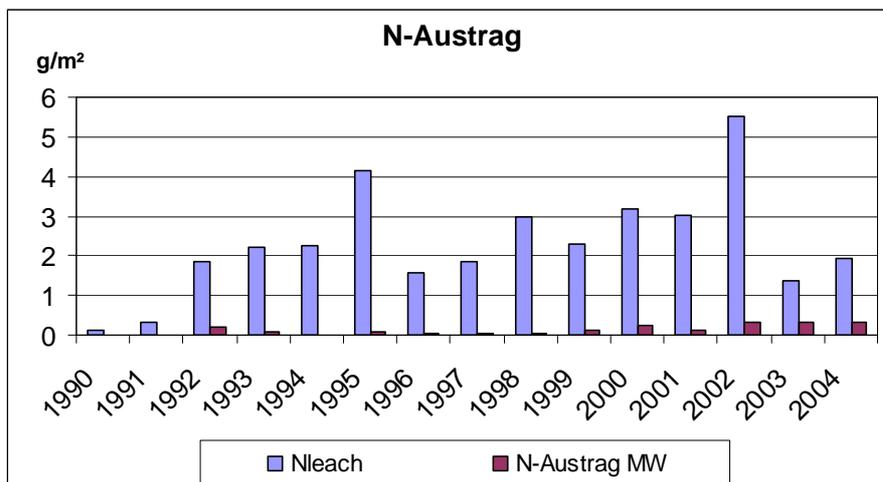


Abb. 34 Vergleich von simulierten und aus der Bilanz geschätzten Werten des N-Austrags am Buchenstandort B1

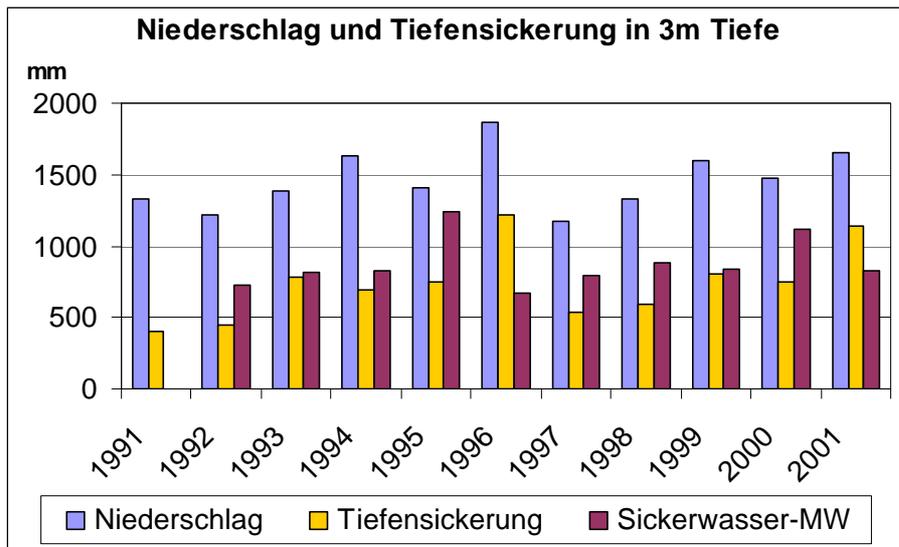


Abb. 35 Niederschlag und Tiefensickerung sowie Vergleich mit der Jahressumme der gemessenen Versickerung (Buchenstandort B1)

8 Analyse des Nitratabbaus im Grundwasser

Üblicherweise wird mit dem Einsatz prozessbasierter Modelle versucht, die beobachtete Dynamik z.B. der Stickstoffkonzentrationen im Vorfluter durch das Zusammenspiel verschiedener Prozesse nachzubilden. Eine direkte Überprüfung, inwiefern die einzelnen Prozesse zutreffend abgebildet wurden, ist dabei in der Regel nicht möglich. Konzeptionelle Speicheransätze, die neben den Verweilzeiten auch das Nitratabbauvermögen der einzelnen Grundwasserleiter berücksichtigen (z.B. Kunkel et al., 1999⁸) haben deshalb bislang nur auf makroskaliger Ebene ihre Berechtigung.

Ursprüngliche Intention bei der Entwicklung des PSCN-Moduls im Rahmen von ArcEGMO war dessen Anwendung in Kopplung mit einem Grundwasserströmungsmodell, das auch die lateralen unterirdischen Stoffflüsse beschreibt. Da für das Einzugsgebiet des Forellenbachs kein hydrogeologisches Grundwasserströmungsmodell vorhanden ist, und eine Erstellung auf Grund des hohen Aufwandes auch nicht absehbar ist, muss im Rahmen dieses Projektes nach einem praktikablem, aber gleichzeitig auch den Prozessen adäquatem Vorgehen gesucht werden.

Liegen ausreichend große Datensätze aus dem zu modellierenden Gebiet vor, lassen sich durch Einsatz moderner nichtlinearer Methoden unter günstigen Bedingungen die vorherrschenden Prozesse identifizieren, in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität darstellen und somit zur Validierung und Optimierung prozessbasierter Modelle nutzen. Lischeid und Bittersohl (2007)⁹ identifizierten mittels des Isometric Feature Mapping (Tenenbaum et al. 2000¹⁰) vier Prozesse, die über 80% der Varianz der Beschaffenheit von Grundwasser und Oberflächengewässern in einem bewaldeten Einzugsgebiet erklärten, das dem Modellgebiet in vieler Hinsicht sehr ähnlich ist. Mit diesem Ansatz gelang es z.B., das zeitlich und räumlich variierende Ausmaß reduktiver Prozesse im Grund- und Oberflächenwasser quantitativ zu bestimmen. Dadurch war es möglich, den Einfluss mehrjähriger klimatischer Variabilität auf Trends der Nitratkonzentration im tieferen Grundwasser aufzuzeigen. Von diesem Ansatz wird erwartet, dass er wertvolle Informationen über das Zusammenspiel verschiedener Prozesse im ungesättigten Boden und im Grundwasserbereich liefert. Eine Zusammenstellung der ersten Ergebnisse ist in der Anlage „Multivariate nichtlineare Analyse der Daten aus dem Forellenbach-Gebiet“ enthalten.

⁸ Kunkel, R., Wendland, F., Albert, H. (1999) "Das Nitratabbauvermögen in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeeinzugsgebietes" – Zeitschrift: Wasser und Boden 51/9, 16-19

⁹ Lischeid, G., Bittersohl, J. (2007). Tracing biogeochemical processes in stream water and groundwater using nonlinear statistics. Journal of Hydrology (eingereicht)

¹⁰ Tenenbaum, J. B., de Silva, V., Langford, J. C. (2000). A global geometric framework for nonlinear dimensionality reduction. Science 290: 2319-2323

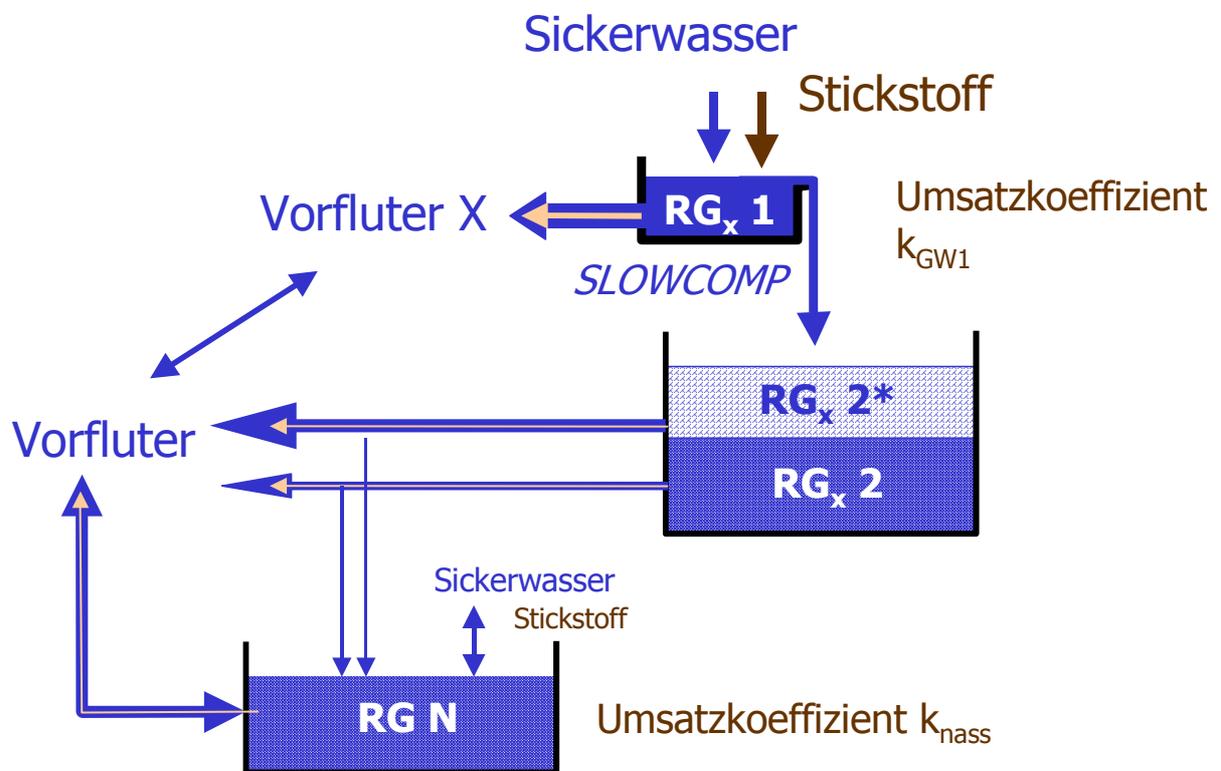
9 Simulation des Stickstoffhaushalt im Einzugsgebiet des Forellenbachs

9.1 Modellanpassung ArcEGMO

Lateralkomponente

....

Grundwasser: Einzellinearspeichermodell



10 Literatur

- Adamson J.K. & Hornung M. (1990) The effect of clearfelling a Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantation on solute concentrations in drainage water. *Journal of Hydrology*, **116**, 287-297.
- Berg B. (1984) Decomposition of root litter and some factors regulating the process: Long-term root litter decomposition in a scots pine forest. *Soil Biology and Biochemistry*, **16**, 609-617.
- Berg B. (2000) Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, **133**, 13-22.
- Berg B., Berg M.P., Bottner P., Box E., Breymeyer A., Calvo de Anta R., Couteaux M.M., Escudero A., Gallardo A., Kratz W., Madeira M., Mälkönen E., McClaugherty C., Meentemeyer V., Munoz A., Piussi P., Remacle J. & Virzo De Santo A. (1993) Litter mass loss rates in pine forest of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, **20**, 127-159.
- Berg B. & Dise N. (2004) Calculating the long-term stable nitrogen sink in northern European forests. *Acta Oecologica*, **26**, 15-21.
- Berg B. & Meentemeyer V. (2002) Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil*, **242**, 83-92.
- Berg B., Wessen B. & Ekbohm G. (1982) Nitrogen Level and Decomposition in Scots Pine Needle Litter. *Oikos*, **38**, 291-296.
- Beudert B. & Breit W. (2004) Zwölf Jahre Integrated Monitoring-Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald, FKZ 351 01 012; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. 307 S.
- Bormann F.H., Likens G.E., Fisher D.W. & Pierce R.S. (1968) Nutrient Loss Accelerated by Clear-Cutting of a Forest Ecosystem. *Science*, **159**, 882-&.
- Burns D.A. (2004) The effects of atmospheric nitrogen deposition in the Rocky Mountains of Colorado and southern Wyoming, USA - a critical review. *Environmental Pollution*, **127**, 257-269.
- Cortina J. & Vallejo V.R. (1994) Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *Forest Ecology and Management*, **70**, 299-310.
- Dise N.B., Matzner E. & Forsius M. (1998) Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution; Nitrogen, the Confer-N-s First International Nitrogen Conference 1998*, **102**, 453-456.
- Dise N.B. & Wright R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management; Nitrex*, **71**, 153-161.
- Gundersen P., Emmett B.A., Kjonaas O.J., Koopmans C.J. & Tietema A. (1998) Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management, The Whole Ecosystem Experiments of the NITREX and EXMAN Projects*, **101**, 37-55.
- Huber C. & Baumgarten M. (2005) Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Hoglwald). *Biodiversity and Conservation*, **14**, 1989-2007.

- Huber C., Weis W., Baumgarten M. & Gottlein A. (2004) Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after felling and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. *Plant and Soil*, **267**, 23-40.
- Klöcking B. (2007) Simulationsrechnung des Kohlen- und Stickstoffhaushaltes im EZG Forellenbach (UN/ECE-IM) für die Jahre 1991-2004 in Abhängigkeit von Klima und Veränderungen der Vegetationsdecke mit dem Programmpaket ArcEGMO-PSCN, Abschlußbericht.
- Klöcking B., Schwarze R., Beudert B., Suckow F., Lasch P., Badeck F. & Pfützner B. (2005) Auswirkungen des Borkenkäferbefalls auf den Wasser- und Stoffhaushalt zweier Gewässereinzugsgebiete im Nationalpark Bayerischer Wald. *Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe*.
- Magill A.H., Aber J.D., Currie W.S., Nadelhoffer K.J., Martin M.E., McDowell W.H., Melillo J.M. & Steudler P. (2004) Ecosystem response to 15 years of chronic nitrogen additions at the Harvard Forest LTER, Massachusetts, USA. *Forest Ecology and Management; The Harvard Forest (USA) Nitrogen Saturation Experiment: Results from the First 15 Years*, **196**, 7-28.
- McTiernan K.B., Couteaux M.-M., Berg B., Berg M.P., Calvo de Anta R., Gallardo A., Kratz W., Piussi P., Remacle J. & Virzo De Santo A. (2003) Changes in chemical composition of *Pinus sylvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**, 801-812.
- Michel K. & Matzner E. (2002) Nitrogen content of forest floor Oa layers affects carbon pathways and nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**, 1807-1813.
- Michel K., Matzner E., Dignac M.-F. & Kogel-Knabner I. (2006) Properties of dissolved organic matter related to soil organic matter quality and nitrogen additions in Norway spruce forest floors. *Geoderma*, **130**, 250-264.
- Moldan F., Kjonaas O.J., Stuanes A.O. & Wright R.F. (2006) Increased nitrogen in runoff and soil following 13 years of experimentally increased nitrogen deposition to a coniferous-forested catchment at Gardsjon, Sweden. *Environmental Pollution; Passive Air Sampling of Persistent Organic Pollutants - Passive Air Sampling of Persistent Organic Pollutants*, **144**, 610-620.
- Moldan F. & Wright R.F. (1998) Changes in runoff chemistry after five years of N addition to a forested catchment at Gardsjon, Sweden. *Forest Ecology and Management; The Whole Ecosystem Experiments of the NITREX and EXMAN Projects*, **101**, 187-197.
- Rasmussen L. (1998) Effects of afforestation and deforestation on the deposition, cycling and leaching of elements. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **67**, 153-159.
- Ring E. (1995) Nitrogen Leaching before and after Clear-Felling of Fertilized Experimental Plots in a *Pinus-Sylvestris* Stand in Central Sweden. *Forest Ecology and Management*, **72**, 151-166.
- Rutigliano F.A., DeSanto A.V., Berg B., Alfani A. & Fioretto A. (1996) Lignin decomposition in decaying leaves of *Fagus sylvatica* L and needles of *Abies alba* Mill. *Soil Biology & Biochemistry*, **28**, 101-106.
- Vitousek P.M., Gosz J.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A. & Todd R.L. (1979) Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems. *Science*, **204**, 469-474.
- Zottl H.W. (1960) Die Mineralstickstoffanlieferung in Fichten- und Kiefernbeständen Bayerns.