

**RÜCKKOPPLUNGSEFFEKTE VERSCHIEDEN DIVERSER
GRÜNLANDÖKOSYSTEME AUF DIE KOMPONENTEN DES
BODENWASSERHAUSHALTS AN EINEM AUESTANDORT DER SAALE**

-ERGEBNISSE DES JENAER BIODIVERSITÄTSEXPERIMENTS-

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

vorgelegt dem Rat der Chemisch-Geowissenschaftlichen Fakultät der
Friedrich-Schiller-Universität Jena

von Dipl.-Ing. Yvonne Kreutziger
geboren am 20.03.1976 in Görlitz

Jena, April 2006

Gutachter:

1. Prof. Dr. R. Mäusbacher, Friedrich-Schiller-Universität Jena
2. Prof. Dr. W. Wilcke, Johannes Gutenberg-Universität Mainz

Kurzzusammenfassung

Im Rahmen des Jenaer Experiments wurden bodenhydrologische Prozessstudien über einen Zeitraum von 2 Jahren in der Unteraue der Saale durchgeführt. Ziel war es die Auswirkungen des simulierten Artenverlustes in Grünlandökosystemen auf den Bodenwasserhaushalt zu untersuchen und die daraus resultierenden Konsequenzen für ökosystemare Leistungen bzw. Funktionen abzuleiten. Weiterhin sollten bodenhydrologische Charakteristiken des Untersuchungsstandortes herausgestellt werden, wobei der Schwerpunkt auf der Bewertung des Standortfaktor Bodens hinsichtlich Vorliegen homogener abiotischer Randbedingungen, als experimentelle Voraussetzung, lag. Um die benötigten raumzeitlich variablen Parameter zu erfassen, wurde ein bodenhydrologisches Messnetz bestehend aus Grundwasserpegeln sowie Messstandorte zur Erfassung des volumetrischen Wassergehalts und des Matrixpotentials eingerichtet. Die erforderlichen klimatischen Kenngrößen wurden ebenfalls direkt auf dem Untersuchungsstandort erhoben. Auf der Grundlage von Bodenrasterbeprobungen erfolgte die Quantifizierung bodenphysikalischer und –chemischer Parameter im Labor. Durch die Verwendung von zwei konzeptionell verschiedenen Modellen war es möglich, plotspezifische als auch zeitlich und räumlich hochaufgelöste Bilanzgrößen zu ermitteln. Diese als auch die Messwerte des Matrixpotentials wurden statistisch in Relation zu den Parametern, die die unterschiedliche Vegetationsbedeckung der Flächen charakterisieren, gesetzt.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen belegen das komplexe Wirkungsgefüge der Systeme Boden-Pflanze-Atmosphäre sowie die hohe raumzeitliche Dynamik des Bodenwasserhaushaltes u.a. aufgrund der Kopplung der Systeme Grundwasser und Oberflächengewässer. Kleinsäumig differenzierte Ablagerungsbedingungen bei Überflutung des Untersuchungsstandort führen zu einer gradierten Abstufung der Bodenarten (Slu – Lu – Ut4). Durch das experimentelle Design, Ausrichtung der Blöcke parallel zu Saale, kann die festgestellte Variabilität jedoch weitgehend erfasst werden. Der Untersuchungsstandort ist weiterhin gekennzeichnet durch hohe evapotranspirative Verluste (ca. 79%) und einer geringen Grundwasserneubildung aus Niederschlägen (20-30%), die im Wesentlichen auf die Winterhalbjahre beschränkt ist. Der differenzierte Vegetationsbestand spiegelt sich somit vorrangig in den Prozessgrößen der Evapotranspiration bzw. der Bodenfeuchteentwicklung im Bodenprofil wider. Artenreichere Grünlandökosysteme erwiesen sich in der Lage das gegebene Bodenwasserdargebot zum einen besser, durch die Erschließung tieferer Bodenwasservorräte bei Trockenstress, als auch effizienter, durch Reduktion der unproduktiven Wasserverluste durch die Evaporation, zu nutzen. Diese Mechanismen können als Erklärungsgrößen für die höhere Produktivität artenreicher Systeme verstanden werden. Somit stellt Vielfalt eine „Versicherung“ der Ökosystemfunktion Ertrag dar.

Abstract

This study is part of the Jenaer Biodiversitätsexperiment, in which we made soil hydrological process studies over a period of two years in the floodplain of the river Saale. The aim of my study was to establish the water budget on plot scale in an appropriate temporal resolution and to investigate soil water – plant interactions because water represents an important environmental factor controlling ecosystem functions and composition. In addition to this, characteristically soil hydrological properties on the scale of the experimental site should be emphasized. There, the focus was on the evaluation of the factor soil, concerning the existence of homogenetical abiotic conditions because it is an experimental precondition. In order to investigate the necessary spatiotemporal variable parameters, we realized a graduated measurement scheme based on frequency domain reflectometry for soil water content, tensiometer arrays for soil matric potential and groundwater gauging stations. The needed climatic variables were measured by using an automatic weather-station. Based on a soil survey, different physical and chemical soil parameters were quantified in the laboratory. Using two different conceptual models, it was possible to investigate plot specific as well as time and scale dependent high-resoluted components of the water budget. The relationship between the quantified plotspecific terms of evapotranspiration, fluxes as well as the measured values of matric potential and parameters, which characterized differences in vegetation, was assessed statistically.

The results reveals the complex interactions of the systems soil-plant-atmosphere and the high spatiotemporally dynamic of the soil water budget due to the connection of the systems groundwater and surface water. Concerning the soil properties, a strong lateral change of soil texture across the field site (Slu – Lu – Ut4), reflecting flooding and sedimentation history of the experimental site, were found. But due to the experimental design the variability of soil properties could be captured. Within the four blocks variation of soil characteristics remains more or less in one soil characteristic class. Further, the site of investigation is marked of high evapotranspirative losses (ca. 79%) and low groundwater recharge (20-30%), which is especially restricted to fall and winter time. Differences in vegetation especially influenced the components of evapotranspiration as well as soil water content in the soil profile. High diverse grassland on the one hand can use better soil water stored in deeper soil layers especially during dry conditions and on the other hand the water availability is higher than in less diverse systems due to reduced ineffective water losses by evaporation. These facts could be reasons for increased productivity with increasing biodiversity.

Vorwort

Die vorliegende Arbeit ist das Resultat von Untersuchungen, die ich im Rahmen des Jenaer Biodiversitätsexperiments, welches als Forschergruppe von der DFG gefördert wird, seit Juli 2002 durchführen konnte. Das Projekt, welches am Lehrstuhl für Physische Geographie der Friedrich-Schiller-Universität Jena angesiedelt ist, wurde durch Herrn HD Dr. J. Baade initiiert. Bei ihm habe ich mich für die Überlassung und die Freiheit in der Ausgestaltung des Themas zu bedanken.

Meinen Gutachtern Herrn Prof. Dr. R. Mäusbacher und Prof. Dr. W. Wilcke danke ich für die wissenschaftliche Betreuung und die zahlreichen Anregungen bei der kritischen Durchsicht des Manuskripts.

Mein herzlicher Dank gilt weiterhin den studentischen Hilfskräften Conny Lenz, Franziska Sebode, Jakob Maercker, Julia Baumert, Katja Nebelung für die tatkräftige Unterstützung bei den umfangreichen Gelände- und Laborarbeiten. Den Studentinnen und Studenten, im speziellen Sabrina Ortlepp und Anja Thielemann, die im Rahmen von zahlreichen Geländeübungen, Studienprojekten und Diplomarbeiten an der Datenerhebung beteiligt waren, gebührt ebenfalls ein herzliches Dankeschön.

Der Forschergruppe für das zeitweise finanzielle „Tragen“ durch die Zeit der Promotion und im speziellen Vicky Temperton (Forschungszentrum Jülich GmbH, ICG III) für die Überlassung der Biomasse und LAI Daten, Olaf Kolle (MPI-BGC Jena) für die Klimadaten und den tag- und halbnachtaktiven Gärtnern für die Umsichtigkeit bei der Bewirtschaftung der Versuchsfläche sei gedankt.

Für die Überlassung der Pegeldata der Saale sowie den hydrogeologischen Informationen zu den Grundwasserpegeln möchte ich mich bei der TLUG und insbesondere bei R. Giese und R. Haupt bedanken.

Die fachliche Diskussionsbereitschaft sowie die wertvollen Kommentare von Manfred Fink, Peter Krause, Gerhard Daut, Prof. Dr. G. Büchel hatten einen wesentlichen Anteil am Gelingen dieser Arbeit. Die Klassifizierung der Farbtracerfotos mittels dem Stuttgarter Neuronale Netze Simulator übernahm Thorsten Behrens. Vielen Dank dafür.

Auch meinen Kollegen/innen und dem Laborteam gebührt ein herzlicher Dank für die entspannte Arbeitsatmosphäre und Spontanhilfe jeder Art.

Ganz besonders möchte ich meiner Familie und meinen Freunden danken, die alle ein Stück weit, auf verschiedene Art und Weise, an der Fertigstellung der Dissertation beteiligt waren. Im Speziellen Annett Jagiela, Vera Lorenz, Matthias Beyer, Corinna Huhle, Maya Machunsky, Nina Hansen, Ilga Vossen, Kerstin Schütte und Thomas Hebestreit.

Nicht zuletzt, danke ich dir Uwe Hillecke für deinen engagierten Einsatz in der Schlussphase der Dissertation sowie für das langjährige Für- und Miteinander.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	1
1.1	Problemstellung	1
1.2	Ziele und Arbeitshypothesen	3
2	Grundlagen und Forschungsstand	5
2.1	Wasserhaushalt in der ungesättigten Zone	5
2.2	Ergebnisse experimenteller Biodiversitätsforschung – Interdependanz von Vegetation und Wasserhaushaltsgrößen	7
2.3	Interdependanz von Boden und Wasserhaushaltsgrößen	13
2.4	Quantifizierung von Bodenwasserhaushaltsgrößen	14
3	Untersuchungsstandort	18
3.1	Naturräumliche Eingliederung	18
3.2	Das Experimentelle Design des Jenaer Experiments	23
4	Material und Methoden	26
4.1	Konzept und Messnetz – Boden, Bodenfeuchte, Grundwasser	26
4.2	Datenerfassung in Labor und Gelände	27
4.3	Wasserhaushaltsbilanzierung/-modellierung	41
4.4	Statistische Analysen	52
5	Bodenhydrologische Charakterisierung des Untersuchungsstandortes	53
5.1	Ergebnisse der bodenkundlichen Untersuchungen	53
5.2	Witterungsverlauf und klimatische Einordnung	64
5.3	Grundwasserdynamik -neubildung -fließrichtung	68
5.4	Bodenfeuchtedynamik auf Feldebene und Einflussgrößen	74
5.5	Räumliche Variabilität der Bodenfeuchtemesswerte	77
5.6	Ausweisung sickerungsaktiver Zeiträume	82

5.7	Zusammenfassung	84
6	Einfluss des differenzierten Vegetationsbestandes auf die Bodenfeuchte	86
6.1	Kontrast: Bewachsene vs. unbewachsene Plots	86
6.2	Interaktion zwischen Matrixpotential und Vegetationseigenschaften	89
6.3	Zusammenfassung	96
7	Ergebnisse der mit SWB bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen	98
7.1	Dynamik der Bodenwasserhaushaltsgrößen	98
7.2	Einfluss des Vegetationsbestandes auf die räumliche Variabilität der Wasserhaushaltsgrößen	102
7.3	Wasserverbrauch und Wassernutzungseffizienz der Grünlandstandorte	111
7.4	Zusammenfassung	115
8	Wasserhaushaltsmodellierung mit WAVE für Block 2: Eingangsparameter – Modellgüte – Ergebnisse	117
8.1	Eingangsgrößen des Modells	117
8.2	Modellgüte	121
8.3	Vergleich der mit WAVE ermittelten Wasserbilanzgrößen mit dem Soil Water Budget-Modell SWB	125
8.4	Ergebnisse der Modellierung	127
8.5	Zusammenfassung	133
9	Zusammenfassende Schlussbetrachtung der Ergebnisse und Ausblick	135
10	Literaturverzeichnis	143
11	Anhang	154

Tabellenverzeichnis

<i>Tab. 3-1 Realisierte Kombinationen der Faktoren "S x F"</i>	<i>25</i>
<i>Tab. 4-1 Erfasste Parameter an der Klimastation</i>	<i>31</i>
<i>Tab. 4-2 Mittlerer Biomasseertrag (n=82) und statistische Maßzahlen.....</i>	<i>40</i>
<i>Tab. 4-3 Mittlerer Blattflächenindex (n=82) und statistische Maßzahlen.....</i>	<i>40</i>
<i>Tab. 4-4 Eingangsparmeter des Modells WAVE.....</i>	<i>47</i>
<i>Tab. 4-5 Räumliche Diskretisierung des Bodenprofils in z-Richtung</i>	<i>47</i>
<i>Tab. 5-1 Feldmittelwert des volumetrischen Wassergehalts (n=86) und Standardabweichung an ausgewählten Messterminen sowie Korrelationskoeffizienten zwischen Wassergehalten und dem Ton (T)- und Schluffanteil (U) des Bodens</i>	<i>59</i>
<i>Tab. 5-2 Randbedingungen der zu verschiedenen Zeitpunkten an insgesamt 3 Standorten (Block) durchgeführten Farbtracerversuche</i>	<i>61</i>
<i>Tab. 5-3 Prozentuale Flächenanteile der drei zu differenzierenden Klassen: Makroporen (Röhren), gefärbte und ungefärbte Bereiche</i>	<i>62</i>
<i>Tab. 5-4 Monatswerte der Niederschlagshöhe und Lufttemperatur gemessen (i) als langjähriges Mittel von 1961-1990 an der DWD Klimastation Jena und (ii) an der Klimastation auf dem Untersuchungsstandort, berechnete potentielle Evapotranspiration und Klimatische Wasserbilanz.....</i>	<i>65</i>
<i>Tab. 5-5 Statistische Maßzahlen der Grundwasserflurabstände sowie Lagekoordinaten der drei automatisch betriebenen Grundwasserpegel</i>	<i>68</i>
<i>Tab. 5-6 Monatssummen des Niederschlages (P) und der schnellen Grundwasserneubildung an drei Grundwasserbeobachtungsrohren</i>	<i>72</i>
<i>Tab. 6-1 Zeiträume/Messtermine zu denen signifikante Unterschiede zwischen den Messwerten des Matrixpotentials in bewachsenen (n=32) und unbewachsenen Plots (n=4) bestanden</i>	<i>86</i>
<i>Tab. 6-2 Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Matrixpotentiale sowie Korrelationskoeffizienten zwischen Matrixpotential und Vegetationsparametern für verschiedene Zeiträume in Abhängigkeit von der Messtiefe</i>	<i>90</i>
<i>Tab. 7-1 Wasserhaushaltsgrößen als Feldmittelwert über alle Plots (n=86) getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahren (SHJ, WHJ) sowie in Abhängigkeit der betrachteten Profiltiefe (>0,35m: Wurzelraum, >1,25m: gesamtes Bodenprofil bis 1,25m).....</i>	<i>98</i>

<i>Tab. 7-2 Korrelationsmatrix zwischen kumulativen Wasserhaushaltsgrößen und plotspezifischen Vegetationseigenschaften sowie der Blocknummer</i>	<i>105</i>
<i>Tab. 7-3 Mittlerer Evapotranspirationskoeffizient (ETK) in den untersuchten Sommerhalbjahren und Korrelationsmatrix zwischen plotspezifischen Vegetationseigenschaften und dem ETK.....</i>	<i>112</i>
<i>Tab. 8-1 Potentielle Evapotranspiration und statistische Maßzahlen der Bestandeskoeffizienten k_c für zwei Zeiträume innerhalb der Vegetationsperioden</i>	<i>118</i>
<i>Tab. 8-2 Parameter der pF-Kurve nach VAN GENUCHTEN (1980) sowie der Wasserleitfähigkeits-Matrixpotential- Beziehung nach GARDNER (1958).....</i>	<i>121</i>
<i>Tab. 8-3 Mittlerer Nash-Sutcliffe-Koeffizient (ME) als Abgleich zwischen simulierten und gemessenen Matrixpotentialen sowie mittleres Bestimmtheitsmaß (r^2) als Abgleich der Dynamik zwischen simulierten und gemessenen Wassergehalten in verschiedenen Messtiefen, (n=21 Plots).....</i>	<i>122</i>
<i>Tab. 8-4 Wasserhaushaltsgrößen als Mittelwert über alle Plots in Block 2 (n=21).....</i>	<i>128</i>
<i>Tab. 8-5 Kumulatives effektives Sickerwasseraufkommen in Abhängigkeit von der Profiltiefe als Mittelwert für bewachsene Plots (n=20) und für B2A07 (unbewachsener Plot).....</i>	<i>129</i>
<i>Tab. 8-6 Korrelationsmatrix zwischen plotspezifischen Vegetationsparametern und Wasserbilanzgrößen (n=20, ohne B2A07)</i>	<i>130</i>

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1 Aufteilung der Evapotranspiration in die Teilkomponenten Evaporation und Transpiration in Abhängigkeit von der Entwicklung des Bestandes (LAI = Blattflächenindex) (aus ALLEN et al. 1998).....	8
Abb. 3-1 Untersuchungsstandort im Sommer 2003, Pfeile (schwarz) markieren den Verlauf der Pegelgalerie und des geologischen Schnitts in Abb. 3-2 Pfeil (rot) markiert die Lage des ehemaligen Wehrs	18
Abb. 3-2 Geologisches Profil der quartären Ablagerungen südlich der Untersuchungsfläche (Profilverlauf siehe Abb. 3-1) (verändert aus MOTHES 1999 nach GÖTZE 1985).....	20
Abb. 3-3 Geländequerschnitt des Saaletals bei Jena mit der Verbreitung charakteristischer Bodentypen (aus RAU 1974: 975)	21
Abb. 3-4 Experimentelles Design – Ausrichtung und Bezeichnung der Plots und Blöcke, Farbliche Differenzierung der Plots in Abhängigkeit von der Artenanzahl.....	24
Abb. 4-1 Messnetz – Boden, Bodenfeuchte, Grundwasser (GWB1A02, GWB2A11, GWB4A22 – Kennzeichnung und Lage von Grundwassermessstellen) sowie Anordnung der Messgeräte im Feld.....	26
Abb. 4-2 Überblick zu den erfassten Daten in Labor und Gelände	28
Abb. 4-3 Präparierter Grabungsschnitt am Standort Block 3-4/Plot 2 im Original (oben) sowie nach der Klassifizierung (unten)	30
Abb. 4-4 Abgeleitete, tiefendiskretisierte Korrekturfunktionen für die Messwerte der FDR-Profilsonde. Gemessene Wassergehalte der FDR-Profilsonde vs. aus pF-Kurven und unter Einbezug des Matrixpotentials abgeleitete Wassergehalte.	39
Abb. 4-5 Sensitivität des Matrixpotentials gegenüber Änderungen ausgewählter Bodenparameter (kf-gesättigte Wasserleitfähigkeit; alpha-Formparameter der pF-Kurve; WGs-gesättigter Wassergehalt; WGr-Restwassergehalt; b-Formparameter der Beziehung zwischen Wasserleitfähigkeit und Matrixpotential) und Vegetationsparameter (kc-Bestandeskoeffizient; Smax-maximaler Wurzelwasserentzug; LAI-Blattflächenindex).....	52
Abb. 5-1 Im Rahmen der Farbtracerversuche an 3 Standorten auf der Untersuchungsfläche angelegte Bodenaufschlüsse bis Im Tiefe.....	53
Abb. 5-2 Korngrößenfraktionen (Mittelwert und Standardabweichung) im Tiefenprofil	54

<i>Abb. 5-3 Bodenarten in Abhängigkeit von der Tiefe.....</i>	<i>55</i>
<i>Abb. 5-4 Bodenarten in Abhängigkeit vom Block</i>	<i>55</i>
<i>Abb. 5-5 Räumliche Variabilität des Schluffanteils [%] im humosen Oberboden (bis 0,3m), Klassifizierung entsprechend der Bodenarten.....</i>	<i>56</i>
<i>Abb. 5-6 Glühverlust, Kalkgehalt und Trockenrohdichte (Mittelwert und Standardabweichung) im Tiefenprofil</i>	<i>57</i>
<i>Abb. 5-7 Gravimetrisch ermittelte Wassergehalte (Mittelwert und Standardabweichung) im Tiefenprofil.....</i>	<i>58</i>
<i>Abb. 5-8 Untersuchungsstandort am 05.01.2003 aus Südost.....</i>	<i>60</i>
<i>Abb. 5-9 Bodenfeuchteprofile vor und nach der Beregnung sowie vertikale Grabungsschnitte, Standorte von links nach rechts: Block 3-4 im Mai 2003, Block 1 im Oktober 2003, Block 4 im Juni 2004.....</i>	<i>63</i>
<i>Abb. 5-10 Zeitlicher Verlauf des Niederschlages (P), der potentiellen Evapotranspiration (ETp) und der Lufttemperatur (T).....</i>	<i>67</i>
<i>Abb. 5-11 Ganglinien des Wasserstandes der Saale am Pegel Rothenstein sowie des mittleren Grundwasserflurabstandes (n=3) auf dem Untersuchungsstandort</i>	<i>69</i>
<i>Abb. 5-12 Niederschlagshöhe und Grundwasserganglinien an drei räumlich verteilten Grundwassermessstellen auf dem Untersuchungsstandort</i>	<i>70</i>
<i>Abb. 5-13 Grundwassergleichen bei mittleren Grundwasserverhältnissen</i>	<i>74</i>
<i>Abb. 5-14 Monatsmittelwerte des volumetrischen Wassergehaltes (n=86 Plots) und des mittleren Grundwasserflurabstandes sowie monatliche Niederschlagssummen (Balken)..</i>	<i>75</i>
<i>Abb. 5-15 Monatsmittel der Matrixpotentiale (n= 36 Plots) und des mittleren Grundwasserflurabstandes sowie monatliche Niederschlagssummen (Balken)</i>	<i>76</i>
<i>Abb. 5-16 Kleinräumige Variabilität (3 FDR-Profilsonden innerhalb von 3m) der in 0,6m Tiefe gemessenen Wassergehalte exemplarisch für B2A01</i>	<i>78</i>
<i>Abb. 5-17 Zusammenhang zwischen dem Feldmittelwert des volumetrischen Wassergehalts und der Streubreite (Standardabweichung) der Messwerte in den Profiltiefen 0,1 – 0,3 – 1,0 m. Mittelwert und Standardabweichung wurden zu jedem Messtermin (n=73) innerhalb des Untersuchungszeitraumes berechnet.....</i>	<i>79</i>
<i>Abb. 5-18 Tagessummen der Niederschläge (blaue Balken) sowie Ganglinien des Matrixpotentials als Feldmittelwert (MW) (n=36 Plots, ohne B2A11 und B2A23) und der Variabilität der Messwerte (Standardabweichung SD) für die Profiltiefen 0,3 und 1,0 m.</i>	<i>81</i>
<i>Abb. 5-19 Tagessummen der Niederschläge und ausgewiesene sickerungsaktive Zeiträume (gekennzeichnet durch Symbole) in verschiedenen Profiltiefen, in durchgehend nicht</i>	

markierten Zeiträumen liegt die Wasserscheide mindestens unterhalb von 0,8m = kein Sickerwasserfluss.....	83
Abb. 6-1 Zeitreihen der Matrixpotentiale und Wassergehalte auf bewachsenen und unbewachsenen Plots in 0,3 m (oben) und in 0,6 m (unten).....	88
Abb. 6-2 Zusammenhang zwischen Messwerten des Matrixpotentials und Vegetationsparametern: (a) von Artenanzahl (S) in 0,3 m, (b) von oberirdischen Biomasse in 0,6m, (c) von Artenanzahl in 1,0 m und (d) vom Blattflächenindex (LAI) in 1,0 m	92
Abb. 6-3 Zusammenhang zwischen Messwerten des Matrixpotentials und Vegetationsparametern (a) von der Anzahl der funktionellen Gruppen (F) in 0,1 m, (c) vom LAI in 0,3 m (d) von der oberirdischen Biomasse in 0,6m, (b) Abhängigkeit des Matrixpotentials von der Blocknummer (Bodenart).....	94
Abb. 7-1 Kumulative Größen der Wasserhaushaltsbilanz (P-Niederschlag, ETa-aktuelle Evapotranspiration, DFeff - effektiver Fluss am Profilrand 0,35 m) für den Kontrast bewachsene vs. unbewachsene Flächen im Untersuchungszeitraum.....	100
Abb. 7-2 Räumliche Variabilität (Feldmittelwert \pm Standardabweichung) der quantifizierten kumulativen Wasserhaushaltsgrößen, welche auf Basis wöchentlich erfasster Wassergehalte berechnet wurden sowie Bilanzgrößen berechnet anhand von, an der Klimastation aufgezeichneten Tageswerten des volumetrischen Wassergehalts. Aktuelle Verdunstung als kumulative Größe von Juni-September nach der Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode ermittelt. ETa35/125 - Verdunstung aus dem Wurzelraum bis 0,35 m und dem gesamten Bodenprofil bis 1,25 m, DFeff35/125 - effektiver Fluss in der Profiltiefe 0,35 m/1,25 m	103
Abb. 7-3 Zusammenhang zwischen plotspezifischen Wasserhaushaltsgrößen im SHJ 2003 und Vegetationseigenschaften, ETa35 – Evapotranspiration aus Wurzelraum, DFeff35 – effektiver Fluss in 0,35 m Tiefe, TaUB – Transpiration aus Unterboden (>0,35 m).....	107
Abb. 7-4 Einfluss des Biodiversitätsniveaus auf die Ausprägung der Evapotranspiration (grüne Graphen) und deren Teilprozesse Evaporation (E) und Transpiration(T) in Abhängigkeit von der Profiltiefe.....	108
Abb. 7-5 Zwei 4-Arten Plots am 27.5.2004, B2A09 (links) - Bestand besteht aus 100% kleinen Kräutern, B2A01 (rechts)-in der Mischung sind theoretisch 25% kleine Kräuter vorhanden	109

Abb. 7-6 Zusammenhang zwischen den plotspezifisch ermittelten Evapotranspirationskoeffizienten (ETK) und ausgewählten Vegetationsparametern im SHJ 2003 und im SHJ 2004.....	113
Abb. 8-1 Messwerte (Symbole) und generalisierter Verlauf (durchgezogene Linie) des Bestandeskoeffizienten im Sommerhalbjahr 2004.....	120
Abb. 8-2 Simulierte und gemessene Wasserspannungen und Wassergehalte in den Profiltiefen 0,1m (a), 0,3m (b), 0,6m (c) und 1,0m (d) exemplarisch für den ausgewählten Plot B2A01 (Artenanzahl = 4, Anzahl funktioneller Gruppen = 4).....	124
Abb. 8-3 Gegenüberstellung der bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen mit WAVE und SWB für den Zeitraum April 2003-Anfang Dezember 2004. Mittelwert und Standardabweichung der absoluten additiven Größen: Evapotranspiration (ETa) (a), effektiver Fluss an den Profilmgrenzen 0,35 bzw. 0,3 m (DFeff _{35/30}) (b) sowie in 1,25 / 1,20m (DFeff _{120/125}) (c) für 21Plots in Block 2 getrennt nach Sommerhalbjahren (SHJ) und Winterhalbjahren (WHJ). Zeitliche Dynamik der Wasserhaushaltsgrößen: Niederschlag (P), ETa und DFeff _{35/30} exemplarisch für B2A01 (d).....	126
Abb. 8-4 Effektives Sickerwasseraufkommen (DFeff) in 0,1m Tiefe in Abhängigkeit vom Blattflächenindex (LAI) sowie für den unbewachsenen Plot B2A07 im Sommerhalbjahr 2003 (links) und im Sommerhalbjahr 2004 (rechts).....	131
Abb. 8-5 Tageswerte des Niederschlages und des effektiven Flusses an den Profilmgrenzen 0,1; 0,3 und 1,2 m für das hydrologische Jahr 2004/2005 exemplarisch für B2A01	132

Abkürzungsverzeichnis

DF	abwärtsgerichteter Fluss
DEff _{Tiefe}	effektiver Fluss in angegebenen Profiltiefe
ETa _{Tiefe}	aktuelle Evapotranspiration in Abhängigkeit vom betrachteten Profilausschnitt
ETK	Evapotranspirationskoeffizient
ETp	potentielle Evapotranspiration
F	Anzahl funktioneller Gruppen
GWFA	Grundwasserflurabstand
GOK	Geländeoberkante
GWM	Grundwassermessstelle
HY	hydrologisches Jahr (01.04.-31.03.)
kc	Bestandeskoeffizient
KWB	Klimatische Wasserbilanz
LAI	Blattflächenindex (Leaf Area Index)
ME	Nash- Sutcliffe-Koeffizient (Model efficiency)
P	Niederschlag
RGB	Rot-Grün-Blau
S	Artenanzahl
SD	Standardabweichung
SHJ	Sommerhalbjahr (01.10.-31.03)
SWB	Soil Water Balance (Bilanzmodell)
T	Tongehalt
TaUB	aktuelle Transpiration aus dem Unterboden >0,35 m
TLUG	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
U	Schluffgehalt
UF	aufwärts gerichteter Fluss
uGOK	unter Geländeoberkante
WHJ	Winterhalbjahr (01.04.-30.09.)
WUE	Water Use Efficiency = Wassernutzungseffizienz

*Die Zerstörung der Vielfalt von Ökosystemen schmälert nicht nur
das Naturerbe der Menschheit,
sondern unterhöhlt die Leistung der Lebenswelt
zum allgemeinen Funktionieren des „Systems Erde“.*

WBGU (2000a)

1 Einführung

Die ständig steigende Beanspruchung natürlicher Ressourcen durch den Menschen und damit verbundene Veränderungen der Umweltbedingungen - Klimawandel (CO₂-Anstieg), Homogenisierung und Intensivierung der Landnutzung, Zerschneidung von Lebensräumen - führten im letzten Jahrhundert zu einer Reduktion der biologischen Vielfalt in einem bisher noch nie gekannten Ausmaß (SCHMID 2003b). Schätzungen zufolge, ist der heutige Artenverlust 1.000- bis 10.000-mal höher als die natürliche Rate (WBGU 2000b). Die globale Bedeutung der biologischen Vielfalt liegt begründet in ihrem ökologischen, ästhetischen und kulturellen Wert sowie ihres wertvollen Potentials für Landwirtschaft und Ernährung. Darüber hinaus hält die Erhaltung der Biodiversität¹ die Option auf noch unabsehbare zukünftige Nutzungen offen, insbesondere im Hinblick auf genetische Ressourcen. Auf lokaler Betrachtungsebene steuert die biologische Vielfalt Ökosystemfunktionen wie Produktivität, Filtration von Wasser und Luft, Aufnahme von Nährstoffen, Bodenbildung sowie die Verhinderung von Bodenerosion (SCHMID & SCHLÄPFER 2000). Um den weltweit zu beobachtenden rapiden Verlust an biologischer Vielfalt Einhalt zu gebieten, entschlossen sich 1992 auf der Rio-Konferenz über Umwelt und Entwicklung (UNCED), die große Mehrheit aller teilnehmenden Staaten, eine Biodiversitätskonvention zu schaffen. Darin verpflichteten sich alle Länder, u.a. eine auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt ausgerichtete Forschung zu betreiben (KLAUS et al. 2001).

1.1 Problemstellung

Nach SCHMID (2003a) stellen sich in der modernen Biodiversitätsforschung zwei zentrale Fragen. Zum einen die nach der Entstehung - Weshalb gibt es so viele Arten? - und zum zweiten die nach der funktionellen Bedeutung der Artenvielfalt.

¹ Zur Diskussion und zum Begriff „Biodiversität“ siehe z.B. WBGU (2000b), BEIERKUHNLEIN (2001), KLAUS et al. (2001). Im Allgemeinen wird unter Biodiversität die Mannigfaltigkeit der Biosphäre auf allen Ebenen (genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Lebensraum- oder Ökosystemvielfalt) verstanden. (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997).

Die Untersuchung der zweiten Frage soll Aufschluss darüber geben, inwieweit sich die Anzahl und die Diversität (Verschiedenartigkeit) von Arten auf Eigenschaften beziehungsweise die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen auswirken. In den letzten 10 Jahren wurde dieser Fragestellung verstärkt nachgegangen, Hypothesen wurden aufgestellt (Übersicht bei SCHLÄPFER & SCHMID 1999, Übersicht bei SCHWARTZ et al. 2000) und experimentell, durch künstliche Reduktion der einem Ökosystem zur Verfügung stehenden Artenauswahl, überprüft (Übersicht bei SCHMID et al. 2002b). Experimentelle Arbeiten zur Untersuchung der Artenreduktion bzw. des kausalen Zusammenhanges zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen wurden erstmals in England (NAEEM et al. 1995, 1996), den USA (HOOPER & VITOUSEK 1997/98, TILMAN et al. 1997), der EU (HECTOR et al. 1999) und der Schweiz (NIKLAUS et al. 2001, LEADLEY & KÖRNER 1996) anhand des Modellökosystems Grünland durchgeführt.

Nach SCHMID (2003a) kann aus den bisherigen Ergebnissen geschlossen werden, dass die Folgen eines zufälligen Artenverlustes für die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen überwiegend negativ zu bewerten sind. Als eine „Funktion“ von Grünlandökosystemen wurde dabei hauptsächlich die Produktivität, d.h. die jährlich gebildete Biomasse, in Abhängigkeit von der Artenauswahl betrachtet so dass *“Generally, good data are available for above-ground net primary productivity, poorer data for mineralization and decomposition, and hardly any data for water relations.”* (SCHMID et al. 2002b). Demzufolge gilt es nun auch den Einfluss weiterer Ökosystemvariablen näher zu untersuchen und die postulierten Mechanismen, die noch immer unverstanden sind, zu analysieren (SCHMID 2003a).

Ein in Jena seit 2002 laufender ökologischer Großversuch (*Jenaer Experiment*) soll dazu beitragen. Ziel dieses DFG-Projektes ist, anhand des Modellökosystems Grünland die Konsequenzen des Verlustes von biologischer Vielfalt für Ökosystemfunktionen zu analysieren und zu einem besseren Verständnis der funktionellen Bedeutung der Artenvielfalt zu gelangen (ROSCHE et al. 2004). Schwerpunkt liegt dabei auf den Stoffkreisläufen als wesentliche Merkmale und Regulatoren eines Ökosystems sowie auf den Interaktionen zwischen den Nahrungsebenen. Das experimentelle Design basiert auf 92 Plots, auf denen randomisiert verschieden diverse Artenmischungen angesät wurden. Dabei variiert die Artenzahl und die Anzahl der funktionellen Pflanzengruppen möglichst unabhängig voneinander (ROSCHE et al. 2004).

Eine Grundvoraussetzung, dass der Boden belebt und seine vielfältigen Funktionen für das Wachstum der Pflanzen und für die Dynamik von Ökosystemen erfüllen kann, ist die Wasserverfügbarkeit in der ungesättigten Bodenzone. Diese ist im Wesentlichen von der Nie-

derschlagshöhe, dem Grundwasserflurabstand sowie von der Bodentextur und -struktur abhängig. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass bei mangelnder Wasserversorgung die Erträge, als Nutzwert der ökosystemaren Leistungen, zurückgehen (BREWER 1988, BURKE et al. 1997). Andererseits hat die Vegetation aufgrund der Bindegliedstellung zwischen Boden und Atmosphäre (Kontinuum Boden-Pflanze-Atmosphäre) das Vermögen, aktiv die räumlich und zeitlich variablen Komponenten (Bodenfeuchte, Grundwasserneubildung, Evapotranspiration) des Bodenwasserhaushalts eines Standortes direkt oder indirekt zu beeinflussen. Gekoppelt daran sind wichtige ökosystemare Leistungen wie die Nährstoffaufnahme und -konservierung bzw. der Stoffaustrag in das Grundwasser (Senkenleistung) sowie die Regulierung biologisch notwendiger Feuchtigkeitsbedingungen für die Boden-Mikrofauna und der Beitrag zur lokalen Klimastabilität aufgrund der ausgleichenden Wirkung auf Temperatur und Luftfeuchte (Funktionswert) (WBGU 2000b).

Einzelne Untersuchungen belegen, dass die Heterogenität abiotischer Standortbedingungen den Zusammenhang zwischen Biodiversität und Produktivität beeinflussen kann (SCHMID 2003b). Günstigere Standortbedingungen wie z.B. eine bessere Nährstoffversorgung (MULDER et al. 1999, NIKLAUS et al. 2001, PFISTERER & SCHMID 2002) aber auch die Vergrößerung des Biotopraumes (Wurzelraum) (DIMITRAKOPOULOS & SCHMID 2004) führen zu einem engeren Zusammenhang zwischen Biodiversität und Produktivität. Weiterhin belegen Untersuchungen von BURKE et al. (1997) sowie EPSTEIN et al. (1997), dass die Bodentextur eine Erklärungsgröße für räumlich variable Biomasserträge sein kann. Demzufolge sollten die abiotischen Standortbedingungen, im Hinblick auf eine Anwendung und Ausweitung der funktionellen Bedeutung der Biodiversität in Grünlandökosystemen vermehrt berücksichtigt werden (SCHMID 2003b).

1.2 Ziele und Arbeitshypothesen

Eingebettet in das interdisziplinär ausgerichtete *Jena Experiment* ist das übergeordnete Ziel der vorliegenden Arbeit, die Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts räumlich, im Sinne von plotspezifisch sowie tiefendiskretisiert, und zeitlich aufgelöst zu erfassen bzw. zu quantifizieren und hinsichtlich des differenzierten Vegetationsbestandes zu analysieren. In diesem Zusammenhang soll geklärt werden, inwieweit der simulierte Biodiversitätsverlust in Grünlandökosystemen, die Bodenwasserhaushaltsgrößen: Bodenfeuchte, Evapotranspiration und Sickerwasserhöhe beeinflusst und welche Konsequenzen bezüglich ökosystemarer Leis-

tungen bzw. Funktionen daraus abzuleiten sind. (Die bilanzierten Flüsse werden zudem zur Quantifikation der Nährstoffkreisläufe innerhalb der Forschergruppe benötigt.)

Weiterhin sollen bodenhydrologische Charakteristiken des Untersuchungsstandortes herausgestellt werden. Dabei soll insbesondere der Standortfaktor Boden eingehender untersucht und im Hinblick auf Vorliegen homogener abiotischer Bedingungen, als experimentelle Voraussetzung für die Interpretation statistischer Zusammenhänge in Biodiversitätsversuchen, bewertet werden.

Dies setzt bodenhydrologische Prozessstudien auf verschiedenen Skalen voraus.

Vorweggreifend können aus den Kapiteln Grundlagen und Forschungsstand sowie der Literaturrecherche zum Untersuchungsstandort folgende Arbeitshypothesen abgeleitet werden:

- In Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnissen und mit dem Fortschreiten der Vegetationsperiode prägt sich der Vegetationseinfluss auf die Bodenfeuchte in verschiedenen Bodentiefen aus. Mit Zunahme der Artenzahl bzw. der Anzahl der funktionellen Gruppen ist eine Abnahme der Bodenfeuchte verbunden (SCHERER-LORENZEN 1999).
- Die höhere Produktivität von artenreicheren Grünlandökosystemen ist gekoppelt an einen höheren Wasserverbrauch (VAN PEER et al. 2004).
- In Abhängigkeit von der Wasserverfügbarkeit ergibt sich der Ertrag (TILMAN & DOWNING 1994).
- Mit Zunahme der biologischen Artenvielfalt ist eine Abnahme der Sickerwasserhöhe aus dem effektiven Wurzelraum verbunden (HOOPER & VITOUSEK 1998).
- Als Erklärungsgröße für die Variabilität der Bodenwasserhaushaltskomponenten könnten die jahreszeitlich dynamischen Parameter (Biomasse, Blattflächenindex) der verschiedenen Bestände eher geeignet sein als die statischen Vegetationsparameter des *Jenaer Experimentes* (vgl. ALLEN et al. 1998, SCHERER-LORENZEN 1999).
- Das *Jenaer Experiment* wurde auf einem Auestandort in unmittelbarer Nähe der Saale eingerichtet. Der Bodenwasserhaushalt von Auestandorten wird in der Regel vom Grundwasser beeinflusst (SOPHOCLEOUS 2002). Der Grundwasserspeisung aus Niederschlägen kommt in der Jenaer Saaleaue nur eine geringe Bedeutung zu (GÖTZE 1985).
- Auenböden stellen einen besonderen Standorttyp dar, der geprägt ist durch ein heterogenes, kleinflächiges Bodenmosaik (KUNTZE et al. 1994:309). Speziell im Bereich der Jenaer Saaleaue ist nach STEINMÜLLER (1971:1117) von einer unterschiedlichen Korngrößenzusammensetzung des Auelehms auszugehen, wobei fein- und mittelkörnige Sande als mehr oder weniger ufernahe Bildungen anzusehen sind.

2 Grundlagen und Forschungsstand

Extensiv genutztes *Grünland*, welches meist durch 2-malige Mahd oder 3- bis 4-malige Beweidung genutzt wird, besitzt aufgrund seiner Vielfalt und seines Mosaikcharakters einen hohen ökologischen Stellenwert (SCHALITZ 2004). Unter den Humus mehrenden Standortbedingungen ohne Bodenbearbeitung können sich stabile artenreiche Ökosysteme mit bis zu 3000 Pflanzen/m² bei ca. 50 verschiedenen Pflanzenarten und bis zu 3500 Tierarten in und über dem Boden entwickeln (KUNTZE 1985, SCHALITZ 2004). Betriebswirtschaftlich bildet das Grünland die Futtergrundlage der Tierproduktion und spielt somit eine bedeutende Rolle in der Nahrungsmittelproduktion für den Menschen. Weitgehend geschlossene Nährstoffkreisläufe in naturnahen Grünlandsystemen bedeuten Schutz vor Eutrophierung für die Gewässer und sonstigen lateralen Stoffeinträgen. Die maximale Ausschöpfung der Wachstumszeit durch die Dauergrasnarbe sowie der dichte Wurzelfilter gewährleisten eine hohe Stickstoffaufnahme und Fixierung in der Pflanze. Damit verbunden sind geringere Grundwasserneubildungsraten bzw. Nährstoffausträge im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen. Aufgrund seiner ausgleichenden Wirkung auf Temperatur und Luftfeuchte leistet natürliches Grünland darüber hinaus auch einen Beitrag zur Klimastabilität (SCHALITZ 2004).

Da Grünland ein verbreitetes, aber auch relativ einfach zu etablierendes Ökosystem darstellt, wurden zahlreiche Forschungsprojekte im Grünland durchgeführt und eingeleitet, die den Einfluss der Biodiversität in solchen Grünlandsystemen zum Thema haben (Kapitel 1.1). Um den Verlust pflanzlicher Diversität zu simulieren, wurden in bisherigen Biodiversitätsversuchen, wie auch im *Jenaer Experiment* (Kapitel 3.2), aus einem jeweils repräsentativen Artenpool mehr oder weniger zufällig künstliche Artengemeinschaften unterschiedlicher pflanzlicher Diversität zusammengestellt. Pflanzliche Diversität umfasst dabei sowohl die Variation der Artenanzahl als auch der Artenvielfalt bezüglich ihrer funktionellen Bedeutung.

Der Einfluss der Biodiversität auf die Ressource Bodenwasser und dessen Umsatz in der ungesättigten Bodenzone anhand des Modellökosystems Grünland soll im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden.

2.1 Wasserhaushalt in der ungesättigten Zone

Die ungesättigte Bodenzone, welche von der Geländeoberkante bis zum offenen Kapillarraum über der Grundwasseroberfläche reicht, stellt das Transformationsglied der Niederschläge in die Abflusskomponenten Bodenfeuchte, Grundwasserneubildung sowie Evapotranspiration

dar (DYCK & PESCHKE 1995:306). Bei Betrachtung des Bodens in der Größe eines Pedons, ist der Wasserhaushalt in der ungesättigten Zone fast ausschließlich durch Auf- und Abwärtsströmungen (Eindimensionalität) und einen mehr oder weniger regelmäßigen Wechsel beider Phänomene gekennzeichnet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:206). Die Bilanzierung des Wasserhaushalts in der ungesättigten Zone erfolgt durch Gegenüberstellung der Zu- und Abflüsse:

$$P + UF = E + T + I + R + DF \pm \Delta S$$

Gleichung 2-1

mit²

P *Niederschlag*

UF *kapillarer Aufstieg* - Wasseraufstieg vom Grund- oder Stauwasserspiegel gegen die Schwerkraft, bedingt durch Saugspannungsdifferenzen zwischen spannungsfreiem Grund- und Stauwasser und höheren Saugspannungen der darüberliegenden nicht wassergesättigten Bodenzone

E *Evaporation* – Verdunstung von unbewachsener Erdoberfläche

T *Transpiration* – Verdunstung von Pflanzenbeständen aufgrund biotischer Prozesse

I *Interzeptionsverdunstung* – Verdunstungshöhe von auf Pflanzenoberflächen zurückgehaltenem Niederschlag

R *Oberflächenabfluss* – Teil des abflusswirksamen Niederschlages, der über die Bodenoberfläche dem Vorfluter zufließt

DF *Grundwasserneubildung* – Teil des abflusswirksamen Niederschlages, der nach Durchsickerung der ungesättigten Zone die gesättigte Zone erreicht und unterirdisch dem Vorfluter zufließt

ΔS *Änderung der gespeicherten Bodenwasservorrats*

In dieser Arbeit wird DF auch synonym für abwärtsgerichtete Flüsse innerhalb des Wurzelraumes verwendet. Die Differenz von DF und UF kann auch als effektiver Fluss bezeichnet werden und steht in Abhängigkeit von der Höhe dieser Terme entweder auf der Zu- oder Abflussseite der Wasserhaushaltsgleichung. Aufgrund des ebenen Reliefs des Untersuchungsstandorts konnte bei der Wasserhaushaltsbilanzierung in dieser Arbeit der Oberflächenabfluss vernachlässigt werden. Weiterhin wurde die Interzeption, die nach DYCK & PESCHKE (1995:181) für landwirtschaftliche Kulturen zwischen 10 und 24% der Niederschlagssumme innerhalb der Vegetationsperiode betragen kann, vernachlässigt. Innerhalb des *Jenaer Expe-*

² Begriffsdefinition nach DIN, aus MENDEL et al. 2000:21-23

riments wurden zwar Daten zur Berechnung der plotspezifischen Interzeption erfasst, lagen jedoch bei Fertigstellung dieser Arbeit noch nicht vor.

Maßgeblichen Einfluss auf die Dynamik des Wasserhaushalts in der ungesättigten Bodenzone hat das atmosphärische Energie- und Wasserangebot als auch dessen Modifikation durch die Standortfaktoren Boden bzw. Grundwasserflurabstand sowie die Vegetation.

2.2 Ergebnisse experimenteller Biodiversitätsforschung – Interdependanz von Vegetation und Wasserhaushaltsgrößen

Die in den vergangenen 10 Jahren durchgeführten kontrollierten Biodiversitätsversuche in Grünlandökosystemen zeigten mehrheitlich, dass mit Zunahme der Artenzahl bzw. Vielfalt eine Erhöhung der jährlich erzielten Erträge (TILMAN et al. 1997, SYMSTAD et al. 1998, HECTOR et al. 1999) verbunden ist. Gekoppelt daran ist zumeist auch eine Zunahme des Bedeckungsgrades sowie der Blattflächenindizes der Bestände (NAEEM et al. 1994, NAEEM et al. 1995, TILMAN et al. 1996, SCHERER-LORENZEN 1999, SPEHN et al. 2000b).

Dieses Resultat steht somit im Widerspruch zur landwirtschaftlichen Intensivierung der Grünlandwirtschaft der letzten 50 Jahre, bei der hohe Erträge in artenarmen Agrarökosystemen erzielt werden. Allerdings konnte diese Steigerung der Erträge nur durch gezielte Steuerung beispielsweise durch Düngergaben, Bewässerung sowie Kultivierung besonders produktiver Sorten erreicht werden (SCHMID 2003b, ROSCHER 2004). Im Hinblick auf hohe bzw. steigende Erträge durch agronomische Maßnahmen, z.B. durch Steuerung des Bodenwasserhaushaltes, existieren zahlreiche Untersuchungen aus der landwirtschaftlichen Forschung.

In den „klassischen“ landwirtschaftlichen Untersuchungen von BRIGGS & SHANTZ (1927) und DE WITT (1958) sowie in zahlreichen späteren Arbeiten (u.a. TANNER & SINCLAIR 1983, HOWELL 1990) wurde eine positive lineare Beziehung zwischen Transpiration und pflanzlicher Biomasseproduktion nachgewiesen, sofern die aktuelle Transpiration unter der potentiellen blieb und vergleichbare agronomische Bedingungen vorzufinden waren. Der weitgehend lineare Zusammenhang ist damit zu erklären, dass die vielschichtigen physiologischen und biochemischen Reaktionen der Pflanzen bei Wassermangel in allen Fällen direkt oder indirekt mit der Produktivität in Verbindung stehen (ROTH 1988, KIRKHAM 1990). Durch die auf Erhaltung und Überleben der Pflanze ausgerichteten Adaptionstrategien, wie beispielsweise die gesteigerte Ausnutzung des transpirierten Wassers oder eine erhöhte Wasser-

aneignung über die Wurzeln, kann kurzzeitiger Wassermangel auch ohne Ertragssenkung kompensiert werden (ROTH & BERGMANN 1988, EHLERS 1990).

Auf natürlichen Standorten wird neben der Transpiration stets auch die Evaporation wirksam. Dadurch wird die Beziehung zwischen Wasserverbrauch und Ertrag zwar verschoben, bleibt aber bestehen (EHLERS 1996). Für verschiedene landwirtschaftliche Fruchtarten konnte die Linearität zwischen Wasserverbrauch (Evapotranspiration) und Ertrag für unterschiedliche Bezugszeiträume (Aufgang bis Ernte, Hauptwachstumsperiode) nachgewiesen werden (MUNDEL 1992, ROTH et al. 1993, GERIK & FREEBAIRN 2004). Diese Beziehung kann jedoch durch andere Wachstumsfaktoren wie beispielsweise durch das Nährstoffangebot modifiziert werden (EHLERS 1996).

Neben dieser funktionalen Beziehung zwischen Wasserverbrauch und Ertrag ist weiterhin der Zusammenhang zwischen dem Blattflächenindex und der Evapotranspiration bzw. deren Teilgrößen insbesondere aus dem landwirtschaftlichen Sektor allgemein bekannt. In Abhängigkeit vom Entwicklungszustand der Pflanzen, der nach EHLERS (1996) am Blattflächenindex (LAI = Leaf Area Index) gemessen wird, variiert im Verlauf der Vegetationsperiode der Anteil der Teilkomponenten der Evapotranspiration (Abb. 2-1).

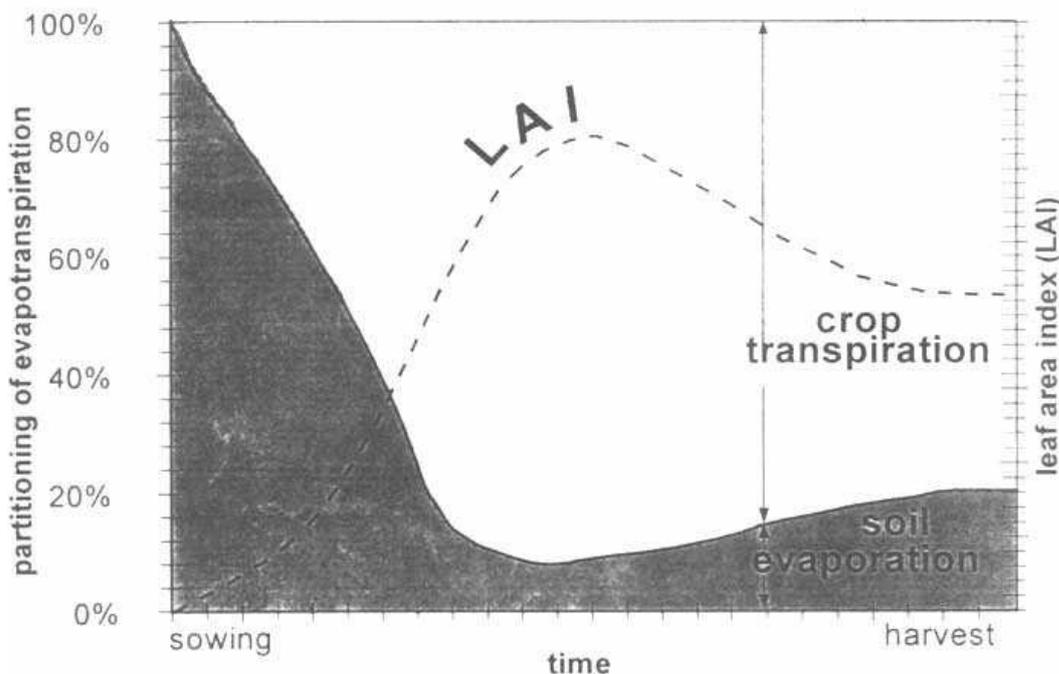


Abb. 2-1 Aufteilung der Evapotranspiration in die Teilkomponenten Evaporation und Transpiration in Abhängigkeit von der Entwicklung des Bestandes (LAI = Blattflächenindex) (aus ALLEN et al. 1998)

Während zu Beginn der Vegetationsperiode die Höhe der Evapotranspiration zu 100% durch die direkte Verdunstung von der Bodenoberfläche (Evaporation) bestimmt wird, fällt diesem

Anteil bei voll entwickeltem Bestand nur noch ca. 10% zu (ALLEN et al. 1998). Die Höhe der Evapotranspiration ergibt sich dann maßgeblich durch den Anteil der Transpiration. Gründe dafür sind, dass mit steigender Blattfläche der Anteil der Globalstrahlung der die Bodenoberfläche erreicht vermindert wird und demzufolge die Evaporation sinkt bzw. mehr Licht im Bestand verbleibt und photosynthetisch genutzt werden kann, was zu einem Anstieg der Transpiration führt (EHLERS 1996:134).

Der Zusammenhang zwischen LAI und Transpirationsrate (Transpiration/potentielle Evapotranspiration) im Verlauf der Vegetationsperiode entspricht einer Sättigungsfunktion, wie z.B. EHLERS (1991) für Hafer und AL-KHAFAT et al. (1978) für Baumwolle nachgewiesen haben. Nach EHLERS (1996:122) gilt für die meisten Kulturpflanzen, dass eine Steigerung des Blattflächenindex $>3 \text{ m}^2/\text{m}^2$ fast keine weitere Erhöhung der Transpiration nach sich zieht.

Ausgehend von diesen „klassischen“ Untersuchungen aus dem landwirtschaftlichen Sektor wäre demnach zu erwarten, dass wenn an die Zunahme der Artenzahl bzw. Vielfalt eine Erhöhung der jährlich erzielten Erträge sowie steigende Blattflächenindizes der Grünlandbestände gekoppelt sind, der Wasserverbrauch und explizit der transpirative Wasserentzug steigt.

Die Untersuchung des Bodenwasserhaushalts im Rahmen der experimentellen Biodiversitätsforschung in Grünlandökosystemen stand bisher nie im Hauptfokus der Forschungsaktivitäten. In einem Übersichtsartikel von SCHMID et al. (2002) sind lediglich drei Referenzen vermerkt: HOOPER & VITOUSEK (1998), STOCKER et al. (1999), SPEHN et al. (2000), die diesbezüglich Untersuchungen im Freiland vorgenommen haben. Hinzuzufügen sei hier, die Untersuchungen von SCHERER-LORENZEN (1999) im Rahmen des BIODEPTH-Projektes am Standort Bayreuth. Weiterhin wurden Untersuchungen im Labor unter kontrollierten Umweltbedingungen (NAEEM et al. 1994) sowie Gefäßversuche im Freiland (DUKES 2001, VAN PEER et al. 2004) bezüglich dieses Themas durchgeführt. TILMAN & DOWNING (1994) sowie VAN PEER et al. (2004) untersuchten zudem wie sich die Wasserverfügbarkeit auf die Produktivität (Biomasseertrag) der verschiedenen Systeme auswirkt. Unterschiede im experimentellen Aufbau (Labor vs. Freiland), der Betrachtungszeiträume (Einzelmesstermine vs. langjährige Betrachtungen) sowie der betrachteten Abflusskomponenten (Bodenfeuchte, Grundwasserneubildung, Evapotranspiration) machen einen Vergleich der bisherigen Ergebnisse schwierig, wie die folgenden Ausführungen zeigen.

HOOPER & VITOUSEK (1998) bestimmten im Biodiversitätsversuch in Kalifornien an vier Messterminen gravimetrisch den Wassergehalt tiefendiskretisiert bis 0,3 m Tiefe. Zu Beginn der Vegetationsperiode (April) konnte keine signifikante Korrelation zwischen dem Bodenwassergehalt und der Artenzahl (2-9) sowie Unterschiede der Bodenfeuchte zwischen den funktionellen Gruppen (frühzeitige und spätentwickelte einjährige Kräuter, Leguminosen, mehrjährige Gräser) registriert werden. Der Haupteffekt zu diesem Zeitpunkt war, dass vegetationsbestandene Plots im Mittel geringere Wassergehalte aufwiesen als Plots ohne Vegetation. Im September dagegen erwiesen sich die funktionellen Gruppen als Erklärungsgröße für die Variabilität der Bodenfeuchte in den unteren Bodenbereichen. Demnach sank der Wassergehalt mit Zunahme der Anzahl der funktionellen Gruppen. In den obersten 0,1 m wiesen einzelne bewachsene Plots höhere Wassergehalte auf als vegetationsfreie. Weiterhin wurde jede Fläche mit einer Saugkerze in 0,75 m (unterhalb der Wurzelzone) ausgestattet, um den Einfluss des unterschiedlichen Vegetationsbestandes auf die Höhe der Grundwasserneubildung zu untersuchen. *Die Hypothese, dass mit Zunahme der biologischen Artenvielfalt die Sickerwassermenge aus dem effektiven Wurzelraum geringer wird, konnte durch dieses Experiment nicht bestätigt werden.* Es ergab sich jedoch ein Kontrast in der Sickerwasserhöhe zwischen bewachsenen und unbewachsenen Flächen. Demnach wurden in vegetationsfreien Plots höhere Sickerwassermengen als unter vegetationsbestandenen Plots registriert.

Im Rahmen des BIODEPTH-Experimentes am Standort Lupsingen, dem Schweizer Teil des Gesamtprojektes, wurden während der Vegetationsperiode oberflächennah (bis 0,06 m) fünf Messungen des volumetrischen Wassergehalts vorgenommen (SPEHN et al. 2000a). Artenanzahl (1-32) als auch die Anzahl der funktionellen Gruppen (1-3) hatten zu diesen Messterminen keinen Einfluss auf die Variabilität der Bodenfeuchte. Jedoch war an 3 der 5 Messtermine die Artenzusammensetzung eine Erklärungsgröße für die Variabilität der Bodenfeuchte. Weiterhin wurde oberflächennah an zwei wolkenlosen Tagen die Bodentemperatur aufgezeichnet. Mit Zunahme der Anzahl der funktionellen Gruppen sowie der Artenanzahl war eine Abnahme der Oberflächentemperatur um 2K, zwischen Monokulturen und 27-Arten Mischungen, verbunden. Daraus wurde geschlossen, dass aufgrund des geringeren Blattflächenindex in den Monokulturen die Strahlungsdurchlässigkeit erhöht ist und dies dazu führt, dass die direkte Verdunstung von der Bodenoberfläche steigt.

STOCKER et al. (1999) untersuchte verschieden diverse Grünlandssysteme (Artenanzahl: 5-12-31) in den Ausläufern der Schweizer Juragebirge hinsichtlich ihres Gasaustausches (CO₂, Wasserdampf = Evapotranspiration). Zwischen den drei Diversitätsstufen wurde kein signifikanter Unterschied in der Höhe der Evapotranspiration festgestellt. Allerdings wurde

zum Zeitpunkt der Versuchsdurchführung auch kein positiver Zusammenhang zwischen der Artenzahl und der Produktivität erkannt.

Beschränkt auf die obersten 0,3 m wurden von SCHERER-LORENZEN (1999) im Rahmen des BIODDEPTH-Projektes am Standort Bayreuth tiefendiskretisiert gravimetrisch Wassergehalte unter verschieden diversen Artenmischungen (Artenanzahl: 1-16, Anzahl funktioneller Gruppen: 1-3) bestimmt. Zu Beginn der Vegetationsperiode (März) war weder eine Abhängigkeit zur Artenzahl bzw. Anzahl der funktionellen Gruppen festzustellen, noch Unterschiede zwischen bewachsenen und unbewachsenen Flächen. In der Hauptwachstumsphase (Juni) hingegen, nach einem Niederschlagsereignis von 28 mm/d drei Tage vor der Probenahme, wurde eine *negative Abhängigkeit zwischen Artenzahl bzw. Anzahl funktioneller Gruppen und der Bodenfeuchte* sowohl im tiefendisretisierten Bodenprofil von 0-15 cm als auch im Bereich von 15-30 cm registriert, d.h. mit steigender Vielfalt nimmt der Wassergehalt ab. Hierbei wäre anzumerken, dass die Variabilität der Bodenfeuchtemesswerte zwischen den Plots, mit $0,10 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ in 16-Arten Plots und ca. $0,13 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ in Monokulturen, nur sehr gering ist. Weiterhin wurde ein Kontrast in der Bodenfeuchte zwischen bewachsenen und unbewachsenen Flächen im oberen Bodenbereich (0-15cm) festgestellt. Unbewachsene Flächen waren deutlich trockener als bewachsene Plots. Er führte dies auf eine geringere Infiltrationskapazität bzw. auf einen höheren Oberflächenabfluss in unbestandenen Plots zurück. Nach einer längeren Trockenphase am Ende der Vegetationsperiode (Oktober) konnte die negative Korrelation zwischen Artenzahl bzw. Anzahl der funktionellen Gruppen und dem Bodenwassergehalt nur noch in dem tieferen Bodenbereich (15-30 cm) festgestellt werden. Aufgrund der fehlenden Transpiration wiesen unbewachsene Flächen zu diesem Zeitpunkt deutlich höhere Wassergehalte auf. Für die Messungen im Juni und Oktober bestand zudem eine *negative, hoch signifikante Korrelation zwischen dem Wassergehalt und dem Blattflächenindex der Bestände bzw. der oberirdischen Biomasse*. Die Anwesenheit von Leguminosen in den Mischungen resultierte in höhere Blattflächenindizes der Bestände, so dass auf diesen Flächen generell niedrigere Wassergehalte gemessen wurden.

Obwohl mit Zunahme der Artenzahl (9-15-31) auch eine Steigerung der Produktivität (Biomassertrag) verbunden war, konnte im ECOTRON-Laborversuch von NAEEM et al. (1994) kein systematischer Zusammenhang zwischen Artenanzahl und Sickerwassermenge hergestellt werden.

DUKES (2001) führte Gefäßversuche im Freiland (Kalifornien) durch, um zu testen, wie störanfällig verschieden diverse Systeme (Artenzahl: 0-4-8-12-16) gegenüber der Invasion einer exotischen Pflanzenart (*Centaurea*) sind. Die Ergebnisse zeigten, dass durch die In-

vasion dieser Art die Evapotranspiration, als Restglied der Wasserhaushaltsgleichung ermittelt, in artenarmen Mischungen erhöht wird. In höher diversen Beständen war die Invasion dieser Spezies weniger erfolgreich, so dass Unterschiede bzgl. der Evapotranspirationsleistung mit zunehmender Artenzahl geringer wurden. Hiermit kommt zum Ausdruck das biologische Vielfalt eine „Versicherung“ der Ökosystemfunktionen gegenüber Störungseinflüssen ist.

Die Störanfälligkeit von verschiedenen diversen Artenmischungen bei Wassermangel wurde in einer Feldstudie über 11 Jahre in Minnesota von TILMAN & DOWNING (1994) und in Gefäßversuchen über 13 Tage von VAN PEER et al. (2004) untersucht. Als Indikatorvariable wurde dabei die Ertragsbildung gewählt. Übereinstimmend konnte nachgewiesen werden, dass höher diverse Grünlandökosysteme resistenter gegen Perioden mit erhöhtem Wasserstress sind, also mehr Biomasse produzieren, als weniger diverse Systeme. TILMAN & DOWNING (1994) erklärten diese Tatsache, dass in artenreicheren Grünlandsystemen, die Wahrscheinlichkeit höher ist, dass trockenresistente Arten vorhanden sind, die den Ertragsverlust anderer Arten kompensieren. Weiterhin ermittelte VAN PEER et al. (2004) durch wiegen der Gefäße vor und nach der simulierten Trockenperiode den Wasserverbrauch. *Demnach geht die höhere Biomasseproduktion in artenreicheren Beständen mit einem erhöhten Wasserverbrauch einher.* Er führt dies auf eine größere Nischendifferenzierung und Interaktionsvielfalt (Komplementaritätseffekt, Kapitel 3.2) in höher diversen Mischungen zurück.

Wie aus diesem Abriss der bisherigen Forschungsergebnisse zu entnehmen, beschränken sich die Untersuchungen im Freiland bisher auf Stichtagsmessungen der Bodenfeuchte im oberflächennahen Bereich (bis 30 cm). Übereinstimmend zeigten HOOPER & VITOUSEK (1998) und SCHERER-LORENZEN (1999), dass innerhalb der Vegetationsperioden mit Zunahme der Diversität eine Abnahme der Wassergehalte verbunden ist, was auf einen erhöhten transpirativen Wasserverbrauch zurückgeführt wird. Hinzukommt die Deutung indirekter Größen wie die Bodentemperatur sowie die mittels Saugkerzen quantifizierte Grundwasserneubildung, die als Senkenleistung von Ökosystemen verstanden wird. HOOPER & VITOUSEK (1998) und NAEEM et al. (1994) konnten in ihren Untersuchungen keinen systematischen Zusammenhang zwischen Sickerwasserhöhe und Biodiversitätsniveau herstellen.

Die Glieder der Wasserhaushaltsgleichung anhand von im Freiland erhobenen Daten zeitlich und räumlich (plotspezifisch, tiefendiskretisiert) hoch aufgelöst zu quantifizieren und in Relation zu den plotspezifischen Vegetationseigenschaften zu setzen, wäre demnach in diesem Kontext erstmalig. Ein theoretischer Ansatz, d.h. ohne plotspezifische Daten der Boden-

feuchte, mit dem nur in Abhängigkeit vom LAI der verschiedenen Bestände eine Modifikation der Evapotranspiration und somit der Sickerwasserhöhe erfolgte, wurde im Rahmen des BIODDEPTH-Projektes durchgeführt (Siehe Kapitel 2.4).

Aufgrund der funktionellen Vernetzung der Systeme Boden-Planze-Atmosphäre hat nicht nur die Vegetation das Vermögen die Bodenwasserhaushaltskomponenten zu modifizieren auch in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften kann eine Beeinflussung der Bilanzgrößen erfolgen.

2.3 Interdependanz von Boden und Wasserhaushaltsgrößen

Alle Terme der Bodenwasserhaushaltsgleichung stellen raumzeitliche Variablen dar und werden, abgesehen vom Niederschlag und der Interzeption, maßgeblich durch das Wasserspeichervermögen und der hydraulischen Leitfähigkeit der Böden geprägt. In Abhängigkeit der Bodenart, die durch die Bodentextur bestimmt wird, dem Porenvolumen sowie der Porenverteilung ergeben sich Unterschiede in diesen bodenspezifischen Eigenschaften. So ist aufgrund der höheren nutzbaren Feldkapazität von Lehm- und Schluffböden während der Vegetationsperiode mit einer höheren Evapotranspiration bzw. in der darauf folgenden Herbst- und Winterperiode mit geringeren Sickerwassermengen zu rechnen, als unter Sand- und Tonböden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:206). Trocknet die Bodenoberfläche infolge andauernder Verdunstung ab, entstehen Potentialgradienten zwischen ihr und den tieferen Bodenschichten, so dass die Evapotranspiration des ungesättigten Bodens von der aufwärtsgerichteten Bodenwasserbewegung (kapillarer Aufstieg) und damit vom Bodenfeuchtegehalt und der ihm entsprechenden Wasserspannung abhängt (DYCK & PESCHKE 1995). Aufgrund des hohen Anteils von Grobporen (Porendurchmesser $>10 \mu\text{m}$) in einem Sandboden steigt das Wasser zunächst schnell, jedoch nur bis in eine geringe Höhe, über dem Grundwasserspiegel auf. In einem Schluffboden dagegen ist die aufsteigende Wassermenge zwar geringer, vermindert sich aber nach oben weniger schnell, was auf den höheren Anteil an Fein- und Mittelporen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:198) zurückzuführen ist. Somit kann, in Abhängigkeit des Grundwasserflurabstandes als auch der Wurzeltiefen, mit Zunahme der Bindigkeit der Böden eine Zunahme der aufsteigenden Wassermenge sowie der Evapotranspiration einhergehen. Auf grundwasserfernen Standorten steht der Vegetation lediglich das pflanzenverfügbare Bodenwasser im effektiven Wurzelraum zu Verfügung. Verdunstet die Vegetation direkt aus dem Grundwasserleiter, tritt der Einfluss der Bodeneigenschaften zu-

meist zurück. Die Evapotranspiration und somit auch die Sickerwasserhöhe ergeben sich dann alleinig aus der Höhe des kapillaren Aufstiegs (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998: 206). Die Infiltration ist der umgekehrte Vorgang des kapillaren Aufstiegs. Die Infiltrationskapazität ist gebunden an ereignisunabhängige Faktoren wie z.B. die Bodentextur, die ungesättigte und gesättigte Wasserleitfähigkeit der Bodenmatrix als auch an ereignisabhängige Faktoren wie z.B. die Niederschlagsintensität, der Wassergehalt des Bodens, die Verschlammungsneigung der Böden (GIERTZ 2004). Eine entscheidende Rolle spielen zudem die an die Bodenoberfläche reichenden Makroporen (spaltförmigen Schrumpfungsrisse, Wurzel- und Tierröhren (Wurmgänge), unregelmäßige Hohlräume). Der schnelle Transport von Wasser- und Nährstoffen in solchen riss- und röhrenförmigen Poren vorbei an der Bodenmatrix (BEVEN & GERMAN 1982, FLURY & FÜHLER 1994b) ist nach FLURY & FLÜHLER (1994b) eher die Regel als die Ausnahme. In Lysimeterversuchen wurde beispielsweise von GERMAN (1986) sowie ZENKER & DIESTEL (1999) nachgewiesen, dass Makroporenfluss in Folge von starken Niederschlagsereignissen zur schnellen Grundwasserneubildung beitragen kann. Aufgrund des verkürzten Wasser- und Stofftransfers (Boden-Grundwasser) erfolgt somit auch eine Abminderung der Filterung/Pufferung/Transformation von Nähr- und Schadstoffen im Boden. Im Gegensatz dazu erfolgt die Bewegung des in die Bodenmatrix infiltrierten Wassers kapillar (Matrixfluss) in den Mittel- und Feinporen entsprechend den Potentialunterschieden und der Leitfähigkeit des Bodens (KUTILEK & NIELSEN 1994).

2.4 Quantifizierung von Bodenwasserhaushaltsgrößen

Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt stehen grundsätzlich vor dem Problem, dass die direkte Messung von Bilanzparametern wie Evapotranspiration und Grundwasserneubildung beispielsweise mit Lysimetern messtechnisch sehr aufwendig, kostenintensiv bzw. ohne großräumige Störung des Systems unmöglich ist (BÖHM et al. 2002). Daher haben sich indirekte Ansätze in Form von Bodenwasserhaushaltsmodellen zur Bilanzierung von Wasser- und Stoffflüssen in Ökosystemen etabliert. Die derzeit bekannten Modelle zur Modellierung des Bodenwasserhaushalts unterscheiden sich in den konzeptionellen Ansätzen (Deterministische Modelle, Speichermodelle), ihrer Komplexität sowie der mathematischen Umsetzung hydrologischer Prozesse (HERBST et al. 2005). Übersichten zu bestehenden Wasser- und Stofftransportmodellen bzw. Modellansätzen geben das Internetportal der Uni Kassel (Register of Ecological Models (REM) 2005), HÖRMANN & SCHMIDT (1995), SIIMES & KÄMÄRI (2003) sowie GIMMI (2004:31-39).

Deterministische Modelle (= physikalisch basierte Modelle) versuchen die Glieder der Wasserhaushaltsgleichung sowie den Feuchtetransport im Boden durch physikalische Gesetzmäßigkeiten unter Verwendung physikalisch basierter Messgrößen zu berechnen. Zumeist wird für die Beschreibung des Wasserflusses in der ungesättigten Bodenzone die RICHARDS-GLEICHUNG (Kapitel 4.3.2.1) verwendet. Diese partielle Differentialgleichung wird numerisch durch (eindimensionale) raumzeitliche Diskretisierung unter Anwendung des Finite-Differenzen- oder Finite-Elemente-Verfahrens gelöst (HOLZMANN 1996). Mit diesen Modellen ist zumeist eine umfassende Beschreibung der hydrologischen Prozesse in der ungesättigten Bodenzone möglich. Jedoch ist dazu ein größerer Satz experimentell aufwendig zu bestimmender Eingabeparameter notwendig, was gleichzeitig den Hauptnachteil darstellt. Daher existieren eine Reihe vereinfachter Konzepte, um den Wasserfluss in der ungesättigten Zone zu beschreiben bzw. die Glieder der Bodenwasserhaushaltsgleichung zu quantifizieren (GIMMI 2004).

Der Grundgedanke bei der Erstellung von Speichermodellen (Kaskadenmodell, „tipping buckets“) ist die Gliederung des physikalischen Wassertransportprozesses in einzelne Komponenten, die durch einfache, lineare oder nichtlineare Speicherbeziehungen wiedergegeben werden (HOLZMANN 1996). Hydrologische Modelle dieser Art arbeiten zumeist mit einem Interzeptionsspeicher (Blatt bzw. Pflanze), einem oder mehreren Bodenspeichern und einem Grundwasserspeicher. Übersteigt der Inhalt eines Speichers die Speicherkapazität, fließt der Überschuss in den nächsten Speicher. Wenn der Verdunstungsanspruch nicht aus dem aktuellen Speicher gedeckt werden kann, wird er ebenfalls an den nächsten Speicher weitergegeben (HÖRMANN 2005). Der Vorteil dieser Modelle liegt in der Verwendung einfacher Kennwerte des Bodenwasserhaushalts, wie die Feldkapazität oder die nutzbare Feldkapazität, bzw. allgemein verfügbare klimatische Kenngrößen (Niederschlag, potentielle Verdunstung) und sie sind mit geringem Aufwand zu erstellen (HÖRMANN 2005). Aufgrund der eingeschränkten physikalischen Entsprechung werden jedoch Detailprozesse wie beispielsweise der kapillare Aufstieg nicht beschrieben (GIMMI 2004).

Zudem existieren Ansätze mit denen, anhand von tiefendiskretisiert erfassten Messwerten des volumetrischen Wassergehalts und unter Berücksichtigung der Wasserscheide im Boden, die Bilanzgrößen aktuelle Evapotranspiration und Versickerung zwischen zwei Messterminen berechnet werden können (Kapitel 4.3.1) (DVWK 238, 1996). Die Interzeption wird in diesem Verfahren nicht berücksichtigt. Außerhalb der Vegetationsperiode wird in diesen Ansätzen von potentiellen Verdunstungsbedingungen ausgegangen, da unter mitteleuropäischen Verhältnissen, aufgrund des ausreichenden Wasserdargebots, zumeist keine Wasser-

scheide im Boden ausgebildet wird bzw. diese nur kurzzeitig auftritt. Bei stark grundwasserbeeinflussten Standorten kann dieses Verfahren nicht angewandt werden. Dies liegt begründet in dem Einstellen von stationären Wassergehalten, d.h. der Wassertransport durch das Bodenprofil findet zwar statt, verursacht aber keine messbaren Wassergehaltsänderungen.

Im Rahmen des BIODDEPTH-Projektes am Standort Bayreuth wurde für die Bilanzierung von Nährstofffrachten die Sickerwasserhöhe mit Hilfe des einfachen Speichermodells BLAU (HUWE & SCHLATHER 1994) quantifiziert (SCHERER-LORENZEN 1999). Dabei wurde der Einfluss unterschiedlicher Diversität auf die Evapotranspiration - und damit auf die Sickerwasserhöhe - über den zeitlich aufgelöst erfassten Blattflächenindex der einzelnen Bestände integriert. Die dazu erforderliche potentielle Verdunstung wurde nach HAUDE (1955) bestimmt. Da der benötigte Haundefaktor, der sich in Abhängigkeit vom Blattflächenindex sowie vegetations- und bodenspezifische Konstanten ergibt, lediglich für landwirtschaftlichen Kulturen verfügbar war, wurde zur Kalibrierung der LAI - bezogenen Modellierung eigens ein Topfysimeterversuch am Beispiel von Glatthafer (ein Referenzplot) aufgebaut. Bei diesem wurde durch regelmäßiges Beschneiden der oberirdischen Biomassen der Blattflächenindex in vier Abstufungen (100%, 66%, 33%, 0%) variiert und über einen Zeitraum von 10 Wochen der Wasserhaushalt der Topfysimeter fast täglich durch Wiegen der Gefäße bzw. durch die Volumenbestimmung des Perkolats bestimmt. Anhand dieser Werte wurde das Modell BLAU kalibriert und invers die vegetations- und bodenspezifischen Konstanten des Haundefaktors bestimmt. Mit Hilfe dieser Daten konnte im weiteren Verlauf schließlich das Wasserhaushaltsmodell dem Blattflächenindex der experimentellen Bestände angepasst werden (SCHERER-LORENZEN 1999). Die Quantifizierung der Sickerwasserhöhe in Abhängigkeit vom Blattflächenindex erfolgte dann lediglich für die Profiltiefe 0,45m. Hinsichtlich der quantifizierten jährlichen Flüsse, anhand dessen die Nährstofffrachten bestimmt wurden, bestand zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots die größte Diskrepanz. Im Vergleich zu bestandenen Plots wurden auf Flächen ohne Bestand eine um 44% höhere Sickerwasserrate quantifiziert. Da während der Sommerhalbjahre die abwärtsgerichteten Flüsse auf vegetationsbestandenen Plots sehr stark reduziert waren, war die Variabilität der additiven jährlichen Flüsse mit einer Standardabweichung von ± 3 mm nur sehr gering. Demzufolge war die für das Jahr 1998 quantifizierte Stickstofffracht in den verschiedenen Beständen im Wesentlichen von der Nitratkonzentration in der Bodenlösung abhängig.

Gefäßversuche stellen somit eine Möglichkeit dar, Modelleingangsgrößen, die den differenzierten Vegetationsbestand charakterisieren, zu ermitteln und mit Hilfe einer LAI bezo-

genen Modellierung die Wasserbilanzgrößen zu quantifizieren. Jedoch unterliegt die Übertragbarkeit dieser Größen auf Feldbedingungen gewissen Unsicherheiten. So kann sich das Wurzelsystem nur begrenzt entwickeln, was zu einem reduzierten Wasserverbrauch führen kann. Weiterhin kann die kapillare Wassernachlieferung aus tieferen Bodenbereichen nicht nachgebildet werden. Am Grund dieser Gefäße bilden sich zumeist wassergesättigte Bodenbereiche aus, so dass die Evapotranspiration überschätzt und die Sickerwasserhöhe unterschätzt werden kann (SCHERER-LORENZEN 1999). Weiterhin können Randeffekte zur einer Modifikation der Bilanzgrößen führen. Aus den genannten Einflussgrößen ergab sich ferner ein um 31 % reduzierter Ertrag in den Gefäßen im Vergleich zu den Freilandträgen.

In der vorliegenden Arbeit wurde daher auf eine Parameteridentifikation anhand von Gefäßversuchen bzw. auf eine Kalibrierung des Modells auf Basis von Wasserhaushaltsuntersuchungen in Gefäßen verzichtet. Vielmehr sollten plotspezifische Daten im Freiland erhoben werden sowie geeignete Modellansätze ausgewählt werden, mit Hilfe dessen die Wasserbilanzgrößen zeitlich und räumlich diskretisiert erfasst werden können.

3 Untersuchungsstandort

Der Untersuchungsstandort befindet sich im Norden von Jena, in der Unteraue der Saale und erstreckt sich auf einer Fläche von ca. 10 ha (Abb. 3-1). Begrenzt wird die Fläche von extensiv genutztem Dauergrünland im Süden, der Wiesenstraße im Westen, einem Entwässerungsgraben eines landwirtschaftlich genutzten Schlages sowie von Kleingärten im Norden und im Osten durch die Saale. Naturräumlich gehört der Untersuchungsstandort nach MEYNEN et al. (1959) zum mittleren Saaletal, welches mit dem Austritt des Flusses aus dem thüringischen Schiefergebirge oberhalb von Saalfeld beginnt und an der Talverengung bei Dornburg endet. Das Saaletal ist in diesem Abschnitt „markant in die umgebenden Hochflächen der Saale-Elster-Sandsteinplatte und der Ilm-Saale-Kalkplatte“ eingeschnitten (BAUER 1959). Die Talauie in Jena erstreckt sich auf einer Breite von 400-1100 m und zeichnet sich durch ein ebenes Relief aus (SCHULTZE 1952).



Abb. 3-1 Untersuchungsstandort im Sommer 2003, Pfeile (schwarz) markieren den Verlauf der Pegelgalerie und des geologischen Schnitts in Abb. 3-2 Pfeil (rot) markiert die Lage des ehemaligen Wehrs

3.1 Naturräumliche Eingliederung

3.1.1 Geologie und Hydrogeologie

Das Gebiet um Jena gehört nach LEPPER & HEINRICH (1999) geologisch zu dem vorwiegend aus den Gesteinen der *Trias* aufgebauten Thüringer Becken. Die ältesten Gesteinsschichten der Triasformation (225-195 Mio. Jahre) bildet der Buntsandstein, darüber liegen Einheiten

des Muschelkalk und des Keupers. Die nächst jüngeren völlig kalkfreien Gesteine (gerundete Kiese, Quarzsande, Tone) wurden im *Tertiär* abgelagert und sind heutzutage, „taschenartig in den Muschelkalk eingesenkt“, beiderseits der Saale in 200-250 m über dem Saaleniveau (z.B. Jenzig, Gleisberg) vorzufinden (MÄGDEFRAU 1940, SEIDEL 1993). Im letzten Abschnitt des Tertiärs, dem Pliozän, begann die Einschneidung der Landoberfläche und somit die Bildung des mittleren Saaletals (MÄGDEFRAU 1940). Während der Kaltzeiten des *Quartärs* (Pleistozän) entstanden aus den abgesetzten fluviatil transportierten Schottermassen treppenartig angeordnete Terrassen. Die Weichselkaltzeitliche Niederterrasse liegt in der heutigen Flussaue bis maximal 7 m unter Gelände und hat eine Mächtigkeit von 2-3 m (STEINMÜLLER 2002:292). Die holozänen Sedimentserien im mittleren Saaletal lassen sich nach STEINMÜLLER (1971) in zwei Hauptphasen untergliedern: (i) eine grobklastische Akkumulation (Ablagerung von Kiesen, Sanden) und (ii) eine feinklastische Akkumulation (Auehmdeckschicht). Die holozänen Kiese und Sande sind rinnenartig in die Niederterrassenschotter eingesenkt. Die Auehmdeckschicht im Hangenden hat eine nivellierende Wirkung bezüglich des Reliefs und erreicht eine Mächtigkeit von maximal 3m (STEINMÜLLER 1971, UNGER & RAU 1967).

Die grundwasserführenden Schichten im Saaletal bei Jena sind zum einen der quartäre Kies- und Schotterkörper, mit einer Mächtigkeit von ca. 1,7–3,5 m sowie die Buntsandsteinformation (HOPPE 1952). Die Hauptversorgungsbasis mit Trinkwasser für Jena bilden heute die ergiebigen Wasservorräte v.a. aus dem Unteren und Mittleren Buntsandstein. Sie besitzen eine gute Wasserqualität und unterliegen nur geringen jahreszeitlichen Schwankungen. Noch bis in die 30er Jahre dienten auch die Grundwasservorräte des Kies-, und Schotterkörpers zur Trinkwasserversorgung. Aufgrund der geringen Ergiebigkeit und der Gefahr, in trockenen Zeiten uferfiltriertes Flusswasser zu erhalten, erwies sich die Nutzung dieser grundwasserführenden Schicht als uneffektiv (LEPPER & HEINRICH 1999).

Sedimentologische Untersuchungen am Untersuchungsstandort haben gezeigt, dass die Mächtigkeit der Auehmdeckschicht zwischen 1,5 und 2,6 m variiert. Die Basis der weichselkaltzeitlichen Niederterrasse befindet sich in ca. 6 m Tiefe und lagert direkt auf den Oberen Buntsandstein (ORTLEPP 2004). Diese für das mittlere Saaletal repräsentative Schichtenabfolge wird durch Untersuchungen von GÖTZE (1985) untermauert (Abb. 3-2).

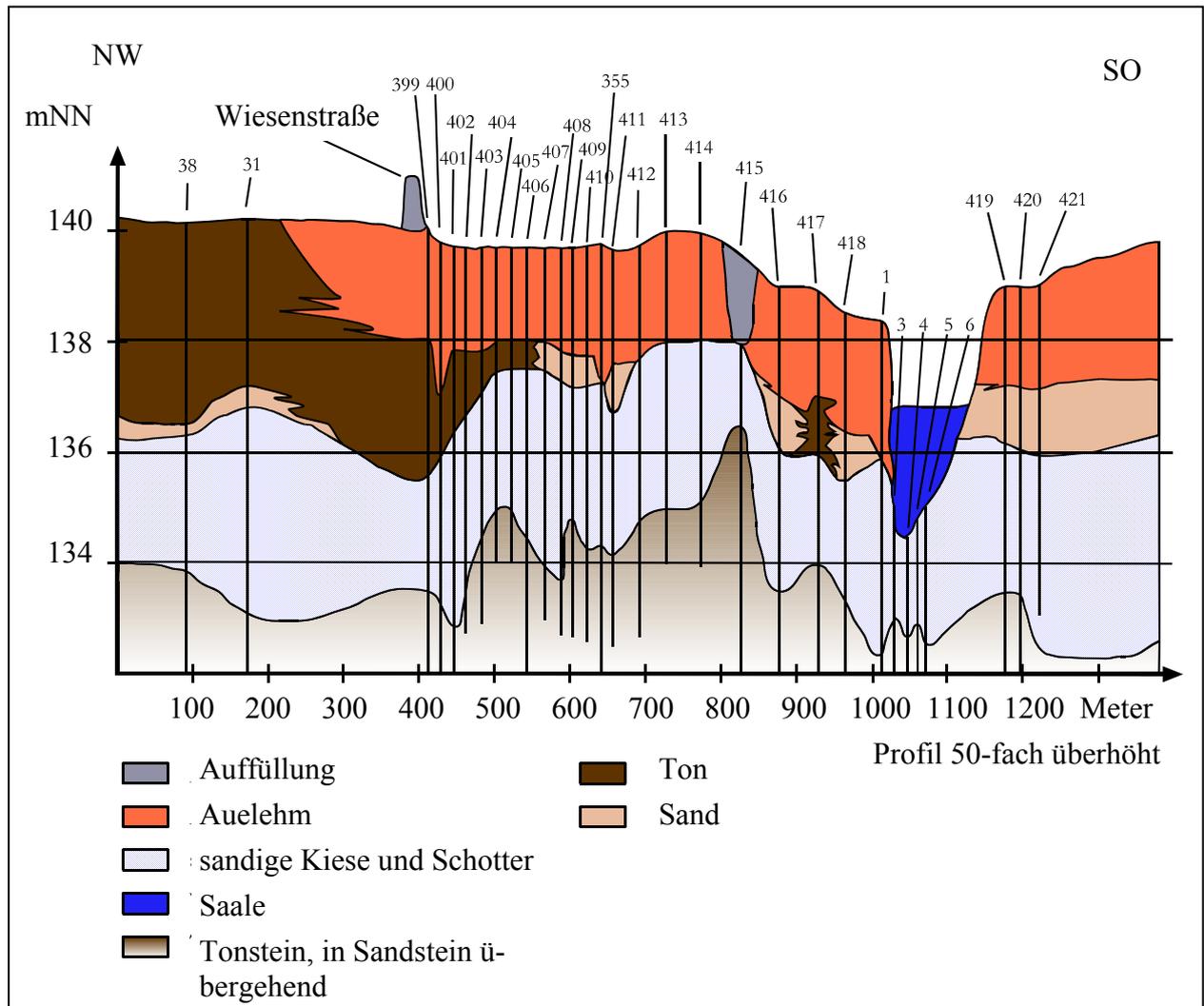


Abb. 3-2 Geologisches Profil der quartären Ablagerungen südlich der Untersuchungsfläche (Profilverlauf siehe Abb. 3-1) (verändert aus MOTHEs 1999 nach GÖTZE 1985)

Die räumliche Variabilität des Auelehms verursacht einen häufigen Wechsel zwischen gespannten, halbgespannten und ungespannten Verhältnissen. In Gebieten mit Tonüberdeckung ist mit gespannten Grundwasserverhältnissen zu rechnen (GÖTZE 1985). Eine flächenhafte Tonüberdeckung der quartären grundwasserführenden Schichten auf dem Untersuchungsstandort wurde durch ORTLEPP (2004) nicht nachgewiesen. Daher ist eher von ungespannten Grundwasserverhältnissen auszugehen. Die Speisung des quartären Grundwasserleiters erfolgt nach GÖTZE (1985) vorrangig über Randzuflüsse aus dem angrenzenden Festgestein (Muschelkalk) sowie über Zuflüsse von Nebenbächen (Steinbach und Gembdenbach) der Saale. Eine nur geringe Bedeutung für die Grundwasserspeisung kommt der Grundwasserneubildung aus Niederschlägen zu. GÖTZE (1985) schätzte die Grundwasserneubildungsrate in der Saaleaue auf ca. 126 mm/a.

Größtenteils fließt das Grundwasser der Saale breitflächig zu, stellenweise auch senkrecht zur Saale. Die Uferinfiltration ist nach GÖTZE (1985) aufgrund des hohen Kolmati-

onsgrades der Saale in dem betrachteten Flussabschnitt nur sehr gering. Als Ursache hierfür wird ein Wehr genannt, das von 1913–1978 an der in Abb. 3-1 markierten Stelle existierte (WRANA1961). Hinter dem Wehr erfolgte, infolge geringer Fließgeschwindigkeiten, vermehrt die Ablagerung feinkörniger Suspensionsfracht, was zur Verdichtung des Flussbetts führte. Unterhalb des ehemaligen Wehrkörpers wurde zur Entlastung eine Leitung (ca. DN2500) mit Anschluss an die Saale gebaut. Diese existiert heute noch und quert den Untersuchungsstandort in der südwestlichen Ecke.

3.1.2 Boden

In Abhängigkeit der im Gebiet um Jena anzutreffenden verschiedenen Ausgangssubstrate entwickelte sich eine „recht heterogene Gruppe von Böden“ (RAU 1974) (Abb. 3-3). Tonböden (Pelosole) sind charakteristisch für den Rötsockel an der Steilstufe zum Unteren Muschelkalk. Auf den Stufen des Muschelkalks sind fast ausschließlich Rendzinen, Böden mit hoher Basensättigung, vorhanden. In Abhängigkeit von der Stärke der Tonverlagerung unter Löss, welche vorrangig im Plateaubereich verbreitet sind, entstanden die Bodentypen Parabraunerde und Fahlerde.

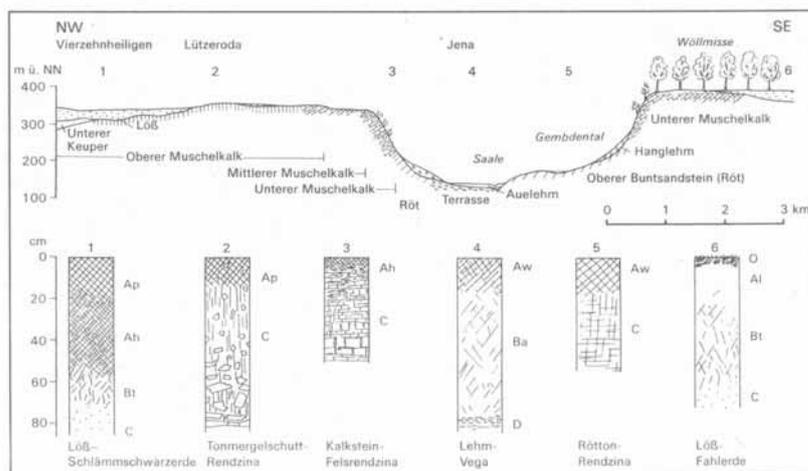


Abb. 3-3 Geländequerschnitt des Saaletals bei Jena mit der Verbreitung charakteristischer Bodentypen (aus RAU 1974: 975)

Als Auen werden allgemein hin die aus holozänen, fluviatilen Sedimenten aufgebauten Talauen von Flüssen und Bächen verstanden, soweit sie, ohne Berücksichtigung von Deichen, von einem Hochwasser überschwemmt werden können (SCHWARTZ et al. 2003). Hochwässer und Flussverlegungen führen häufig zu Sedimentumlagerungen, zur Erosion älterer und zur Anlandung jüngerer Auensedimente sowie zur Torfbildung in Altwässern und Senken. Da-

durch stellen Aueböden einen besonderen Standorttyp dar, der geprägt ist durch ein besonders heterogenes, kleinflächiges Bodenmosaik (KUNTZE et al. 1994:309). Der typische Bodentyp im Auenbereich ist Kolluvisol, meist tonig-schluffige Böden, die in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand als Lehm-Vegen, Gley-Vegen oder Ton-Gley angesprochen werden können (LEPPER & HEINRICH 1999). Die Korngrößenzusammensetzung des Auelehms ist dabei abhängig vom Substrat des Einzugsgebiets und von der Entfernung zum Flussbett (STEINMÜLLER 1971). Während sich in Ufernähe grobe und mittelkörnige Sande ablagern, erfolgt die Sedimentation von feinkörnigen Material und Schwebstoffen in größerer Entfernung vom Fluss (STEINMÜLLER 1971:1117).

3.1.3 Hydrologie (Saale) und Landnutzung

Die Saale entspringt im Fichtelgebirge nahe des Ortes Zell und mündet nach einer Länge von 427 km und einem Gesamtgefälle von 734m bei Barby in die Elbe. Sie besitzt ein Einzugsgebiet von ca. 23770 km². Das Stadtgebiet von Jena wird auf einer Gesamtlänge von 15 km von der Saale von Süd nach Nord durchquert. Seit der Inbetriebnahme der oberstromig liegenden großen Saaletalsperren, Bleiloch (1932) und Hohenwarthe (1941), wird die Dynamik des Flusses stark reguliert: Hochwasserspitzen werden gekappt bzw. es erfolgt eine Niedrigwassererhöhung. Dennoch weist die Wasserführung des Flusses einen deutlichen Jahresgang mit zwei Extrema auf, ein Maximum im März/April und ein Minimum im August/September (LEPPER & HEINRICH 1999). Im Mittel liegt der Durchfluss zwischen den beiden Pegelmessstellen Rothenstein (ca. 10 km flussauf) und Camburg-Stöben (ca. 20 km flussab) bei ca. 30 m³/s und der Normalpegel in Rothenstein beträgt 1,51 m (TLUG Jena). Trotz der Speicheranlagen können Hochwässer nicht gänzlich verhindert werden. Im Einzugsgebiet der Saale werden diese hauptsächlich ausgelöst durch (i) plötzlich einsetzende, intensive Schneeschmelze verbunden mit gleichzeitig auftretenden ergiebigen Regenfällen, (ii) großflächig ergiebigen Dauerregen, mit unter in Verbindung mit Abschmelzen des Restschnees und (iii) an Gewitterfronten gebundene Starkregenereignisse in den Sommermonaten (DEUTSCH & PÖRTGE 2001:398). Durch schrittweise Besiedlung und zunehmende landwirtschaftliche Nutzung der natürlichen Retentionsflächen verursachen Hochwässer heutzutage erhebliche Schäden und Verluste.

Nach ROTH et al. (2002) hat sich die Saaleaue bei Jena landschaftlich in den letzten 60-70 Jahren stark verändert. Vor der Inbetriebnahme der Talsperren wurden die Wirtschaftsflächen in der Saaleaue vorrangig als Dauergrünland, insbesondere als Wiesen genutzt, die ei-

ne ausgesprochene Vielfalt an Pflanzenarten (insgesamt 76 nach HUNDT (1961)) und Pflanzengesellschaften aufwiesen. Der Wegfall größerer Überflutungsereignisse bzw. die Anhebung des sommerlichen Grundwasserstandes führte zu veränderten landwirtschaftlichen Bedingungen. So betrug der Grünlandanteil 1955 zwischen Jena und Dorndorf nur noch reichlich 60% der Fläche von 1935/36. Zu trockene Standorte wurden in Ackernutzflächen überführt. Die stärkste Reduzierung des Grünlandes fand allerdings in den 60er und 70er Jahren, aus Zwang zur Ertragssteigerung in der damaligen DDR, statt. Uferbewuchs wurde beseitigt, Viehweiden auf Hanglagen verlegt, Entwässerungsmaßnahmen wurden durchgeführt, um so die bewirtschaftbaren, ertragsreichen Auenstandorte, intensiv landwirtschaftlich zu nutzen. Die Besiedelung (Neuanlage von Wohn- und Gewerbegebieten sowie Sport- und Kleingartenanlagen) der Auenlandschaft in den letzten 30 Jahren führte ebenfalls zum Rückgang von Dauergrünland und somit zur Beeinflussung und Gefährdung der ökologischen und landeskulturellen Funktionen der Talauen (ROTH et al. 2002). Inzwischen wird jedoch versucht, Wiesen zu regenerieren und als schützenswerte Landschaftskomponenten auszuweisen.

Auch der Untersuchungsstandort selbst wurde in den 60er Jahren von Dauergrünland vom Glatthaferwiesen-Typ (HUNDT 1961) in eine intensiv genutzte landwirtschaftliche Fläche zum Anbau von Gemüse und Getreide konvertiert und bis zum Beginn des *Jenaer Experimentes* als diese genutzt.

3.1.4 Klima

Überregional gesehen befindet sich Thüringen am „Übergang von maritimen Küstenklima zum Binnenklima“ (LEPPER & HEINRICH 1999). Das Lokalklima des Untersuchungsgebietes wird durch seine Tallage bestimmt und grenzt sich zu den umgebenden Hochflächen ab. Aufgrund der Reflexion der Strahlung an den kahlen Muschelkalkwänden und der windgeschützten Kessellage erreichen die Sommertemperaturen sehr hohe Werte. Im langjährigen Mittel (1961-1990) hat Jena 46 Sommertage ($T \geq 25^{\circ}\text{C}$), darunter 10 Tropentage ($T \geq 30^{\circ}\text{C}$) (Klimastation Schillergässchen Jena, KLUGE & MÜLLER-WESTERMEIER 2000). Die Wintermonate sind fast ozeanisch mild, so dass Jena insgesamt das mildeste Klima aller Stationen in Thüringen besitzt (SCHULTZE 1952). Das 30-jährige Mittel der Lufttemperaturen liegt bei $9,3^{\circ}\text{C}$ und der jährlichen Niederschlagshöhe bei 587 mm (KLUGE & MÜLLER-WESTERMEIER 2000).

3.2 Das Experimentelle Design des Jenaer Experiments

In Abhängigkeit der Ziele des Gesamtprojektes sowie der Kritik aus früheren Biodiversitätsversuchen ergab sich das experimentelle Design des weltweit größten ökologischen Freiland-

versuchs (ROSCHER 2004). Dieses ist darauf ausgerichtet, zwei in der Biodiversitätsforschung diskutierte Mechanismen soweit wie möglich voneinander zu differenzieren. Der Sampling-Effekt (AARSSSEN 1997, LOREAU 2000) beruht darauf, dass mit zunehmender Artenzahl die Wahrscheinlichkeit steigt, dass zufällig eine sehr produktive Art in der Mischung enthalten ist, die die hohe Produktivität des gesamten Systems erklärt. Dagegen steht die Erklärung mit dem Ansatz der komplementären Ressourcennutzung. Dieser zielt darauf ab, dass verschiedene Arten die gegebenen Ressourcen unterschiedlich nutzen können und somit insgesamt einen höheren Ertrag erzielen als eine Art alleine. Wichtige Arteigenschaften, die in Grünlandsystemen diesen Komplementaritätsmechanismus bedingen können, sind unterschiedliche Wurzeltiefen oder zeitlich segregierte Wachstumsperioden (VANDERMEER et al. 1998)

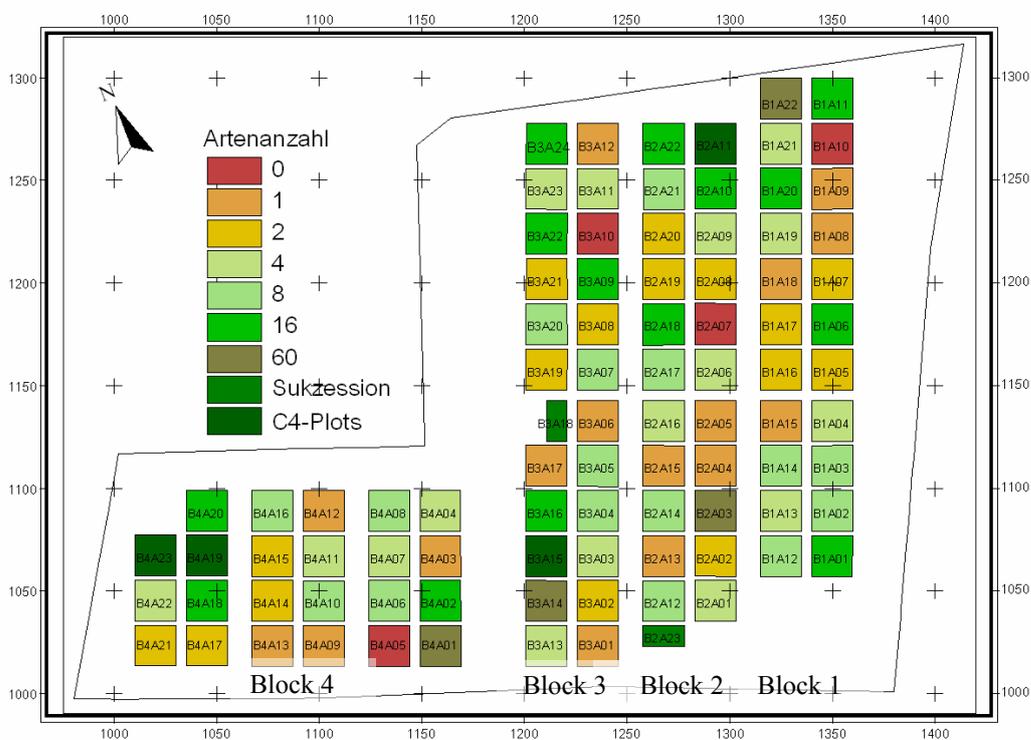


Abb. 3-4 Experimentelles Design – Ausrichtung und Bezeichnung der Plots und Blöcke, Farbliche Differenzierung der Plots in Abhängigkeit von der Artenanzahl

Das Hauptexperiment wurde auf 92 Versuchspartzen (Abb. 3-4), von je 20 x 20 m, im Frühjahr 2002 eingerichtet. Ausgehend von einem Artenpool, der 60 typische Pflanzenarten der zentraleuropäischen Frischwiesen umfasst, wurden auf diesen Flächen randomisiert verschiedene diverse Artenmischungen angesät. Dabei wurde ein Artenverlust in 6 Stufen simuliert (60, 16, 8, 4, 2, 1 Pflanzen) sowie die Anzahl an funktionellen Gruppen variiert. Die objektiven Kriterien für die Zuordnung der Einzelarten in funktionelle Gruppen waren morphologische (z.B. Wuchshöhe, Wurzeltiefe, Fähigkeit zur vegetativen Reproduktion), phänologische

(z.B. Blütezeit, Laublebensdauer) sowie das physiologische Merkmal von Arten Stickstoff zu fixieren (ROSCHER et al. 2004). Die 60 Arten wurden somit in vier funktionelle Gruppen unterteilt: Gräser (16 Arten), Kräuter mit niedrigem Wuchs (12 Arten), Kräuter mit höherem Wuchs (20 Arten) und Leguminosen (12 Arten). Die Faktoren „Artenzahl“ (S) und „Anzahl funktioneller Gruppen“ (F) wurden in den Artenzusammensetzungen möglichst unabhängig voneinander variiert. Für alle experimentellen Artenmischungen „S x F“ gibt es vier Wiederholungen außer bei den Monokulturen und den 2-Arten Mischungen, wo die Anzahl der Replikate erhöht ist. Als Referenzflächen wurden 4 Plots gänzlich ohne Vegetation, 2 C₄ Plots (C₄-Pflanzen besitzen höhere Assimilationsleistung im Vergleich zu C₃-Pflanzen), 2 Plots bei denen eine spontane Vegetationsentwicklung (freie Sukzession) möglich ist sowie 2 weitere Sukzessions Plots, jedoch mit 2-maliger Mahd, angelegt (Tab. 3-1). Anhang-Tab. 1 können detaillierte Angaben zu plotspezifischen Charakteristika bzw. ROSCHER et al. (2004) weitere Informationen zum experimentellen Design entnommen werden.

Tab. 3-1 Realisierte Kombinationen der Faktoren “S x F”

		<i>Artenanzahl (S)</i>						Anzahl der Plots
		1	2	4	8	16	60	
<i>Anzahl funktioneller Gruppen (F)</i>	1	16	8	4	4	2	34	
	2		8	4	4	4	20	
	3			4	4	4	12	
	4			4	4	4	4	16
Anzahl der Plots		16	16	16	16	14	4	82

In genesteten Teilflächen, auf einem Randstreifen von 5 m der großen Plots, erfolgte die Installation von projektspezifischen Teilversuchen sowie destruktive Erhebungen. Weiterhin wurden ca. 400 kleine Versuchsflächen (3,5 x 3,5 m) angelegt, um spezifische Hypothesen zu überprüfen.

Aufgrund bodenkundlicher Voruntersuchungen ist die gesamte Versuchsanlage in vier Versuchsblöcke unterteilt worden, die parallel zur Saale angeordnet sind (Abb. 3-4).

Zum Erhalt des Biodiversitätsgradienten werden die Parzellen 2x jährlich jeweils im April und im Juli gejätet. Die Bewirtschaftung erfolgt gemäß extensiv genutztem Grünland mit 2-maliger Mahd im Jahr und bisher ohne Düngung.

4 Material und Methoden

Um die formulierten Ziele dieser Arbeit zu erreichen, mussten raumzeitliche Daten auf verschiedenen Skalen sowohl vor Ort als auch im Labor erhoben werden. Des Weiteren hatte eine Auswahl geeigneter Modellansätze zu erfolgen, mit Hilfe derer die Bilanzgrößen der Bodenwasserhaushaltsgleichung plotspezifisch quantifiziert werden können. Die Datenerhebung orientierte sich somit auch an dem benötigten Eingangsdatensatz.

4.1 Konzept und Messnetz – Boden, Bodenfeuchte, Grundwasser

Die Ermittlung der benötigten raumzeitlichen Größen erfolgte auf Grundlage von Rasteruntersuchungen (Abb. 4-1). Während mittels der Boden- und Grundwasseranalysen Aussagen über Variabilitäten auf der Ebene des gesamten Untersuchungsstandortes gemacht werden sollen, orientiert sich die horizontale Rasterschrittweite der Bodenfeuchteinstrumentierung am experimentellen Design/Ausrichtung der Plots und soll plotspezifische Kenngrößen liefern. Die vertikale Differenzierung der Boden- und Bodenfeuchteuntersuchungen erfolgte in Anlehnung an die zu erwartenden maximalen Wurzeltiefen der Grünlandbestände bis 1m Tiefe.

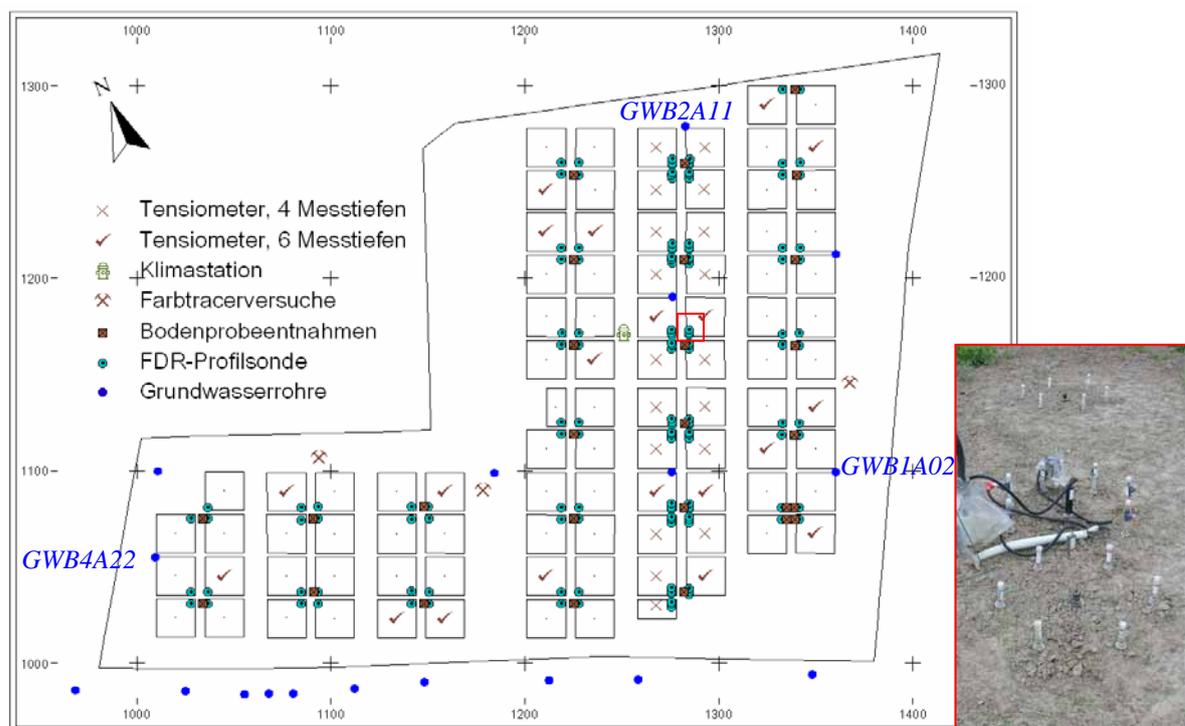


Abb. 4-1 Messnetz – Boden, Bodenfeuchte, Grundwasser (GWB1A02, GWB2A11, GWB4A22 – Kennzeichnung und Lage von Grundwassermessstellen) sowie Anordnung der Messgeräte im Feld

Zur plotspezifischen Charakterisierung der Bodenfeuchte wurde sowohl der Wassergehalt als auch die Wasserverfügbarkeit bzw. die Kraft, mit der das Wasser gebunden ist (Matrixpotential), gemessen (Abb. 4-1). Im Gegensatz zum Wassergehalt kann das Matrixpotential unabhängig von den Bodeneigenschaften miteinander verglichen und daraus die Wasserbewegung abgeleitet werden. Die plotspezifisch erfassten Daten der Bodenfeuchte dienen ferner zur Quantifizierung der Bodenwasserhaushaltsgrößen (Kapitel 4.3) unter Verwendung von Wasserhaushaltsmodellen. Das Messkonzept basiert auf der Annahme, dass die als Punktmessungen erhobenen Daten repräsentativ für den gesamten Plot sind.

Die Instrumentierung des Messnetzes war im Frühjahr 2003 abgeschlossen und besteht aus manuellen Messpunkten (Bodenfeuchte, Grundwasserpegel) als auch automatischen Stationen (4 Grundwasserpegel, Klimastation). Die manuelle Datenerfassung erfolgte über 21 Monate, beginnend im April 2003 bis Dezember 2004. Die automatischen Stationen lieferten darüber hinaus bis Ende März 2005 Datenmaterial. Daher bestehen Abweichungen bezüglich der zeitlichen Basis in der Ergebnisdiskussion, die anhand von hydrologischen Jahren (HY 2003: 01.04.03-31.03.04, HY 2004: 01.04.04-31.03.05) bzw. Sommerhalbjahren (SHJ 01.04.-30.09.) und Winterhalbjahren (WHJ 01.10.-31.03.) erfolgte.

4.2 Datenerfassung in Labor und Gelände

Die in Labor und Gelände erfassten Daten umfassen bodenkundliche Parameter, atmosphärische und hydraulische Randbedingungen sowie raumzeitliche Größen der Bodenfeuchte (Abb. 4-2). Die in Abb. 4-1 dargestellte Anordnung der Bodenfeuchtemessgeräte sollte eine in-situ Bestimmung der bodenartabhängigen pF-Kurve (Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Matrixpotential) als Grundlage für die Bodenwasserhaushaltsmodellierung erlauben. Da im Verlauf der Untersuchung die Absolutwerte der in situ erfassten volumetrischen Wassergehalte angezweifelt werden mussten (Kapitel 4.2.5.1), diese jedoch essentiell für die Erstellung der pF-Kurven sind, war dieses Vorhaben nicht zu realisieren. Stattdessen wurden die pF-Kurven herkömmlich mittels Stechzylinderproben im Labor erstellt.

	<p>Bodenkundliche Untersuchungen</p> <p>Erfassung bodenphysikalischer und -chemischer Parameter</p> <ul style="list-style-type: none"> - Entnahme von 189 ungestörten Bodenproben, tiefendiskretisiert - Analyse im Labor für Geoökologie (FSU Jena) 	
	<p>Erstellung von pF-Kurven (Grundlage für die Wasserhaushaltsmodellierung)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Entnahme von 27 ungestörten Bodenproben, tiefendiskretisiert - Analyse im Bodenlabor der TU Berlin, Fachgebiet Bodenschutz und Standortkunde 	
	<p>Die Bedeutung von Makroporenfluss - semiquantitative Erfassung</p> <ul style="list-style-type: none"> - Farbtracerversuche mittels Brilliant Blue - Tiefendifferenzierte Betrachtungen an 3 Standorten senkrecht zur Saale - Auswertung mittels überwachten Klassifikationsverfahren (ArcView GIS 3.2, Stuttgarter Neuronale Netze Simulator) 	
	<p>Erfassung des Sediment- und Nährstoffeintrages durch die Flut im Januar 2003</p> <ul style="list-style-type: none"> - Erfassung von 26 gestörten Bodenproben - Analyse im Labor für Geoökologie (FSU Jena) 	
	<p>Atmosphärische und hydraulische Randbedingungen</p>	
	<p>Erfassung meteorologischer Kenngrößen</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zentrale Klimastation auf Untersuchungsstandort 	
	<p>Erfassung der Grundwasserdynamik</p> <ul style="list-style-type: none"> - Automatische mittels MDS-Floater (Fa. SEBA Hydrometrie, Kaufbeuren) und manuelle Erfassung (Lichtlot) - 18 Grundwasserbeobachtungsrohre auf bzw. neben der Untersuchungsfläche 	
<p>Messnetz Bodenfeuchte</p>		
<p>Tiefendiskretisierte Erfassung des volumetrischen Wassergehaltes</p> <ul style="list-style-type: none"> - mittels FDR-Profilsonde PR1/6 (Fa. Delta-T-Devices, Cambridge, England) - Bestückung von 92 Plots (alle 20 x 20m großen Versuchspartzellen) mit 138 Messpunkten 		
<p>Tiefendiskretisierte Erfassung des Matrixpotentials</p> <ul style="list-style-type: none"> - mittels mechanischer Tensiometer (Fa. EcoTech, Bonn) - Bestückung von 38 Plots mit insgesamt 278 Geräten 		

Abb. 4-2 Überblick zu den erfassten Daten in Labor und Gelände

4.2.1 Bodenkundliche Untersuchungen

4.2.1.1 Bodenphysikalische und – chemische Parameter

Im Zuge der Etablierung des Untersuchungsfeldes wurden im Frühjahr 2002 räumlich verteilt an 27 Standorten ungestörte Bodenproben diskretisiert bis 1 m Tiefe entnommen. Die Diskretisierung erfolgte bis 0,4 m in 0,1 m- und von 0,4 m bis 1,0 m Tiefe in 0,2 m- Abstufungen. An allen 189 Bodenproben wurden am institutseigenen Labor für Geoökologie (i) die Korngrößenfraktionen nach KÖHN als kombinierte Sieb und Schlämmanalyse (DIN 19683, Teil 2) (ii) der Gehalt an organischer Substanz nach der Glühverlustmethode (DIN 19684, Teil 3), (i-ii) der Kalkgehalt als volumetrische Bestimmung nach SCHEIBLER (DIN 19684, Teil 5), (iv)

die Trockenrohddichte mittels des physikalischen Analysenverfahrens nach DIN 19683, Blatt 12 sowie (v) der gesättigte und aktuelle Wassergehalt thermogravimetrisch bestimmt. Als Probenvorbereitung erfolgte ein Absieben der Fraktionen > 2 mm, die mit durchschnittlich 0,42% an der Gesamtprobe einen vernachlässigbar geringen Anteil darstellen. Die verschiedenen bodenkundlichen Analysen erfolgten demnach nur für den Feinboden.

4.2.1.2 pF-Kurven

Für jegliche Berechnungen von Wasserbewegungen und anderen Größen des Bodenwasserhaushalts stellt die pF-Kurve eine essentielle Größe dar (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:189). Aus finanziellen Gründen konnten nur an 3 Standpunkten (B2A03, B2A06, B2A21) innerhalb von Block 2 aus jeweils 3 Bodenhorizonten (0,30 - 0,60 - 1,0 m) Stechzylinderproben entnommen werden. Die Beprobung je Tiefenstufe erfolgte in 3-facher Wiederholung, so dass insgesamt 27 Proben zur Analyse vorlagen. Die pF-Kurven wurden im Bodenkundelabor der TU Berlin nach der Druck-Methode von RICHARDS (1931) erstellt. Dabei wurden die Gleichgewichtswassergehalte für die Druckstufen $pF = 1,8; 2,0; 2,5; 3,0$ und $4,2$ bestimmt.

4.2.1.3 Farbtracerversuche

Um die Bedeutung des schnellen „präferentiellen“ Flusses für den Untersuchungsstandort semiquantitativ zu erfassen, wurden Farbtracerversuche durchgeführt. Senkrecht zur Saale wurden an drei Standorten (Abb. 4-1) auf jeweils drei benachbarten Plots (0,5 x 1 m) mit unterschiedlicher Vegetationsbedeckung (Grasbedeckung ca. 0,05 m und 0,15 m hoch, ohne Vegetation) Starkregenereignisse simuliert. Dazu wurde ein transportabler, „non-pressurized“ Niederschlagssimulator (BOWYER-BOWER & BURT 1989) verwendet. Als Tracer kam der Lebensmittelfarbstoff Brilliant Blue FCF zum Einsatz, der zur optischen Markierung präferentieller Fließwege bereits in mehreren Untersuchungen angewendet wurde (FLURY & FLÜHLER 1994a, ALBRECHT et al. 2002, KASTEEL et al. 2005). Jeder beregnete Plot war mit einer FDR-Profilsonde (Kapitel 4.2.5) bestückt, um die Sickerwasserbewegung während der Beregnung über Messungen des volumetrischen Wassergehalts im Tiefenprofil erfassen zu können. Innerhalb von ein bis zwei Tagen nach der Beregnung wurden bis zu 8 horizontale und bis zu drei vertikale Grabungsschnitte pro Plot präpariert und das Fließmuster des Farbtracers photographisch (Nikon D100) dokumentiert.

Die Bilder wurden anschließend mit einem überwachten Klassifikationsverfahren ausgewertet. Zum Einsatz kam eine Kombination aus ArcView GIS 3.2 und dem Stuttgarter Neu-

ronale Netze Simulator (BEHRENS et al. 2005, BEHRENS & SCHOLTEN 2005). Die Klassifikation erfolgte auf Basis der Grauwerte der drei Farbkanäle des RGB-Farbspektrums. Als Lerninformationen für das Neuronale Netz wurden je Bild manuell Referenzpunkte auf die durch den Tracer eingefärbten Bereiche, die nicht durch den Tracer gefärbten Bereiche sowie die Makroporen in Form von Röhren gesetzt. Diese drei Klassen bilden somit die Grundlage der weiteren Analysen (Abb. 4-3). Die Analyse erfolgte mit Hilfe des Resilient Backpropagation Verfahrens (RIEDMILLER & BRAUN 1992). Die verwendete Netzwerktopologie besteht aus der Eingabeschicht aus drei Zellen für die Farbkanäle, einer verdeckten Schicht mit 10 Zellen und einer Ausgabeschicht mit drei Zellen für die zu lernenden Klassen. Die Lerniterationen wurden auf 100 festgesetzt. Das erlernte Neuronale Netz wurde abschließend in ArcView visualisiert (BEHRENS et al. 2005). Da die Ergebnisse einen kontinuierlichen Bereich zwischen 0 und 1 für jede der drei prognostizierten Klassen abdecken, erfolgte anschließend eine automatische Klassifikation (BEHRENS & SCHOLTEN 2005). Abschließend wurden die drei Klassen in einer Rasterdatei zusammengefasst. Über die Auszählung der Pixel jeder Klasse kann so der Flächenanteil der präferentiellen Fließwege, der Makroporen sowie der trockenen Zonen bestimmt werden.

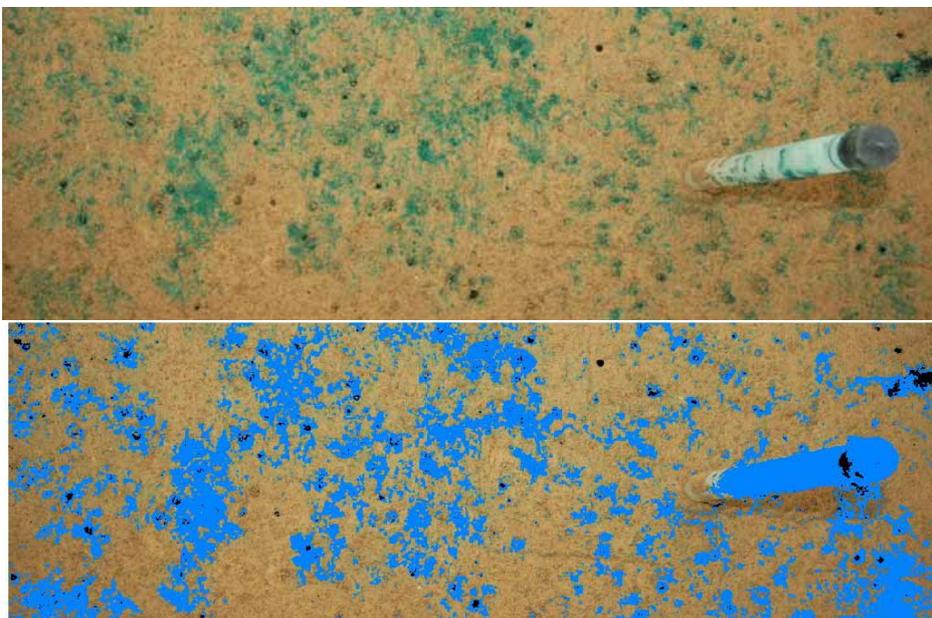


Abb. 4-3 Präparierter Grabungsschnitt am Standort Block 3-4/Plot 2 im Original (oben) sowie nach der Klassifizierung (unten)

Trotz der beachtenswerten Klassifikationsergebnisse mussten einzelne Aufnahmen nachträglich weiter bereinigt werden (Abb. 4-3). Gründe dafür waren ungleichmäßig ausgeleuchtete Photos sowie das im Bild befindliche FDR-pipe und dessen Schattenwurf. Diese Bereiche, die entweder den Klassifizierungsergebnissen des gefärbten Bodenanteils oder der Makroporen

zugeordnet wurden, wurden nachträglich aus dem Bild „ausgestanzt“ und wenn möglich visuell der richtigen Klasse zugeordnet oder aber von der Gesamtpixelzahl abgezogen.

4.2.1.4 Sedimentanalysen – Flut im Januar 2003

Durch flächendeckend ergiebige Niederschläge in den ersten Januartagen 2003 kam es landesweit zu einer Verschärfung der Abflussverhältnisse von der auch die Untersuchungsfläche betroffen war. Ca. 60 % der Fläche wurden am 05.01.2003 überschwemmt. Der Scheitelabfluss der Saale am Pegel Rothenstein betrug am 04.01.2003 225 m³/s (h = 3,8 m) und einen Tag später am Pegel Camburg-Stöben 222 m³/s (h = 4,12 m). Dem Scheitelabfluss am Pegel Camburg-Stöben wurde ein HQ(20) zugeordnet (TLUG Jena). Nachdem Mitte Januar der Wasserstand der Saale gefallen und die Fläche größtenteils wieder entwässert war, wurden räumlich verteilt 26 *Sedimentproben* eingesammelt. Das aufgelandete Material wurde von den, mit der Bodenoberfläche abschließenden, Deckeln (definierte Fläche) der Kisten, in denen die „Nährstoff-Teilprojekte“ ihre Probenflaschen aufbewahren, entnommen (Abb. 4-2). Die Proben wurden bei 50 °C getrocknet und anschließend durch Auswiegen die Masse des aufgelandeten Materials bestimmt, Korngrößenanalysen nach KÖHN durchgeführt und der Anteil an organischer Substanz bestimmt. Aufgrund der glatten Oberflächenbeschaffenheit der Deckel, im Gegensatz zu der rauhen bewachsenen Oberfläche des Untersuchungsfeldes, kann man davon ausgehen, dass die ermittelte Sedimentationsrate nur ein Minimum darstellt.

4.2.2 Atmosphärische Randbedingungen - Meteorologische Kenngrößen

Die zeitliche Dynamik des Bodenwasserhaushalts wird maßgeblich durch die klimatischen Rahmenbedingungen gesteuert. Daher wird auf dem Untersuchungsstandort eine automatisch registrierende Wetterstation betrieben (KOLLE 2004/MPI-BGC Jena, unveröffentlicht). Diese erfasst im 10-Minuten-Intervall unter anderen die in Tab. 4-1 aufgeführten klimatischen Kenngrößen.

Tab. 4-1 Erfasste Parameter an der Klimastation

<i>Parameter</i>	<i>Zeichen</i>	<i>Einheit</i>	<i>Messhöhe/tiefe</i>
Niederschlag	P	[mm]	1 m
Relative Luftfeuchte	U	[%]	2 m / 5 m
Lufttemperatur	T	[°C]	2 m / 5 m
Globalstrahlung	R _G	[J/cm ²]	2 m
Windgeschwindigkeit	v ₂	[m/s]	2 m
Volumetrischer Wassergehalt des Bodens	WG	Vol%	In den Tiefen: 0,08-0,16-0,32-0,64-1,28 m

Aus den vorliegenden meteorologischen Kenngrößen wurden Tageswerte generiert. Anhand dessen erfolgte die Berechnung der potentiellen Verdunstung (ETp), welche neben der Niederschlagshöhe essentiell für die Quantifizierung von Wasserhaushaltsgrößen mittels Bilanzmodellen ist.

Die potentielle Evapotranspiration stellt die maximal mögliche Verdunstung einer natürlich bewachsenen Fläche (niedrige Grasdecke) dar und wurde in der vorliegenden Arbeit nach dem Kombinationsverfahren von WENDLING (1991) nach PENMAN berechnet. Hierzu wird die klassische PENMAN-Beziehung (Gleichung 4-1) in einen Strahlungsterm E_R (Gleichung 4-2) und einen Ventilations-Feuchte-Term E_A (Gleichung 4-3) gegliedert (DVWK 238, 1996):

$$ETp = \frac{s}{s + \gamma} \times E_R + \frac{\gamma}{s + \gamma} \times E_A \quad \text{Gleichung 4-1}$$

mit

$$E_R = \frac{0,6 \times R_G}{L} \quad \text{Gleichung 4-2}$$

$$E_A = 0,063 \times (1 + 1,08 \times v_2) \times (e_s(T) - e) \times S_R \quad \text{Gleichung 4-3}$$

Bei Verwendung der relativen Luftfeuchte U und einer Näherungsformel für die Temperaturfunktion $\left(\frac{s}{s + \gamma}\right)$ ergibt sich die potentielle Verdunstung wie folgt (Gleichung 4-4):

$$ETp = g(T) \times \left(\frac{0,6 \times R_G}{L} + 0,66 \times (1 + 1,08 \times v_2) \times \left(1 - \frac{U}{100} \right) \times S_R \right) \quad \text{Gleichung 4-4}$$

$$\text{und } g(T) = \frac{s}{s + \gamma} \approx 2,3 \times \frac{T + 22}{T + 123}$$

L	[(J/cm ²)/(mm)]	spezielle Verdunstungswärme (= 249,8 - 0,242 * T)
S _R	[-]	relative Sonnenscheindauer = Verhältnis der astronomisch möglichen Sonnenscheindauer (S ₀) zu der bei Tag- und Nachtgleiche (= S ₀ / 12), Angaben zu S ₀ im DVWK 238 (1996) in Abhängigkeit vom geographischen Breitengrad und Tag im Jahr

Mittels der kontinuierlich erfassten volumetrischen Wassergehalte wurde überprüft, inwieweit sich die höhere Auflösung auf die bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen (Kapitel 7.2.1), welche auf wöchentlich erfassten Daten beruhen, auswirken.

Im Juni 2004 wurde die Messtechnik an der Klimastation erweitert, so dass der latente Wärmestrom als Synonym für die aktuelle Verdunstung als Restglied der Wärmehaushaltsbilanz nach der Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode ermittelt werden konnte (KOLLE 2004, MPI-

BGC Jena). Diese Daten wurden mir für den Zeitraum vom 1.6.2004-31.11.2004 von O. Kollé (MPI-BGC Jena) für diese Arbeit überlassen.

4.2.3 Hydraulische Randbedingungen - Grundwasserstand

Auen stellen Interaktionsräume zwischen den ansonsten oftmals entkoppelten Systemen Grundwasser und Oberflächengewässer dar. Das Grundwasser unterliegt daher einer hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität. Um diese zu erfassen, wurde ein Messnetz bestehend aus 18 Grundwassermessstellen (GWM) betrieben. Die Aufzeichnungen erfolgten sowohl manuell mittels Lichtlot (Fa. Hydrotechnik GmbH, Obergünzburg) als auch automatisch.

Auf dem Untersuchungsfeld wurden im Frühjahr 2003 räumlich verteilt 8 Grundwassermessstellen errichtet (Abb. 4-1). Dazu wurden Schlitz- und Vollrohre (DN50, je 1 m lang) aus PVC verwendet. Die Einbautiefe der eingebrachten Rohre variiert zwischen 1,6 m (Hochwasserpegel) und 3,6 m (Anhang-Tab. 2). Die tiefer ausgebauten Grundwassermessstellen erfassen somit die grundwasserführende Schicht der holozänen Kiese und Sande. Drei der tiefer ausgebauten Grundwassermessstellen (in Abb. 4-1 blau gekennzeichnet) wurden mit einem SEBA Messdatensammler Typ MDS-Floater (Fa. SEBA Hydrometrie, Kaufbeuren) ausgestattet, der im Stundenintervall den Grundwasserstand aufzeichnet. Die Änderung des Wasserstandes wird mit diesem Schwimmersystem über die Winkeländerung des Laufrades, über das eine Kugelmesskette läuft, bestimmt. Der Schwimmerkörper ist mit dem Gegengewicht über diese Kette straff verbunden. Mittels magnetischer Abtastung wird die Drehbewegung des Laufrades, durch die Auf- und Abwärtsbewegung des Schwimmers, umgerechnet in eine Längenänderung und als digitales Signal direkt an den Messwertspeicher weitergegeben. Die messstellenspezifische Anpassung erfordert eine Justierung der Messwerte durch Eingabe eines Handmesswertes. Dies erfolgte anhand von Lichtlotmessungen. Über ein Interfacekabel wurden die Daten mit der Auslesesoftware WBedien 32bit in regelmäßigen Abständen ausgelesen, konvertiert und gespeichert.

Bei den verbleibenden Grundwassermessstellen erfolgte die Messung des Grundwasserstandes im wöchentlichen Messrhythmus mittels Lichtlot. Hierbei wurde seit Dezember 2002 auch die im Süden der Fläche, senkrecht zur Saale verlaufende Pegelgalerie beprobt. Diese wurde durch die TLUG Jena installiert und betrieben. Die Basis der Grundwasserrohre befindet sich zwischen 2,7 m – 7,2 m uGOK. In Abhängigkeit von der Einbautiefe wird als grundwasserführende Schicht entweder die pleistozäne Niederterrasse oder der stark mineralisierte Obere Buntsandstein erfasst (mündl. Mitteilung von A. Riese, TLUG Jena, 17.06.2003). Im Zeitraum vom 15.5.1996-22.03.2002 wurde an der saalefernen Messstelle 5035220006

(Bezeichnung nach TLUG Jena) wöchentlich der Grundwasserstand erfasst. Demnach betrug der langjährige mittlere Grundwasserflurabstand $2,31 \text{ m} \pm 0,38 \text{ m}$.

Die Grundwassermessstellen wurden im lokalen Koordinatensystem (Abb. 4-1) geodätisch nach Höhe über Normalnull (mNN) eingemessen, so dass zum einen der Grundwasserflurabstand (Distanz zwischen GOK und Grundwasseroberfläche) und zum anderen der niveaubezogene Grundwasserstand, der für die Konstruktion eines Grundwassergleichenplans benötigt wird, erfasst werden konnte. Die manuelle Erfassung der Grundwasserstände endete im Dezember 2004, die automatische Messwerterfassung besteht weiter fort.

4.2.4 Matrixpotential

Das Matrixpotential Ψ_M beschreibt die Arbeit, die verrichtet werden muss, um eine Mengeneinheit Bodenlösung dem Boden in einer bestimmten Höhe zu entziehen (HARTGE & HORN 1999). Als Druck aufgefasst, entspricht Ψ_M einem negativen hydrostatischen Druck und durch Entfallen des Vorzeichens wird der Zahlenwert auch als Wasserspannung (Saugspannung) bezeichnet. Bei abnehmendem Wassergehalt im Boden sinkt das Potential bzw. steigt die Wasserspannung, da die matrixbedingten Kräfte versuchen, das Wasser stärker zu binden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:186). (In dieser Arbeit werden demnach die Begriffe Matrixpotential und Wasserspannung (Saugspannung) nicht synonym verwendet.) Wählt man die Grundwasseroberfläche als Bezugsgröße wird das Matrixpotential an dieser Stelle null und unterhalb der Grundwasseroberfläche nimmt es einen positiven Zahlenwert an. Das Wasser im Boden bewegt sich entsprechend den Potentialgradienten, immer von Stellen höheren Potentials zum niedrigeren.

Zur Erfassung des Matrixpotentials wurden standardmäßige Einstichtensiometer (Fa. ecoTech, Bonn) verwendet. Ein Tensiometer ist eine mit Wasser gefüllte poröse Zelle, die luftdicht an ein Unterdruckmanometer angeschlossen werden kann. Die Zelle ist im Kontakt mit der Bodenmatrix und durch die Poren der Keramik gibt es eine hydraulische Verbindung zwischen dem Bodenwasser und der Wassersäule im Tensiometer. Hierdurch wird das Matrixpotential im Boden über die Kapillaren der Keramik auf das Wasser im Tensiometer übertragen (SCHLICHTING et al. 1995). Die Messbereichsgrenze der Tensiometer liegt bei -85 kPa abzüglich Wassersäule.

Insgesamt wurden 38 Plots mit 278 mechanischen Tensiometern im Herbst 2002 und Frühjahr 2003 bestückt. Die Tensiometer wurden kreisförmig im Abstand von $0,3 \text{ m}$ um die Glasfaserrohre der FDR-Profilsonde angeordnet (Abb. 4-1). In Block 2 wurde jeder Plot ($n=23$) mit Tensiometern bestückt. Außer in den Monokulturen wurden pro Messtiefe zwei Tensiometer

im Abstand von ca. 3 m installiert. Weiterhin wurden in diesem Block, um hochaufgelöste Messwerte der Wasserspannung zu erhalten, 98 automatische Tensiometer (Fa. EcoTech, Bonn) und 6 Equitensiometer (Fa. Ecomatik, Dachau), deren Messbereich von 0 bis minus 1600 kPa reicht, installiert. Aufgrund von Blitzeinschlägen auf dem Untersuchungsfeld und der damit verbundenen teilweisen Zerstörung der Messsensoren sowie Problemen bei der Automatisierung wurden diese Geräte bereits nach 4 Monaten wieder außer Betrieb genommen. In Block 1, 3 und 4 wurden jeweils nur die 5 Plots entlang des Biodiversitätsgradienten (Artenzahl: 0 – 4 – 8 – 16 – 60 und alle funktionelle Gruppen im gleichen Verhältnis), in einfacher Ausführung mit mechanischen Tensiometern ausgestattet. Die beprobten Tiefen entsprechen den Messtiefen der FDR-Profilsonde, wobei nur in den Plots entlang dem Biodiversitätsgradienten alle sechs Tiefen erfasst werden. Auf der Mehrzahl der Plots wird das Matrixpotential in den Profiltiefen 0,1 – 0,3 – 0,6 und 1,0 m Tiefe gemessen.

Der Einbau der Tensiometer erfolgte mit den vom Hersteller empfohlenen Geräten. Um einen vollständigen hydraulischen Anschluss der Tensiometerzelle mit dem umgebenden Boden zu erhalten, wurde diese mittels Boden/Wasser-Suspension in den jeweiligen Messtiefen eingeschlämmt. Um das Herabrinnen von Niederschlagswasser am Schaft zu verhindern, wurde jedes Tensiometer mit einer Gummimanchette versehen. Zwei Tage vor der eigentlichen Messung wurden die Tensiometer mit entgastem, destilliertem Wasser befüllt und luftdicht mittels Septumsstopfen verschlossen. Um im Winter eine Beschädigung durch Frost zu verhindern und die Perioden ohne Daten zu minimieren, wurden die Tensiometer von Oktober bis März mit einem Wasser-Ethanol-Gemisch (3:1) befüllt (WENDT et al. 1978). Für die Messung wird über eine Spritzenkanüle, die mit dem tragbaren Unterdruckmanometer (Fa. GREISINGER electronic GmbH, Regenstauf) verbunden ist, der Septumsstopfen durchstoßen, der Messwert angezeigt und protokolliert. Die Anzeige des Matrixpotentials erfolgte in mbar und nach Abzug der Länge der hängenden Wassersäule erhält man das Matrixpotential in den beprobten Tiefenhorizonten.

Die manuelle *Messwerterfassung* erfolgte zeitgleich mit den Messungen des volumetrischen Wassergehalts im wöchentlichen Modus. Als Folge von extremen Witterungsercheinungen (Hitzeperiode im Sommer 2003) sowie der beharrlichen Neugier von Dohlen, die bevorzugt die Tensiometer von den Stopfen befreit haben v.a. dann wenn die Messgeräte sichtbar waren (Frühjahr/Herbst), konnten Messwertausfälle nicht immer verhindert werden. Während des Untersuchungszeitraumes (April 2003 - Dezember 2004) erfolgte die manuelle Messwerterhebung an 78 Terminen.

4.2.5 Volumetrischer Wassergehalt

In den letzten Jahren wurde verstärkt an der Entwicklung berührungslos arbeitender Sensoren zum flächendeckenden Monitoring der Bodenfeuchte z.B. durch den Einsatz von „Ground Penetrating Radar“ gearbeitet. Trotz bemerkenswerter Fortschritte sind der Anwendung im Gelände noch Grenzen, z.B. durch die limitierte Eindringtiefe oder sonstigen Störeinflüssen (Bodendichte), gesetzt (PAUL & SPECKMANN 2004).

Die in situ Messung des volumetrischen Wassergehaltes auf dem Untersuchungsstandort erfolgte daher unter Nutzung von FDR (Frequency Domain Reflectometry) - Profilsonden PR1/6 (Fa. DELTA-T, Cambridge, England). Seit Ende der 70er Jahre hat sich diese Technik, welche auf der elektrischen Leitfähigkeit des Boden-Wasser-Luft Kontinuums beruht, etabliert. Die FDR Methode macht sich zu Nutze, dass die Dielektrizitätszahl ϵ_0 (eine dimensionslose Zahl, welche die Materialeigenschaft bezüglich Abschwächung elektrischer Felder beschreibt) von Wasser ($\epsilon_0=81$) größer ist als diejenige der anderen Bodenbestandteile (Luft: $\epsilon_0=1$, mineralische Partikel: $\epsilon_0=4$). Das Messprinzip basiert auf der Aussendung eines hochfrequenten elektromagnetischen Impulses (100 MHz) im Umkreis von 0,1 m um die Sonde und der Bestimmung der Frequenz maximaler Resonanz, die abhängig von den dielektrischen Eigenschaften ist, auf das angelegte Signal. In einem zweiten Schritt wird aus dem Spannungsverlauf, über eine vom Hersteller mitgelieferte Kalibrierungskurve, der volumetrische Wassergehalt ermittelt. Die Kalibrierungskurve ist ein Polynom dritten Grades, das durch Kurvenanpassung an Stützstellen anhand von zahlreichen verschiedenen mineralischen und organischen Böden ermittelt wurde. Der mögliche *Messbereich* der Sonde ist mit 0-1,0 cm³/cm³ angegeben, wobei durch die mitgelieferte Kalibrierungskurve nur der Messbereich von 0,05-0,60 cm³/cm³ mit einer *Fehlerabschätzung* von $\pm 0,05$ cm³/cm³ gesichert ist. Durch Erstellung einer bodenspezifischen Kalibrierungsfunktion, als Abgleich von gravimetrisch ermittelten und gemessenen Wassergehalten bei verschiedenen Bodenfeuchtezuständen vor Ort, kann der Messfehler um 0,02 cm³/cm³, auf $\pm 0,03$ cm³/cm³, verringert werden (MANUAL DELTA-T DEVICES LTD. 2001). Die Verringerung des Messfehlers resultiert aus dem Einbezug der Variabilität der Korngrößenzusammensetzung, des Gehalts an organischer Substanz sowie der Lagerungsdichte (DASBERG & DALTON 1985, TOPP & DAVIS 1985, CAMPBELL 1990, PLAGGE et al. 1995, CEPUDER & HAUER 2003). SCHERZER et al. (1996), der die Genauigkeit von standardkalibrierten FDR-Sonden der Firma DELTA-T untersuchte, zeigte, dass insbesondere bei Wassergehalten $>0,30$ cm³/cm³ das SONDENSIGNAL die Bodenfeuchte überschätzt. Die beobachtete Nichtlinearität zwischen gemessenen und gravimetrisch

bestimmten Wassergehalten wurde durch eine Korrekturfunktion bereinigt. Bei Wassergehalten von $<0,3 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ konnte die vom Hersteller mitgelieferte Standardkalibrierung verwendet werden (SCHERZER et al. 1996).

Restriktionen für die Anwendung dieser Technik stellen v.a. die Bodenart sowie der Salzgehalt des Bodens dar. In Abhängigkeit von der Bodenart können Probleme bei der Installation der Glasfaserröhre ($\varnothing 2,8 \text{ cm}$), in der die FDR-Profilsonde zur Messung eingeführt wird, auftreten. Idealerweise sollte die Installation der Glasfaserröhre so erfolgen, dass es weder Lufteinschlüsse bzw. Randspalten gibt, noch der Boden kompaktiert wird. Demzufolge ist die Anwendung dieser Technik in sehr skelettreichen Böden sowie schweren Tonböden („Cracking“) nicht möglich. Weniger sensitiv wirkt sich die Änderung des Salzgehalts im Boden auf die Messwerte der Bodenfeuchte aus. Der Einfluss der Salinität kommt erst bei einer elektrischen Leitfähigkeit von $>800 \text{ mS/m}$ bzw. Schwankungen von 100 mS/m^{-1} , z.B. durch Bewässerungsmaßnahmen, zum Tragen (MANUAL DELTA-T DEVICES LTD. 2001). Da die Leitfähigkeiten der betreffenden Böden deutlich unter diesem Schwellenwert bleiben (STEINBEIß, pers. Mitteilung), kann eine beeinflussende Wirkung durch die Salinität ausgeschlossen werden. Eine weitere Restriktion stellt Bodenfrost dar, da in diesem Fall die Leitfähigkeit des Boden-Wasser-Luft Kontinuums stark reduziert wird und die Messwerte verfälschen.

Die in dieser Arbeit verwendete FDR-Profilsonde PR1/6 erfasst die Bodenfeuchte in sechs Tiefen gleichzeitig, in $0,1 - 0,2 - 0,3 - 0,4 - 0,6 - 1,0 \text{ m}$ unter GOK (Probenvolumen pro Messtiefe: $1,5 \text{ l}$). Die Messung wird über das an der FDR-Profilsonde angeschlossene Anzeigegerät ThetaMeter HH2 (Fa. DELTA-T DEVICES) ausgelöst, die Daten angezeigt und automatisch gespeichert. Das Auslesen der Daten erfolgt unter Verwendung der vom Hersteller mitgelieferten Software HH2READ, Version 2.0 (DELTA-T DEVICES 2001).

Insgesamt wurden 138 Glasfaserröhren zur Ermittlung des volumetrischen Wassergehaltes auf der Untersuchungsfläche installiert. Alle Glasfaserröhren wurden durch eine *kombinierte Bohr-Schlagtechnik* mit den vom Hersteller empfohlenen Geräten eingebaut. Jeder der 92 großen Plots wurde mit mindestens einer *Glasfaserröhre bestückt*, in Block 2 wurden innerhalb von 3 m drei Glasfaserröhren eingebracht, um so die kleinräumige Variabilität der Bodenfeuchtemesswerte zu überprüfen. Die manuelle *Messwerterfassung* erfolgte wöchentlich. In den Wintermonaten (Januar/Februar) mussten die Messungen aufgrund der Überflutung im Jahr 2003 sowie bei Schneebedeckung teilweise eingestellt werden. Technische Probleme mit der FDR-Profilsonde führten teilweise zu Datenausfällen, v.a. zu Beginn der

Messungen. Während des Untersuchungszeitraumes (April 2003 - Dezember 2004) erfolgte die manuelle Messwerterhebung an 73 Terminen.

4.2.5.1 Kalibrierung der Messwerte der FDR-Profilsonden

Sensibilisiert durch die Untersuchungen von SCHERZER et al. (1996) erfolgte eine Evaluierung der Messwerte der FDR-Profilsonden. Eine Analyse der Messwertverläufe ergab, dass unter feuchten Bedingungen und unter Verwendung der Standardkalibrierung, sehr hohe Wassergehalte von $>0,6 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ registriert werden können. Diese Messwerte liegen zum einen außerhalb des abgesicherten Messbereiches durch die vom Hersteller mitgelieferte Kalibrierungskurve (Kapitel 4.2.5) und zum anderen sind sie unrealistisch (vgl. Abb. 5-7, gesättigte Wassergehalte), was eine Kalibrierung des Sondensignals insbesondere für hohe Messwerte erforderte.

Von einer bodenspezifischen Kalibrierung über den gesamten Messbereich der FDR-Profilsonde, anhand gravimetrisch ermittelter Wassergehalte, wurde aufgrund (i) der hohen Anzahl von Messstandorten, (ii) des erheblichen messtechnischen und zeitlichen Aufwandes sowie (iii) der Störung der etablierten Feldbestände im Rahmen dieser Arbeit abgesehen. Stattdessen wurden tiefendiskretisiert Korrekturfunktionen entwickelt, die explizit bei sehr hohen Wassergehalten ($>0,3 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) Anwendung finden und anhand dessen die Bereinigung der Messwerte der FDR-Profilsonde einheitlich für alle Messstandorte erfolgen konnte. Die Ableitung der Korrekturfunktionen wurde unter Zuhilfenahme der Messwerte des Matrixpotentials sowie der im Labor erstellten pF-Kurven vorgenommen.

Die quantitativen Unterschiede zwischen den pF-Kurven an den verschiedenen Entnahmestandorten in Block 2 als auch in den betrachteten Tiefen sind sehr gering (Anhang-Abb. 1). Lediglich unter Sättigungsbedingungen ($pF \leq 1,8$) ergibt sich in Abhängigkeit von der Tiefe eine deutlichere Differenzierung, was vor allem auf den tiefendifferenzierten Anteil an organischer Substanz zurückzuführen ist. So wurde beispielsweise bei $pF=0$ in 1,0 m Tiefe ein um im Mittel $0,05 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ geringerer Wassergehalt ermittelt als in 0,3 und 0,6 m Tiefe. Daher erfolgte die Ableitung der Korrekturfunktionen lediglich tiefendiskretisiert und einheitlich für alle Messstandorte. Anzumerken sei hier, dass die Form der pF-Kurve von der Bodenart abhängt (TEEPE et al. 2003). In Block 2 variiert in 0,3 m Bodentiefe der prozentuale Sand- und Schluffgehalt zwischen B2A03 (Sand: 31%, Schluff: 51%) und B2A11 (Sand: 13%, Schluff: 70%) sehr stark (Anhang-Tab. 4). Wie Anhang-Abb.4 jedoch zu entnehmen, verlaufen die pF-Kurven für diesen Texturbereich fast parallel, so dass die abgeleiteten einheitlichen Korrekturfunktionen, für die auf dem Untersuchungsstandort vorzufindenden Bodenarten, verwendet

werden können. Um die Korrekturfunktionen herzuleiten, erfolgte im 1. Schritt für die in Block 2 tiefendifferenziert vorliegenden pF-Kurven, die mathematische Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Wassergehalt und Matrixpotential als Potenzfunktion (Anhang-Abb.2). In einem zweiten Schritt wurde zu jedem Messtermin innerhalb des Untersuchungszeitraumes tiefendiskretisiert der Mittelwert der Matrixpotentiale ($n=32$) sowie der mittels FDR-Profilsonde gemessene Wassergehalt ($n=32$), auf Basis der vom Hersteller mitgelieferten Kalibrierungsfunktion, berechnet. Anhand der Messwerte des Matrixpotentials konnte über die berechneten Potenzfunktionen die theoretischen Wassergehalte abgeleitet werden und gegen die mit der FDR-Profilsonde gemessenen Wassergehalte abgetragen werden. Da nicht für alle Messtiefen der FDR-Profilsonde pF-Kurven erstellt wurden, erfolgte die Berechnung der theoretischen Wassergehalte in den Tiefenstufen 0,1-0,4 m anhand der Potenzfunktion aus 0,3 m Tiefe. Für die Messtiefen 0,6 und 1,0 m wurden die in diesen Tiefen ermittelten Potenzfunktionen verwendet. Da sich die Form der pF-Kurven in 0,6 m und 1,0 m nicht wesentlich unterscheiden (Anhang-Abb.2), konnte im nachfolgenden Schritt für diese Tiefen mit nur einer Funktion gearbeitet werden. Wie Abb. 4-4 zu entnehmen, besteht eine quadratische Abhängigkeit zwischen den mittels FDR-Profilsonde gemessenen und den anhand der pF-Kurven abgeleiteten Wassergehalten. Diese Analyse bestätigt somit die Resultate von SCHERZER et al. (1996). Bei Wassergehalten $> 0,3$ bzw. $0,35 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ wird die Bodenfeuchte durch die Messwerte der FDR-Profilsonde nichtlinear überschätzt.

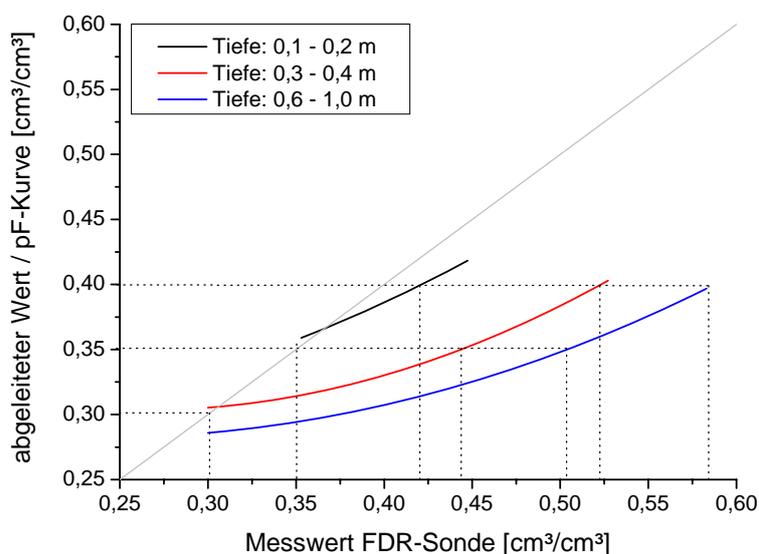


Abb. 4-4 Abgeleitete, tiefendiskretisierte Korrekturfunktionen für die Messwerte der FDR-Profilsonde. Gemessene Wassergehalte der FDR-Profilsonde vs. aus pF-Kurven und unter Einbezug des Matrixpotentials abgeleitete Wassergehalte.

Da in den verschiedenen Messtiefen (0,1-0,2; 0,3-0,4; 0,6-1,0 m) der statistische Zusammenhang zwischen den Messwerten der FDR-Profilsonde und den abgeleiteten Werten anhand der

pF-Kurve variiert (Abb. 4-4), wurden drei Korrekturfunktionen entwickelt, anhand dessen die Messwerte der FDR-Profilsonde für weitere Analysen bereinigt wurden:

Messtiefe: 0,1 – 0,2 m, wenn $\Theta_{\text{FDR-Sonde}} > 0,35 \text{ cm}^3/\text{cm}^3 \Rightarrow y = 0,31 - 0,23x + 1,07x^2$

Messtiefe: 0,3 – 0,4 m, wenn $\Theta_{\text{FDR-Sonde}} > 0,30 \text{ cm}^3/\text{cm}^3 \Rightarrow y = 0,40 - 0,76x + 1,44x^2$

Messtiefe: 0,6 – 1,0 m, wenn $\Theta_{\text{FDR-Sonde}} > 0,30 \text{ cm}^3/\text{cm}^3 \Rightarrow y = 0,34 - 0,48x + 0,99x^2$

Bei Wassergehalten von $< 0,35$ bzw. $0,30 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ wurde keine Korrektur vorgenommen sondern die Standardkalibrierung verwendet. Die im weiteren Verlauf der Arbeit aufgezeigten und diskutierten Wassergehalte sind alle dieser Prüfung und Korrektur unterlaufen, auch wenn nicht explizit der Zusatz bereinigt beigefügt ist.

4.2.6 Externe Daten-Vegetationsparameter

Neben den statischen plotspezifischen Vegetationscharakteristika (Artenanzahl, Anzahl funktioneller Gruppen) werden zur umfassenden statistischen Analyse als auch zur Modellierung des Bodenwasserhaushalts zeitlich dynamische Eigenschaften der Vegetationsbestände (Blattflächenindex, Biomasse) benötigt. Die Daten wurden im Rahmen des *Jenaer Experiments* von Dr. V. Temperton (Forschungszentrum Jülich GmbH, ICG III) erhoben und für diese Arbeit zur Verfügung gestellt.

Die Biomassenernten erfolgten jeweils Ende Mai und Ende August eines jeden Jahres (Tab. 4-2). Der in dieser Arbeit verwendete Ertrag umfasst die Trockenmasse der Zielarten, der Unkräuter als auch der nicht zu identifizierenden lebenden Pflanzenmasse.

Tab. 4-2 Mittlerer Biomasseertrag (n=82) und statistische Maßzahlen

Angaben in g/m²

	Mai 2003	August 2003	Σ 2003	Mai 2004	August 2004	Σ 2004
MW	478	235	712	480	496	976
SD	216	151	317	254	252	505
Min	38	11	67	40	57	97
Max	912	622	1417	1122	1130	2252

MW-Mittelwert, SD-Standardabweichung, min-Minimum, max-Maximum

Tab. 4-3 Mittlerer Blattflächenindex (n=82) und statistische Maßzahlen

Angaben in m²/m²

	07.06.03	15.07.03	07.08.03	22.08.03	\varnothing 2003	10.05.04	28.05.04	10.08.04	\varnothing 2004
MW	2,1	1,2	2,3	2,6	2,0	2,5	4,0	1,9	2,9
SD	1,0	0,6	1,4	1,5	0,9	1,2	1,6	1,1	1,2
min	0,4	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,3	0,3	0,2
max	4,4	3,2	5,8	6,4	4,1	5,1	7,8	4,9	5,4

MW-Mittelwert, SD-Standardabweichung, min-Minimum, max-Maximum

Der Blattflächenindex LAI (Leaf Area Index), der das Verhältnis der gesamten Blattoberfläche eines Bestandes zur gesamten Bestandesgrundfläche beschreibt, wurde innerhalb der Vegetationsperioden plotspezifisch an 3-4 Messterminen in 0,05 m Höhe bestimmt (Tab. 4-3). Nach den 2maligen Ernten wurde das Untersuchungsfeld jeweils Anfang/Mitte Juni und September komplett gemäht. Plotspezifische Daten können Anhang-Tab. 1 entnommen werden.

Die statistische Analyse der im Jahr 2003 erhobenen Biomassedaten ergab, dass mit Zunahme der Artenzahl als auch der Anzahl der funktionellen Pflanzengruppen die Produktivität der Bestände steigt. Zudem war mit Zunahme der Artenzahl als auch der Anzahl der funktionellen Gruppen, abgesehen von dem Messtermin am 15.7.2003 (kurz nach der Mahd), auch ein Anstieg des Blattflächenindex zu verzeichnen (BUCHMANN et al. 2004).

4.3 Wasserhaushaltsbilanzierung/-modellierung

Zentraler Gegenstand dieser Arbeit ist die zeitlich und räumlich hochaufgelöste Quantifizierung der Glieder der Bodenwasserhaushaltsgleichung. Die räumliche Auflösung bezieht sich dabei sowohl auf die Ermittlung plotbezogener als auch tiefendiskretisierter Bilanzgrößen.

Da eine direkte Bestimmung der Wasserbilanzgrößen nicht möglich war, musste auf indirekte Ansätze (Bilanz, Modell) zurückgegriffen werden. Aufgrund der hohen Anzahl der zu untersuchenden Flächen (86 Plots) und der Datengrundlage mussten zum einen vereinfachte Annahmen als auch eine Auswahl von Plots, die eingehender analysiert werden, erfolgen.

Die vereinfachten Annahmen des Bilanzierungsverfahrens „Soil Water Balance“ (SWB) erlaubten es, für alle zu untersuchenden Plots die Bilanzgrößen (aktuelle Evapotranspiration ET_a , Sickerwasser DF , kapillarer Aufstieg UF) zu quantifizieren (Kapitel 4.3.1).

Um insbesondere die räumliche Auflösung der Sickerwasserflüsse im Wurzelraum zu erhöhen und um die Güte des Bilanzierungsverfahrens zu beurteilen, erfolgte weiterhin, für die in Block 2 befindlichen Plots ($n=21$), die Bodenwasserhaushaltsmodellierung mit einem prozessbasierten Modell (Kapitel 4.3.2).

4.3.1 Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts mit SWB

Um die Wasserhaushaltsgrößen (aktuelle Evapotranspiration ET_a , Sickerwasser DF_{Tiefe} , kapillarer Aufstieg UF) plotgenau zu ermitteln, wurde auf Grundlage der vorhandenen Daten, ein Bilanzmodell, welches „Soil Water Balance“ (SWB) benannt wurde, entwickelt. Angelehnt ist dieses, an das in DVWK 238 (1996) beschriebene Verfahren zur Ermittlung der realen Verdunstung anhand von kontinuierlich erfassten Bodenwassergehalten unter Berücksichtigung

der vertikalen Wasserscheide im Boden. Liegt demnach die vertikale Wasserscheide unterhalb der Bodenschicht, die für die Verdunstungsrechnung relevant ist, ergibt sich die aktuelle Evapotranspiration aus der Speicheränderung zwischen zwei Messterminen plus der Niederschlagshöhe in diesem Zeitraum. Die Sickerwasserhöhe wäre in diesem Fall null.

Eingangsgrößen für die Wasserhaushaltsbilanzierung nach SWB:

- Messwerte des volumetrischen Wassergehalts in verschiedenen Profiltiefen
- Potentielle Evapotranspiration (ET_p) (Kapitel 4.2.2)
- Niederschlag (P)

Wie den unten aufgeführten Randbedingungen von SWB entnommen werden kann, wurde diese Prozedur in das Bilanzierungsverfahren implementiert für den Fall, dass sich der Speicherinhalt zwischen 2 Messterminen (Punkt 1) verringert ($\Delta S > 0$), allerdings unter der Restriktion, dass diese Veränderung maximal der Summe der potentiellen Evapotranspiration (ET_p) in diesem Zeitraum ist. Andernfalls erfolgt weiterhin ein Wasserentzug durch Sickerwasserfluss durch die jeweiligen Profilränder. Unter Punkt 2 sind die Randbedingungen für den Fall der Auffüllung des Speicherinhalts ($\Delta S < 0$) genannt. Ist diese geringer als das Niederschlagsaufkommen (P) innerhalb der betrachteten Termine, wird der Restbetrag der aktuellen Evapotranspiration (ET_a) zugesprochen.

Randbedingungen von SWB:

1. Änderung des Speicherinhalts im Bodenprofil positiv ($\Delta S = S_{t1} - S_{t2} > 0$), also Abnahme der Wassergehalte:
 - $\Delta S + P < ET_p$: $ET_a = \Delta S + P$, $DF = 0$
 - $\Delta S + P > ET_p$: $ET_a = ET_p$, $DF = \Delta S + P - ET_p$
2. Änderung des Speicherinhalts im Bodenprofil negativ ($\Delta S = S_{t1} - S_{t2} < 0$), also Zunahme der Wassergehalte:
 - $|\Delta S| < P$:
 - (i) $\Delta S + P < ET_p \Rightarrow ET_a = \Delta S + P$, $DF = 0$
 - (ii) $\Delta S + P > ET_p \Rightarrow ET_a = ET_p$, $DF = \Delta S + P - ET_p$
 - $|\Delta S| > P$: $ET_a = 0$, $DF = 0$, $UF = \Delta S + P$

Wieder gilt, dass die ET_a, maximal den Betrag der potentiellen Verdunstung annehmen kann, ansonsten wird, der überschüssige Anteil des Niederschlags dem Sickerwasseraufkommen zugesprochen. Falls die Speicheränderung zwischen zwei Messterminen größer als die Nie-

derschlagssumme ist, ist dies ein Hinweis auf kapillaren Anschluss. Die Höhe der aufwärtsgerichteten Wasserbewegung durch die Profilränder ergibt sich dann aus der Summe der Speicheränderung und dem Niederschlag.

Die Berechnungen erfolgten für alle Plots zum einen für die Speicheränderung bis 0,35 m und zum anderen für die gesamte Profiltiefe bis 1,25 m. Die Auswahl dieser Profiltiefen erfolgte in Anlehnung an das Wurzelaufkommen der Grünlandbestände auf dem Untersuchungsfeld. Laut mündlicher Mitteilung von H. BESSLER (HU Berlin, FG Pflanzenernährung und Düngung, 14.05.2005) befinden sich im Mittel 80% der bis in die Tiefe 0,7 m gesamt gemessenen Wurzeln in den obersten 0,3 m. Demnach sollte der überwiegende Anteil der Verdunstung in diesem Tiefenprofil stattfinden. Bei einigen Arten wurden jedoch auch Wurzeltiefen $> 0,7$ m registriert.

Die Berechnungen des Speicherinhalts im Bodenprofil bis 0,35 m (S_{35}) bzw. bis 1,25 m (S_{125}) anhand der messtechnisch erfassten (und bereinigten) volumetrischen Wassergehalte, wurden zu jedem Messtermin wie folgt durchgeführt:

$$S_{35}[mm] = 1000 \times \sum WG_{10} \times 0,15 + WG_{20} \times 0,1 + WG_{30} \times 0,1 \quad \text{Gleichung 4-5}$$

$$S_{125}[mm] = 1000 \times \sum WG_{10} \times 0,15 + WG_{20} \times 0,1 + WG_{30} \times 0,1 + WG_{40} \times 0,1 + WG_{60} \times 0,3 + WG_{100} \times 0,5 \quad \text{Gleichung 4-6}$$

WG_{Tiefe} [cm³/cm³] volumetrischer Wassergehalt in jeweiligen Messtiefe [cm]

Der Untersuchungszeitraum der Wasserhaushaltsbilanzierung mit SWB entspricht dem Messzeitraum der volumetrischen Wassergehalte mittels FDR-Profilsonden (24.04.2003-09.12.2004). Die Glieder der Wasserhaushaltsgleichung wurden für insgesamt 86 Plots ermittelt. C₄- Plots sowie Plots mit freier Sukzession wurden ausgeschlossen, da für diese keine Vegetationsparameter, die für weiterführende Analysen benötigt wurden, zur Verfügung standen.

Da die plotspezifischen Berechnungen der Wasserhaushaltsgrößen mit diesem Verfahren auf wöchentlich erfassten Messwerten basieren, können zwischenzeitliche kurzzeitige Veränderungen der Bodenfeuchte nicht registriert werden. Um diesen Informationsverlust zu spezifizieren, wurde das Bilanzverfahren anhand der an der Klimastation erfassten Wassergehalte auf Tagesbasis getestet. Weiterhin erfolgte ein Vergleich der mittels SWB und der nach der Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode quantifizierten aktuellen Evapotranspirationen.

4.3.2 Modellierung des Bodenwasserhaushalts

4.3.2.1 Grundlagen

Mathematische Beschreibung des Wasserflusses im Boden

Zur prozessorientierten Beschreibung der instationären, eindimensionalen Bodenwasserbewegung in der ungesättigten Zone ist die RICHARDS-GLEICHUNG (1931) als Grundgleichung allgemein anerkannt (KUTILEK & NIELSEN 1994). Sie ergibt sich durch Kombination des DARCY-BUCKINGHAM Gesetzes (1907) mit der Kontinuitätsgleichung zur Berücksichtigung des Massenerhaltungsprinzips und beschreibt den Zusammenhang zwischen der Veränderung des Wassergehaltes in einem Bodenvolumen in einer Zeiteinheit und dem Fluss, der durch einen Potentialgradienten hervorgerufen wird:

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k(\Theta) \left(\frac{\partial \Psi_M}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad \text{Gleichung 4-7}$$

$\partial \Theta / \partial t$ Zeitliche Änderung des Wassergehalts (Θ)

$k(\Theta)$ hydraulische Leitfähigkeit (k) als Funktion des Wassergehalts

$\partial \Psi_M / \partial z$ Änderung des Matrixpotentials (Ψ_M) in Fließrichtung (z)

Unter Beachtung der Wasserkapazität $C(\Psi_M) = \partial \Theta / \partial \Psi_M$, welche den Anstieg der pF-Kurve beschreibt, und indem die hydraulische Leitfähigkeit als Funktion des Matrixpotentials wiedergegeben wird, lässt sich die RICHARDS-GLEICHUNG in Kapazitätsform/Potentialform darstellen, d.h. das Matrixpotential ist die einzige abhängige Variable:

$$C(\Psi_M) \frac{\partial \Psi_M}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k(\Psi_M) \left(\frac{\partial \Psi_M}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad \text{Gleichung 4-8}$$

Zur Lösung der Gleichung 4-8 müssen die sogenannten Materialfunktionen, welche zum einen die Matrixpotential-Wassergehaltsbeziehung (pF-Kurve) $\Theta(\Psi_M)$ und zum anderen die funktionale Abhängigkeit der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit k vom Matrixpotential ($k(\Psi_M)$) darstellen, bekannt sein. Beide Funktionen stellen einen nichtlinearen Zusammenhang dar und können messtechnisch zumeist sehr aufwendig in Feld und Labor ermittelt werden. Daher wurden verschiedene Autoren veranlasst, die Materialfunktionen einerseits zu parametrisieren und andererseits Pedotransferfunktionen zu entwickeln (TIETJE &

TAPKENHINRICHS 1993, ROSS & SMETTEM 1993, PACHEPSKY & RAWLS 1999), die durch einfacher zu bestimmende Kennwerte des Bodens, die Materialfunktionen beschreiben. Zumeist in Abhängigkeit von der Porengrößenverteilung und des Porenvolumens ergeben sich demnach charakteristische bodenhydraulische Kennkurven für verschiedene Böden.

Eine Grenze der mathematischen Formulierung der Bodenwasserbewegung durch die RICHARDS-GLEICHUNG stellt z.B. der schnelle Wassertransport in Makroporen dar. In diesem Zusammenhang werden die Grundannahmen wie Wirksamkeit von Kapillarkräften und Vorliegen laminarer Strömung nicht mehr eingehalten. Weiterhin setzt die Gleichung voraus, dass alle Bodeneigenschaften zeitlich invariant sind, die Bodenmatrix homogen ist und dass die im Porenraum bewegte Luft den Wasserfluss nicht beeinflusst (VANCLOOSTER et al. 1994).

Kalibrierung und Validierung

Um Aussagen über die Güte eines Modells treffen zu können, wird eine Anpassung an den jeweiligen Untersuchungsstandort vorausgesetzt. Als Anpassung/Kalibrierung des Modells wird der Abgleich zwischen Modellergebnissen und Messdaten sowie die Festlegung von Modellparametern verstanden. In einem zweiten Schritt erfolgt die Validierung des Modells. Dabei wird ohne eine Modifizierung der nicht zeitabhängigen Modellparameter das kalibrierte Modell auf einen zusätzlichen Berechnungszeitraum angewandt und erneut die Güte der Anpassung überprüft. Die Zeiträume für die Kalibrierung und die Validierung des Modells sollten sich nach Möglichkeit nicht überschneiden (DYCK & PESCHKE 1995:509).

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Modellanpassung in erster Linie anhand der Messwerte der Matrixpotentiale vorgenommen. Als Kalibrierungszeitraum wurden die Daten vom 06.04.2004-09.12.2004 verwendet. Als Validierungszeitraum standen Beobachtungsdaten vom 10.04.2003-30.03.2004 zur Verfügung.

Güte der Anpassung des Modells

Um die Güte der Anpassung des Modells an den jeweiligen Untersuchungsstandort beurteilen zu können, werden zumeist statistische Kennwerte sowie Güte- und Fehlerkriterien verwendet. Oft zur Kontrolle der Anpassungsgüte von simulierten und beobachteten Daten zur Anwendung kommende Gütekriterien sind das Bestimmtheitsmaß (r^2), als Korrelation zwischen simulierten und gemessenen Werten, sowie der Koeffizient der *Model efficiency* (ME) nach NASH & SUTCLIFFE (1970) als Maß der Übereinstimmung zwischen Wertepaaren:

$$\text{Nash-Sutcliffe-Koeffizient (ME)} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_{gem} - X_{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (X_{gem} - \overline{X_{gem}})^2} \quad \text{Gleichung 4-9}$$

X_{sim} simulierte Variable

X_{gem} gemessene Variable

$\overline{X_{gem}}$ arithmetisches Mittel von X_{gem} für alle Ereignisse von $i=1$ bis n

Der Wertebereich des Nash-Sutcliffe-Koeffizienten liegt zwischen $-\infty$ und 1. Wenn $0 < ME < 1$, dann ist das Modellergebnis akzeptabel (VERSTRAETEN et al. 2005). Je weiter sich ME dem Wert 1 annähert, desto höher ist die Übereinstimmung zwischen simulierten und gemessenen Werten. Bei der Beurteilung und Interpretation des ME ist zu beachten, dass die Modellgüte bei einem $ME < 0$ geringer als der Mittelwert der gemessenen Variablen ist.

4.3.2.2 Modellbeschreibung und Parametrisierung von WAVE

Modellauswahl

Prinzipiell sollte aus der Problemstellung und der Verfügbarkeit von Daten der Modelltyp, der Grad der Detailliertheit des Modells, seine räumliche Erstreckung und die erforderliche Diskretisierung folgen (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Für die Fragestellung der vorliegenden Arbeit wurde das frei verfügbare, physikalisch begründete Modell WAVE (*Water and Agrochemicals in the soil and Vadose Environment*) (VANCLOOSTER et al. 1994), welches an der katholischen Universität Leuven in Belgien über 16 Jahre ständig weiterentwickelt und getestet wurde, bevorzugt. Mit dem Modell WAVE kann die eindimensionale Beschreibung des Wasser- Wärme- und Stofftransports sowie des Stickstoffumsatzes in vertikaler Richtung erfolgen. Es basiert auf dem Bodenwasser- und Transpirationsmodell SWATRER von FEDDES et al. (1978). Als Referenzen bzgl. der Modellanwendung in Grünlandsystemen seien Arbeiten von DIELS (1994), DROOGERS (1998) und VANCLOOSTER et al. (1998) genannt. Eine ausführliche Beschreibung des Modells sowie weitere Referenzen finden sich bei MUÑOZ-CARPENA et al. (2001) sowie bei VANCLOOSTER et al. (1994).

Eingangsparameter

Tab. 4-4 können die zur Bodenwasserhaushaltsmodellierung mit WAVE benötigten Eingangsgrößen entnommen werden. Der Zeitschritt für die Ein- und Ausgabe der Modellvariab-

len beträgt 1 Tag. Die Berechnung der Differentialgleichungen für den Wassertransport im Boden erfolgt in Zeitschritten von ≤ 1 Tag, die vom Benutzer vorgegeben werden kann.

Tab. 4-4 Eingangsparameter des Modells WAVE

<i>Klasse von Eingangsgrößen</i>	<i>Parameter</i>
Geometrie des Bodenkörpers	räumliche Diskretisierung des Bodenprofils
Bodenhydraulische Eigenschaften	Parametrisierung der Materialfunktionen (pF-Kurve: $\Theta(\psi_M)$, Beziehung zwischen Wasserleitfähigkeit und Matrixpotential: $k(\Psi_M)$)
Atmosphärische obere Randbedingungen	Zeitreihen des Niederschlages und der potentiellen Verdunstung
Hydraulische untere Randbedingungen	Zu- und Abflüsse, vorgegebene Festpotentiale (Grundwasserstände)
Anfangsbedingungen	Matrixpotentiale oder Wassergehalte in verschiedenen Profiltiefen
Vegetationsparameter	Jahreszeitlich variable Parameter <ul style="list-style-type: none"> - des Bestandeskoeffizienten k_c - des Blattflächenindex LAI - der Wurzelentwicklung Parametrisierung der zustandsabhängigen Funktion der ungestressten Transpiration Parametrisierung von S_{max}

Für die *räumliche Diskretisierung* wird das ausgewählte Profil in Kompartimente gleicher Größe (0,1m) unterteilt, in deren Mitte an den Berechnungsknoten die numerische Lösung der Differentialgleichung nach dem Finite-Differenzen-Verfahren erfolgt. Die Kompartimenthöhe bestimmt die Rechenschrittweite des Modells. Die Heterogenität des Bodens in vertikaler Richtung wird durch horizontale in sich homogene Kompartimente erfasst. Durch undurchlässige Seitenränder wird der Modellraum aus der Umgebung abgegrenzt, daher werden laterale Flüsse in der ungesättigten Bodenzone nicht beachtet. Am oberen und unteren Rand steht das Bodenprofil mit der Umgebung in Verbindung.

Tab. 4-5 Räumliche Diskretisierung des Bodenprofils in z-Richtung

<i>Layers</i>	<i>Anzahl Kompartimente</i>	<i>Mächtigkeit [m]</i>	<i>Untergrenze [m]</i>
1	1	0,1	0,1
2	1	0,1	0,2
3	1	0,1	0,3
4	1	0,1	0,4
5	2	0,2	0,6
6	2	0,2	0,8
7	12	1,2	2,0
8	20	2,0	4,0

Für die numerische Simulation wurden die Profile einheitlich von der Bodenoberfläche bis in 4 m Tiefe in insgesamt 40 Kompartimente bzw. 8 in sich homogene Bodenhorizonte unterteilt (Tab. 4-5). Die Kompartimentierung des Bodenprofils berücksichtigt im Wesentlichen die Messtiefen der Tensiometer und FDR-Profilsonden, den hydrogeologischen Aufbau (Abb. 3-2) sowie den Schwankungsbereich des Grundwassers, als untere Randbedingung.

Wie bereits in Kapitel 4.3.2.1 ausgeführt, ist die *Parametrisierung der Materialfunktionen* (Matrixpotential-Wassergehaltsbeziehung $\Theta(\Psi_M)$ sowie die funktionale Beziehung zwischen Wasserleitfähigkeit und Matrixpotential (Ψ_M)) zur Lösung der RICHARDS-GLEICHUNG essentiell. Ein weit verbreiteter Ansatz zur Parametrisierung der pF-Kurve, ohne Hystereseeffekte, stammt von VAN GENUCHTEN (1980). Er verwendet fünf Parameter für eine sehr flexible Anpassung des Kurvenverlaufes an Messdaten:

$$\Theta(\Psi_M) = \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{\left(1 + (\alpha|\Psi_M|)^n\right)^m} \quad \text{Gleichung 4-10}$$

Θ_s	Sättigungswassergehalt des Bodens
Θ_r	Restwassergehalt des Bodens
α	VAN GENUCHTEN Scale Parameter, Der Kehrwert $1/\alpha$ entspricht dem Lufteintrittspunkt des Bodens
n, m	Beschreiben die Steilheit der pF-Kurve am Lufteintrittspunkt, $m=1-1/n$

Dieser parametrische Ansatz ist auch im Modell WAVE implementiert und wurde in dieser Arbeit verwendet. Um die verschiedenen Parameter anhand der im Labor bestimmten pF-Kurven abzuleiten, wurde das Optimierungsprogramm SHYFIT (DURNER 1994) verwendet. Für die Parametrisierung der Materialfunktion $k(\Psi_M)$ kann in WAVE zwischen fünf Ansätzen gewählt werden. Unter belgischen Bedingungen wurde das GARDNER-MODELL (1958) von VERECKEN et al. (1990) erfolgreich getestet und kam auch in der vorliegenden Arbeit zur Anwendung. Wie Gleichung 4-11 zu entnehmen, müssen dazu drei Parameter abgeleitet werden:

$$k(\Psi_M) = \frac{k_f}{1 + (b|\Psi_M|)^N} \quad \text{Gleichung 4-11}$$

k_f	[cm/d]	gesättigte Leitfähigkeit des Bodens
b, N	[-]	Formparameter der Funktion

Die in hohem Maße vom Durchmesser der leitenden Poren sowie vom Wassergehalt im Boden abhängige Beziehung zwischen Wasserleitfähigkeit und Matrixpotential kann aufwendig in Labor und Freiland ermittelt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:195). In dieser Arbeit wurde die gesättigte Leitfähigkeit anhand der Bodenarten nach AG BODEN (2005) abgeleitet. Die Formparameter b und N wurden unter zu Hilfenahme folgender Pedotransferfunktionen quantifiziert (VANCLOOSTER et al. 1994):

$$\ln(b) = -0,73 - 0,01877 \times S + 0,058 \times T \quad \text{Gleichung 4-12}$$

$$\ln(N) = 1,186 - 0,194 \times \ln(T) - 0,0489 \times \ln(U) \quad \text{Gleichung 4-13}$$

T	[%]	Tongehalt
S	[%]	Sandgehalt
U	[%]	Schluffgehalt

Die benötigten Korngrößenfraktionen wurden im Zuge der bodenkundlichen Charakterisierung des Untersuchungsstandortes (Kapitel 4.2.1) ermittelt. Für alle Plots in Block 2 wurden die Parameter zur Charakterisierung der Materialfunktionen einheitlich gewählt, da durch die Ausrichtung der Blöcke weitgehend der Variabilität der Bodenarten Rechnung getragen wird bzw. keine plotspezifischen Bodenkenndaten (pF-Kurve, Korngrößenfraktionen) erhoben wurden. Daher sind die in Block 2 an 6 Plots erhobenen Korngrößenfraktionen tiefendiskretisiert gemittelt und zur Berechnung der Formparameter nach Gleichung 4-12 und 4-13 verwendet worden.

Eine eindeutige Lösung der RICHARDS-GLEICHUNG erfordert weiterhin die Festlegung von *Anfangs- und Randbedingungen*. Als Anfangsbedingungen wurden die in verschiedenen Bodentiefen gemessenen Matrixpotentiale verwendet. Die oberen Randbedingungen stellten die Tagessummen der Niederschläge und der potentiellen Verdunstung, berechnet nach PENMAN-WENDLING (Kapitel 4.2.2), dar. Als hydraulische untere Randbedingung wurden Zeitreihen der mittleren Grundwasserflurabstände ($n=3$, Mittelwert aus den Daten von den Grundwassermessstellen: GWB2A11, GWB1A02, GWB4A22) als Randbedingung 1. Art (Dirichlet-Bedingung: Definition von Festpotentialen, $\psi_M=0$ an Grundwasseroberfläche) verwendet.

Um die *Vegetationsparameter* für die Modellierung mit WAVE zu quantifizieren, musste auf verschiedene Quellen zurückgegriffen werden. Zum einen lagen plotspezifische Zeitreihen des Blattflächenindex vor (Kapitel 4.2.6) bzw. wurden Literaturangaben verwendet (Reduktionsfunktion der ungestressten Transpiration, maximaler Wasserentzug) und zum anderen

konnten Ergebnisse, die in dieser Arbeit selbst hervorgebracht wurden (z.B. Bestandeskoeffizient k_c), benutzt werden. In Abhängigkeit dieser Größen erfolgt die Berechnung der aktuellen Evapotranspiration bzw. deren Teilgrößen, Evaporation und Transpiration. Zum besseren Verständnis werden im Folgenden kurz die implementierten mathematischen Zusammenhänge wiedergegeben.

Der aus meteorologischen Daten berechnete Wert der potentiellen Evapotranspiration (Kapitel 4.2.2) ist eine Näherung für die obere Grenze der Verdunstung bei ganzjährigem niedrigem Grasbewuchs und steht als Eingangsgröße des Modells. Die Berücksichtigung der phänologischen Entwicklung (Bestandshöhe, Bedeckungsgrad) unterschiedlicher Pflanzenbestände erfolgt durch Multiplikation mit speziellen Bestandeskoeffizienten k_c , die zwischen 0,5 und 1,5 (DVWK 238, 1996) variieren können (Gleichung 4-14):

$$ET_{crop} = ET_p \times k_c \quad \text{Gleichung 4-14}$$

Die Aufteilung der potentiellen Evapotranspiration eines Bestandes (ET_{crop}) in die Teilprozesse der potentiellen Evaporation (Ep) und Transpiration (Tp) erfolgt in der Modellrechnung durch den LAI (Gleichung 4-15, Gleichung 4-16):

$$Ep = e^{-0,6 \times LAI} \times ET_{crop} \quad \text{Gleichung 4-15}$$

$$Tp = ET_{crop} - Ep - (\text{Interzeption}) \quad \text{Gleichung 4-16}$$

Messwerte des LAI lagen für mindestens 3 Termine innerhalb der Vegetationsperiode plot-spezifisch vor (Kapitel 4.2.2). Die maximale Transpirationsrate (Tp) besitzt nur unter definierten Bedingungen Gültigkeit, da die Wasserversorgung der Pflanze außer von meteorologischen Faktoren auch vom pflanzenverfügbaren Wasser im Wurzelraum (L_r), der kapillaren Wassernachlieferung aus dem Untergrund sowie von der Durchlüftung des Bodens abhängt. In Abhängigkeit dieser Faktoren kann es zu einer Einschränkung der maximalen Transpiration kommen. In WAVE wird nach FEDDES et al. (1978) die Reduzierung der ungestressten auf die aktuelle Transpiration (Ta) mittels eines Senkenterms (S) in Abhängigkeit vom vorherrschenden Matrixpotential beschrieben (Gleichung 4-17, Gleichung 4-18):

$$Ta = \int_0^{z < L_r} S(\Psi_M, z) dz \leq Tp \quad \text{Gleichung 4-17}$$

$$S(\Psi_M, z) = \alpha(\Psi_M) \times S_{\max}(z) \quad \text{Gleichung 4-18}$$

Wie Gleichung 4-18 zu entnehmen, wird dazu der maximale Wasserentzug durch die Wurzeln ($S_{\max}(z)$) mit dem Funktionswert α , der die relative Wurzelaktivität in Abhängigkeit vom Matrixpotential beschreibt und zwischen 0 und 1 variiert, multipliziert. S_{\max} in Abhängigkeit von der Wurzeltiefe (z), dessen Parametrisierung in Anlehnung an Literaturwerten (VANCLOOSTER et al. 1994) erfolgte, steht als Eingangsgröße des Modells. Variiert das Matrixpotential im Boden zwischen -10 und -50 kPa ist der Wasserentzug durch die Wurzeln optimal ($\alpha=1$). Die aktuelle Transpiration entspricht dann der potentiellen Transpiration. Nimmt das Matrixpotential Werte > -10 kPa an - Wassersättigung - geht die Wasseraufnahme der Wurzeln, infolge behinderter Stoffwechselaktivität aufgrund von Sauerstoffmangel linear zurück und wird bei Messwerten von -1 kPa gänzlich verhindert. Auch wenn das Matrixpotential unter -50 kPa sinkt, erfolgt eine lineare Reduktion der maximalen Transpirationsrate bedingt durch gehinderte Wassernachlieferung zur Wurzel. Am permanenten Welkepunkt (-1600 kPa) ist die Transpiration null. Die hier angegebene Schwellenwerte ($-1, -10, -50, -1600$ kPa) entstammen VANCLOOSTER et al. (1994) und stehen als Eingangsgrößen in WAVE.

Sensitivitätsanalyse

In einer Sensitivitätsanalyse wird untersucht, inwieweit Veränderungen zumeist unbekannter Modellparameter die Modellantwort beeinflussen (DYCK & PESCHKE 1995). Das Verhältnis der Änderung im Eingangsdatensatz zu den Veränderungen im Modellresultat lässt Rückschlüsse auf die Sensitivität bestimmter Modellparameter zu. Zur Abschätzung des Einflusses ausgewählter Boden- und Vegetationsparameter auf die Änderung des Matrixpotentials, welches in erster Linie zur Kalibrierung des Modells verwendet wurde, ist eine einfache Sensitivitätsanalyse durchgeführt worden. Dabei wird jeweils ein Parameter, ausgehend von einem vorgegebenen Ausgangswert, in verschiedenen Schritten erhöht bzw. reduziert, während alle anderen konstant gehalten werden.

Den größten Einfluss auf die Modellantwort Matrixpotential im Modell WAVE hat der schwer zu quantifizierende Bestandeskoeffizient k_c , gefolgt vom Blattflächenindex LAI und α , dem Formparameter der pF-Kurve (Abb. 4-5). Die hohe Sensitivität des Bestandeskoeffizienten k_c wird durch Analysen von DUWIG et al. (2003) (Modellantwort: Sickerwasserfluss) sowie DUCHEYNE (2000) (Modellantwort: volumetrischer Wassergehalt) bestätigt.

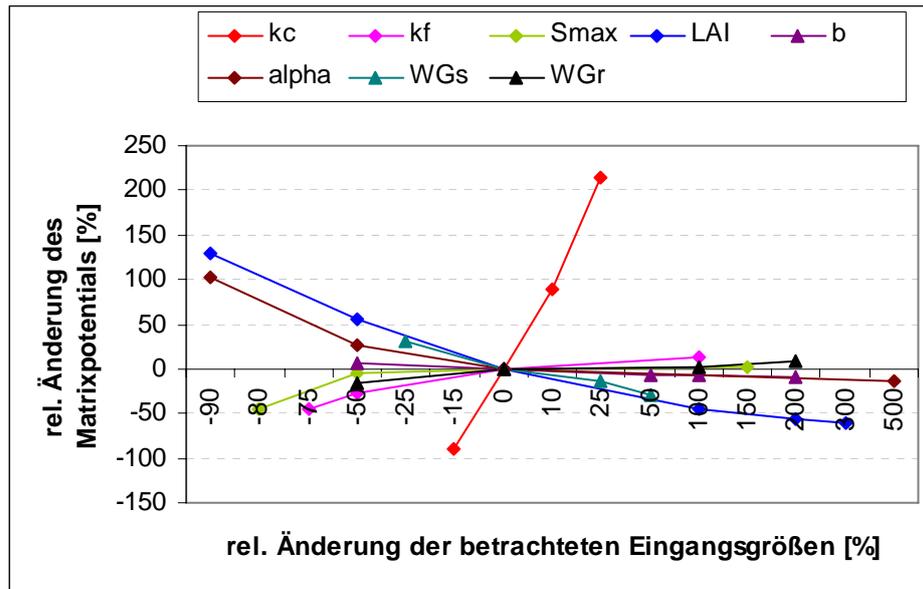


Abb. 4-5 Sensitivität des Matrixpotentials gegenüber Änderungen ausgewählter Bodenparameter (kf-gesättigte Wasserleitfähigkeit; alpha-Formparameter der pF-Kurve; WGs-gesättigter Wassergehalt; WGr-Restwassergehalt; b-Formparameter der Beziehung zwischen Wasserleitfähigkeit und Matrixpotential) und Vegetationsparameter (kc-Bestandeskoeffizient; Smax-maximaler Wurzelwasserentzug; LAI-Blattflächenindex)

In der Literatur sind überwiegend für landwirtschaftliche Kulturen kc-Werte für einzelne Monate oder in Abhängigkeit der Pflanzenentwicklungsphasen angegeben (DOORENBOS & PRUITT 1977, DVWK 238 1996, ALLEN et al. 1998, LÜTTGER et al. 2005). Zudem können diese in Abhängigkeit des verwendeten Verfahrens zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration sowie der jeweiligen lokalen Klimaverhältnisse variieren. Für Grünlandstandorte wurden in der Detailliertheit, die für die Bearbeitung der Aufgabenstellung nötig ist, keine Angaben für kc gefunden (vgl. SCHERER-LORENZEN 1999).

Daher wurde das absolute Niveau als auch die plot- und jahreszeitabhängige Variabilität des *modifizierten Bestandesfaktors* anhand der mit dem Bilanzierungsverfahren SWB ermittelten Wasserhaushaltsgrößen bestimmt (Kapitel 8.1.1).

4.4 Statistische Analysen

Die statistischen Analysen wurden mit SPSS 11.5.1 (SPSS Inc., Chicago, IL) durchgeführt. Die Analyse des linearen Zusammenhangs zwischen plotspezifischen Vegetationseigenschaften und den gemessenen bzw. quantifizierten Komponenten des Bodenwasserhaushalts erfolgte mittels einfacher Korrelationsanalysen (zweiseitig, Korrelationskoeffizient nach Pearson). *Post hoc*-Einzelvergleiche nach Tukey wurden durchgeführt, um zu überprüfen ob die Mittelwerte zweier Faktoren sich signifikant voneinander unterscheiden.

5 Bodenhydrologische Charakterisierung des Untersuchungsstandortes

Anhand der Ergebnisse der Labor- und Geländeuntersuchungen kann der Standort bodenhydrologisch charakterisiert werden. Dies schließt u.a. die Untersuchung der raumzeitlichen Variabilität der atmosphärischen und hydraulischen Randbedingungen und deren Einfluss auf die Bodenfeuchtedynamik ein. Zudem wird untersucht, inwieweit die experimentelle Voraussetzung, Homogenität des abiotischen Standortfaktors Boden, für das *Jenaer Experiment* gegeben ist.

5.1 Ergebnisse der bodenkundlichen Untersuchungen

5.1.1 Quantifikation der Bodenheterogenität und deren Einfluss auf die Messwerte der Bodenfeuchte

Der vorherrschende **Bodentyp** auf dem Untersuchungsfeld ist der für Talauen typische semiterrestrische Subtyp der Gley-Vega mit der Horizontabfolge aAh – aM – (II)aG. Die charakteristischen Horizontmerkmale prägen sich durch den Sedimenteintrag der z.T. periodisch überfluteten Aue als auch aufgrund der Grundwasserbeeinflussung aus (AG BODEN 2005).

Während, wie Abb. 5-1 zu entnehmen, der humose Oberboden (aAh - Horizont) an allen Standorten klar bis 0,3 m abzugrenzen ist, variiert die Mächtigkeit des aM-Horizontes am Untersuchungsstandort (allerdings nicht systematisch) zwischen 0,3 und 0,5 m.

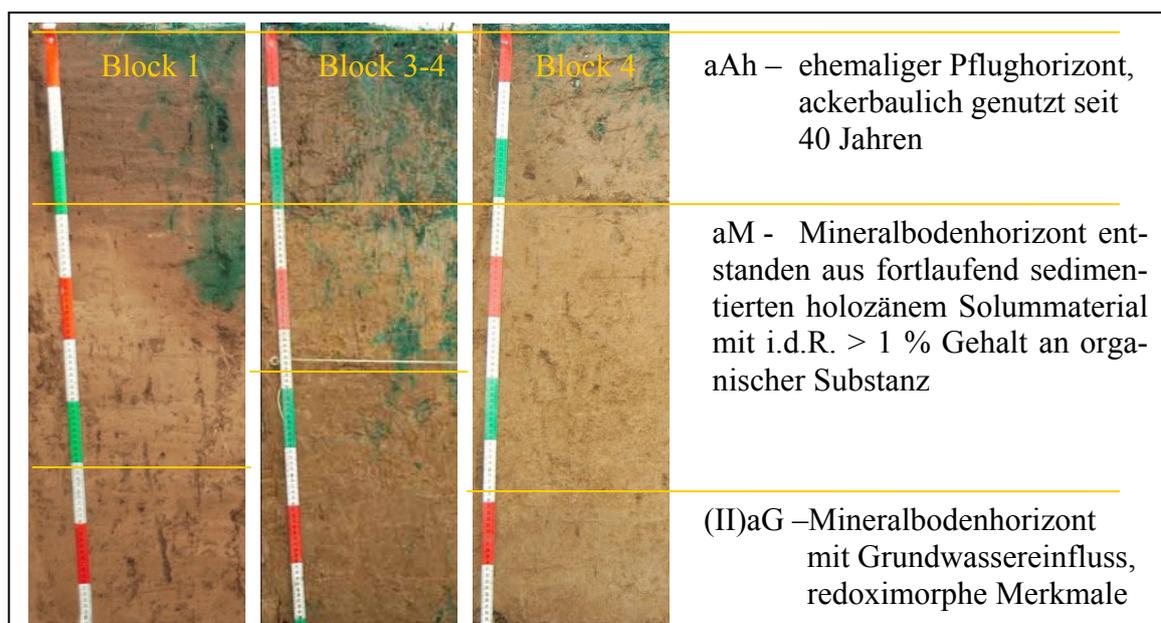


Abb. 5-1 Im Rahmen der Farbtracerversuche an 3 Standorten auf der Untersuchungsfläche angelegte Bodenaufschlüsse bis 1m Tiefe

Die Obergrenze des (II)aG - Horizontes liegt jedoch bei $\leq 0,8$ m, was ein Kriterium für die Ansprache des Bodentyps Gley-Vega ist. Im Rahmen der durchgeführten Farbtracerversuche wurden Bodenaufschlüsse bis mindestens 1,0 m Tiefe angelegt (Abb. 5-1). Redoximorphe Merkmale (Rostflecken) konnten dabei in 0,75 m uGOK, möglicher Grundwasserschwankungsbereich, ausgemacht werden.

Die Auswertung der Bodenrastreruntersuchung hinsichtlich der Textur des Bodens lassen über die Tiefe nur eine schwache Differenzierung der mittleren Korngrößenanteile erkennen. Über die gesamte Profiltiefe ist, nach AG BODEN (2005), als *Hauptbodenart* schluffiger Lehm (Lu) kennzeichnend (Abb. 5-2).

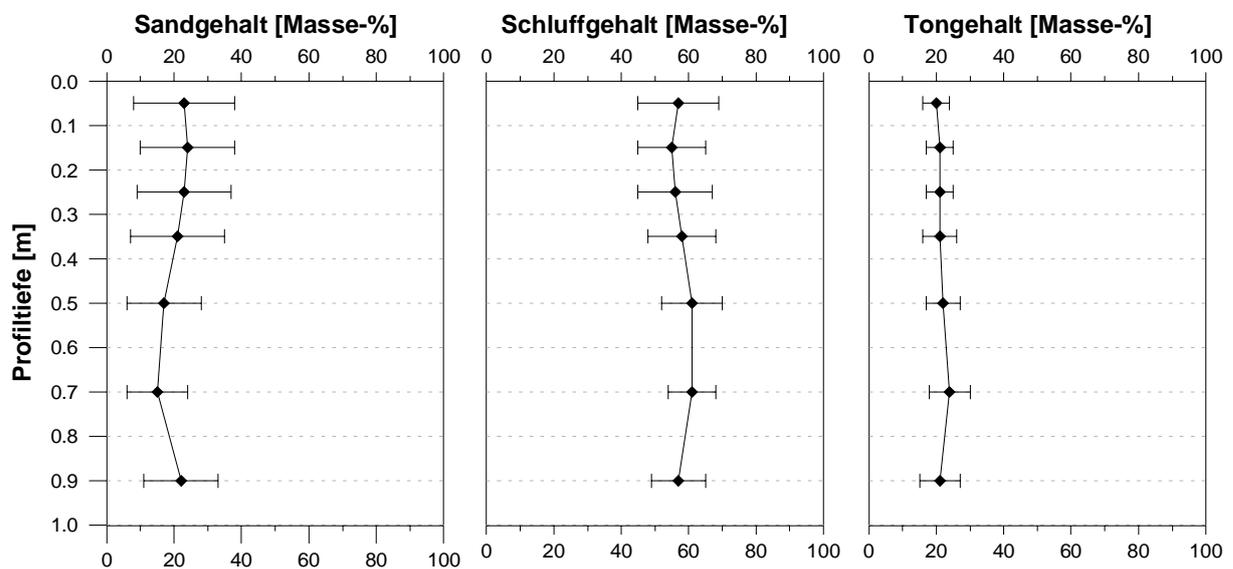


Abb. 5-2 Korngrößenfraktionen (Mittelwert und Standardabweichung) im Tiefenprofil

Innerhalb der einzelnen Tiefenlagen zeigen sich jedoch erhebliche Streubreiten. Wie die Einzelanalyse der Korngrößenfraktionen ergab, variiert das Bodenartenspektrum in allen Tiefenlagen hauptsächlich zwischen schluffig lehmigen Sand (Slu) und stark tonigen Schluff (Ut4) (Abb. 5-3). Während die Tonfraktion, mit im Mittel 21%, in einem relativ geringen Maße streut, variieren die Sand- und Schluffgehalte sehr viel ausgeprägter und zeigen ein konträres Verhalten. Diese räumlich variablen Bodenarten lassen sich jedoch, durch die Ausrichtung der Blocks parallel zur Saale, weitgehend fassen, so dass man innerhalb der einzelnen Blöcke mehr oder weniger von homogenen Bedingungen bezüglich des abiotischen Faktors Boden ausgehen kann (Abb. 5-4). Als Hauptbodenart ist somit flussnah (Block 1) ein schluffig lehmiger Sand (Slu) mit, über das Profil bis 1 m Tiefe gemittelten, Schluffgehalten von 49% (Sandgehalt = 35%) zu verzeichnen. In Block 2 und Block 3 dominiert schluffiger Lehm (Lu) mit $U = 58\%$ (Sandgehalt = 18%) und im saalefernen Block 4 sind stark tonige Schluffböden

(Ut4) mit Schluffgehalten von 70% (Sandgehalt = 8%) vorzufinden. Der Tongehalt des Bodens korreliert lediglich in den obersten 0,4 m mit der Entfernung zur Saale, wobei sich vorrangig Block 1 mit 16% im Vergleich zu den anderen Blöcken (T = 22-24%) absetzt.

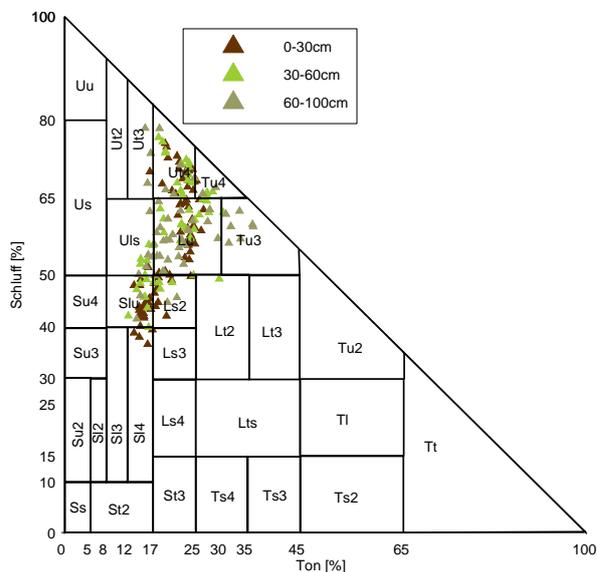


Abb. 5-3 Bodenarten in Abhängigkeit von der Tiefe

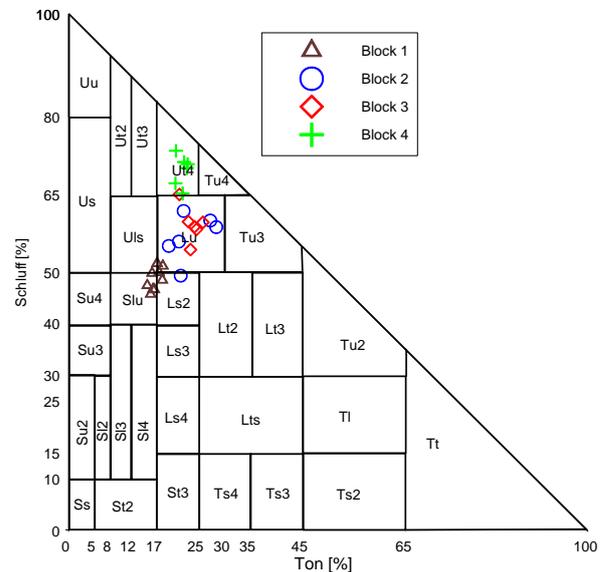


Abb. 5-4 Bodenarten in Abhängigkeit vom Block

Dieses weite Korngrößenspektrum der Auensedimente weist auf kleinräumig differenzierte Ablagerungsbedingungen hin, die typisch für einen Auestandort sind, der periodischer Überflutung und Auflandung unterliegt. Hier erfolgt nämlich entsprechend der Strömungsgeschwindigkeit eine Korngrößensortierung mit der Entfernung zum Vorfluter (BOLT et al. 1980:122). Während sich in Ufernähe überwiegend die Sandfraktion abgelagert, erfolgt die Sedimentation von feinkörnigen Material und Schwebstoffen in größerer Entfernung vom Fluss (STEINMÜLLER 1971, SCHWARTZ et al. 2000, ALTERMANN et al. 2001). Die gradierte Abstufung der Bodenarten am Untersuchungsstandort ist bis zur Profiltiefe 0,6 m sehr deutlich ausgeprägt, wobei die größten Variabilitäten innerhalb des aAh - Horizontes zu verzeichnen sind (Abb. 5-2). Wenn man nur die räumliche Verteilung des Schluffanteils/Bodenarten im humosen Oberboden betrachtet (Abb. 5-5), können sich gewisse Modifikationen der Bodenarten auch innerhalb der einzelnen Blöcke ergeben. Beispielsweise lässt sich in der Süd-Nord-Ausrichtung des Blocks 2 ein Gradient der Bodenarten von schwach sandigem Lehm (Ls2) über schluffigen Lehm (Lu) nach Ut4 nachweisen. Trotz dessen, lässt sich die Variabilität der Bodenarten auf Feldebene durch Beachtung des Blockeffekts in den statistischen Analysen weitgehend erfassen.

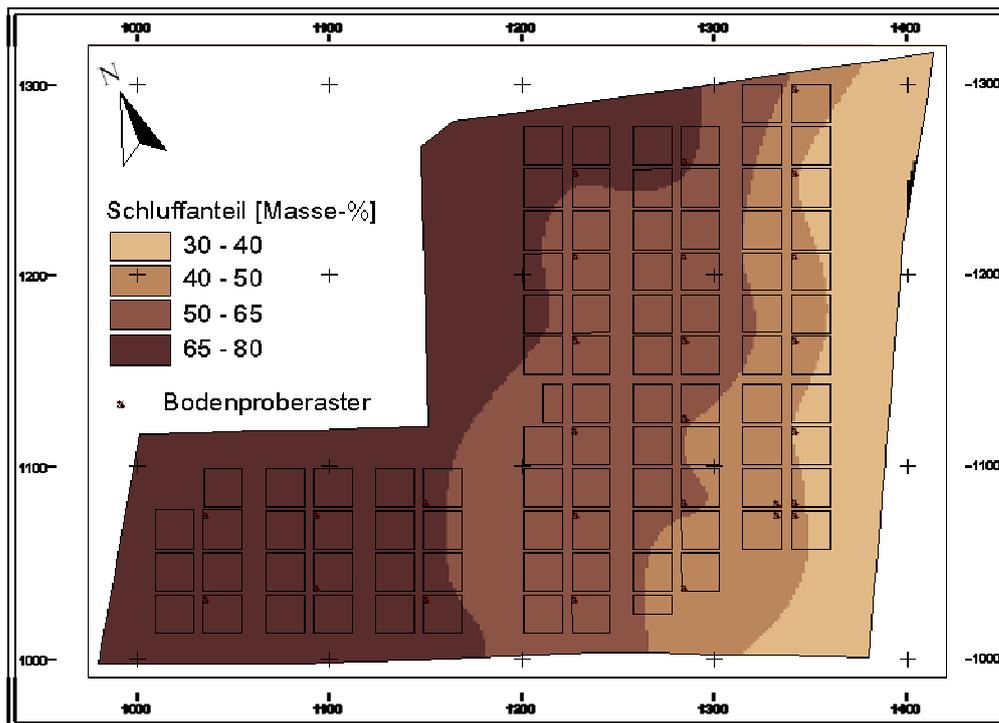


Abb. 5-5 Räumliche Variabilität des Schluffanteils [%] im humosen Oberboden (bis 0,3m), Klassifizierung entsprechend der Bodenarten

Wie Abb. 5-2 zu entnehmen, ist in den Profiltiefen von 0,6–1,0 m generell ein Rückgang der Streubreite der Korngrößenfraktionen zu verzeichnen. Das räumliche Muster in diesen Tiefen entspricht einer eher punktuell ausgeprägten Heterogenität („patchy pattern“, Mosaikcharakter). Die fehlende laterale Gradierung der Bodenarten in diesen Tiefen könnte auf ein vormals verändertes Erosions- und Akkumulationsgeschehen zurückzuführen sein. Landnutzungswandel, eine von heute abweichende Flussführung, der Eingriff des Menschen in die Abflussdynamik der Saale (Talsperren, Drainage) wären hierfür als Ursachen zu nennen.

Gekoppelt an die Textur des Bodens bzw. der Blocknummerierung ergeben sich auch Variationen bezüglich der analysierten bodenphysikalischen und -chemischen Parameter. In allen Tiefenlagen korreliert der Kalkgehalt positiv mit dem Schluff- bzw. Tonanteil und negativ mit dem Sandanteil. Der Glühverlust zeigt insbesondere im aAh-Horizont eine Abhängigkeit zur Bodenart. Mit Zunahme des Schluff- bzw. Tonanteils oder Abnahme des Sandanteils steigt der Gehalt an organischer Substanz (HOOK & BURKE 2000).

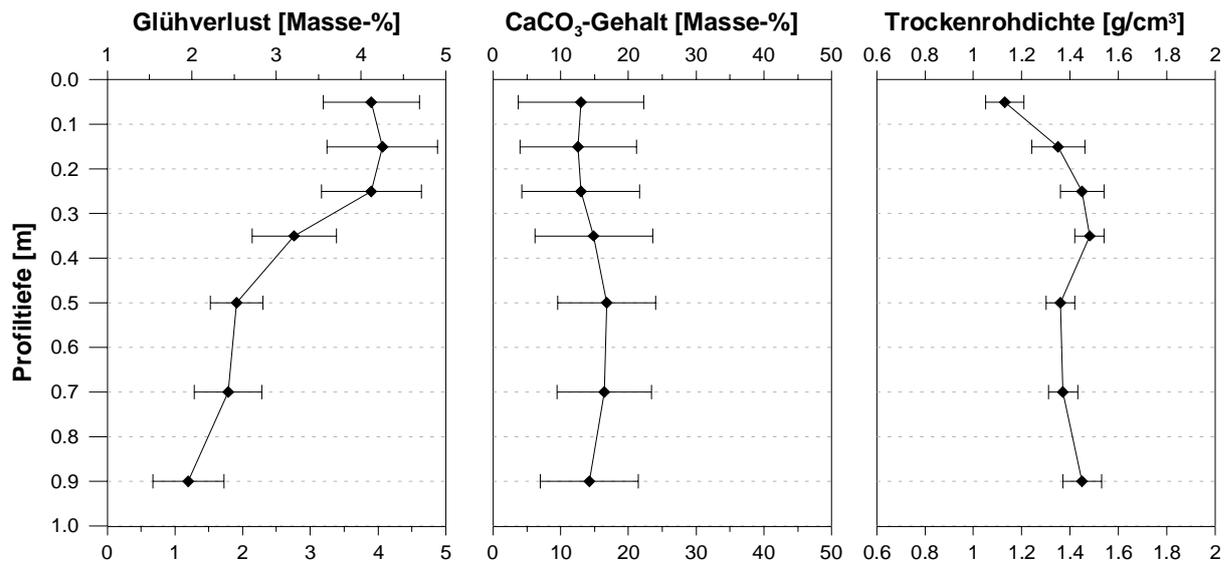


Abb. 5-6 Glühverlust, Kalkgehalt und Trockenrohdichte (Mittelwert und Standardabweichung) im Tiefenprofil

Der *Glühverlust*, als Maß für den Anteil an organischer Substanz, zeigt weiterhin eine deutliche vertikale Differenzierung. Klar bis 0,3 m Tiefe abgegrenzt ist der stark humose (h4) aAh-Horizont mit durchschnittlich 4,2% organischer Substanz. Die tieferen Lagen sind mit \emptyset 2,5% als mittel humos (h3) einzustufen.

Mit einem über die Profiltiefe gemittelten *Calciumcarbonatgehalt* von 14% kann der Standort nach AG BODEN (2005) als carbonatreich (c4) charakterisiert werden. Dies kann v.a. auf den geogenen Hintergrund (Muschelkalk) des Einzugsgebietes zurückgeführt werden. Entsprechend der Texturheterogenität ergibt sich eine laterale Differenzierung. So sind die Böden im saalenahen Block 1 als carbonathaltig (c3) und im saalefernen Block 4 als sehr carbonatreich (c5) anzusprechen. Ähnlich wie die Bodenfraktionen, lassen sich Stoffe in einer Suspension mit verschiedenen Dichten und Radien trennen, weil sie unterschiedlich schnell sedimentieren (STOCKESSCHES GESETZ). Das schwer lösliche CaCO₃, dass bei Überflutung der Fläche eingetragen wird, weist demnach ähnliche Sedimentationseigenschaften, wie die Schluff- und Tonfraktion des Bodens auf und lagert sich in den entfernteren Bereichen von der Saale ab.

Eine deutliche vertikale Differenzierung lässt sich auch aus den Analysenergebnissen der *Trockenrohdichte* (Maß für die Porosität) erkennen. Die Trockenrohdichte steigt von sehr gering (pt1) in den obersten 0,1 m, auf einen mittleren Wert (pt3) von 1,48 g/cm³ zwischen 0,3 – 0,4 m Tiefe an. In den Tiefenstufen darunter ist die Trockenrohdichte als gering (pt2) einzustufen. Der Verfestigungshorizont in 0,3 - 0,4 m Tiefe resultiert aus der langjährigen landwirtschaftlichen Nutzung (Pflughorizont) des Untersuchungsstandortes. Weiterhin hat

sich gezeigt, dass die Trockenrohdichte negativ mit dem Anteil an organischer Substanz korreliert.

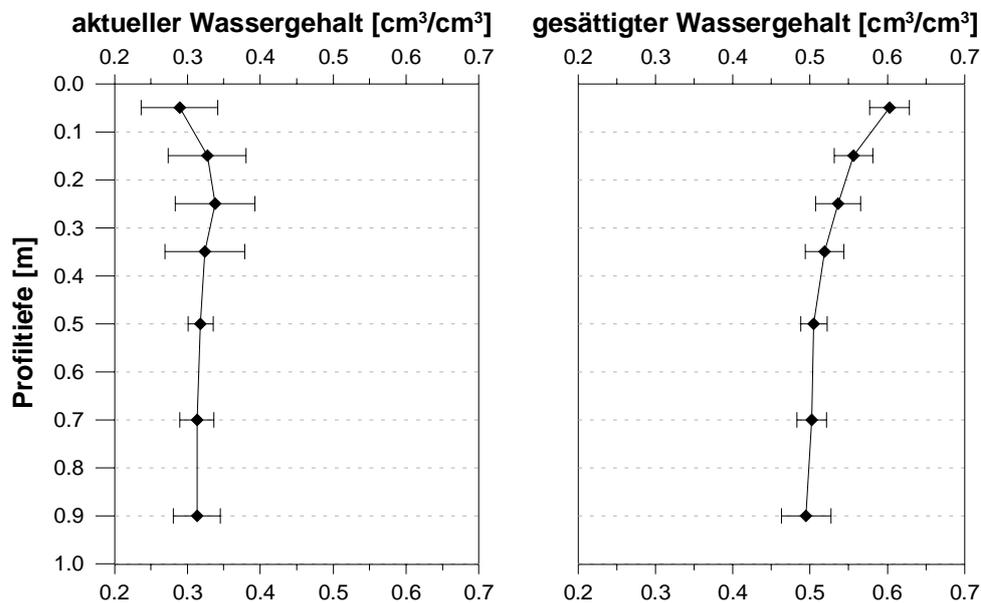


Abb. 5-7 Gravimetrisch ermittelte Wassergehalte (Mittelwert und Standardabweichung) im Tiefenprofil

Ebenfalls abhängig vom Gehalt an organischer Substanz sind die gravimetrisch ermittelten *Wassergehalte* der Stechzylinderproben. Mit Zunahme der organischen Substanz im Boden ist ein Anstieg der volumetrischen Wassergehalte, insbesondere der Sättigungswassergehalte, zu verzeichnen (SULLIVAN 2002). Die gesättigten Wassergehalte zeigen weiterhin eine starke negative Abhängigkeit von der Trockenrohdichte. Der Wassergehalt der Bodenproben zum Zeitpunkt der Entnahme korreliert eng mit den prozentualen Korngrößenanteilen. Mit Zunahme der Fraktionen <0,063 mm (U,T) bzw. Abnahme der Sandanteile im Boden steigen die volumetrischen Wassergehalte. Die Abhängigkeit der volumetrischen Wassergehalte von der Texturheterogenität, dem Gehalt an organischer Substanz sowie der Trockenrohdichte ist bereits seit längerem bekannt (JAMISON & KROTH 1958, HENNINGER et al. 1976).

Auch für die mittels FDR-Profilsonde erfassten und bereinigten (Kapitel 4.2.5) Messwerten des volumetrischen Wassergehalts wird als Plausibilitätskriterium erwartet, dass diese eine räumliche Differenzierung aufgrund der Texturheterogenität aufweisen. An sechs ausgewählten Messterminen, die das Bodenfeuchtigkeitsspektrum innerhalb des Untersuchungszeitraums charakterisieren, wurde der statistische Zusammenhang zwischen den auf 86 Plots erfassten volumetrischen Wassergehalten und der Korngrößenzusammensetzung tiefendiskretisiert untersucht (Tab. 5-1). Aus den in ArcView GIS 3.2 für jede beprobte Bodentiefe er-

stellten Grids des Sand- Schluff- und Tonanteils wurden plotspezifische Daten generiert (Interpolation nach Spline-tension-Verfahren, 12nearest neighbours). Wie Tab. 5-1 zu entnehmen, weisen die Messwerte der volumetrischen Wassergehalte die erwarteten Abhängigkeiten zur Texturheterogenität insbesondere unter feuchten Bedingungen auf. Generell ist mit Zunahme des prozentualen Schluff- oder Tonanteils bzw. mit Abnahme des Sandanteils (hier nicht dargestellt, da eng mit U korreliert) im Boden ein Anstieg der Messwerte verbunden. Unter feuchten Bedingungen (Messtiefen 0,6 und 1,0 m, 10.05.2004, 9.12.2004) kann die Variabilität der Messwerte vorrangig durch die Variabilität des Schluffanteils auf dem Untersuchungsstandort erklärt werden. Dieser verstärkte Einfluss der Bodenheterogenität unter feuchten Bedingungen wurde u.a. in Arbeiten von REYNOLDS (1970), FAMIGLIETTI et al. (1998) gezeigt. Während sehr trockener Zeiträume tritt der Einfluss der Bodentextur zumindest in den Messtiefen bis 0,4 m uGOK zurück (HAWLEY et al. 1983).

Tab. 5-1 Feldmittelwert des volumetrischen Wassergehalts (n=86) und Standardabweichung an ausgewählten Messterminen sowie Korrelationskoeffizienten zwischen Wassergehalten und dem Ton (T)- und Schluffanteil (U) des Bodens

	15.05.2003		28.08.2003		25.11.2003		10.05.2004		27.10.2004		09.12.2004	
Mittlerer Wassergehalt (MW) und Standardabweichung (SD) in cm ³ /cm ³												
Tiefe [m]	MW	SD										
0,1	0,262	0,062	0,128	0,043	0,347	0,047	0,384	0,034	0,244	0,042	0,385	0,037
0,2	0,222	0,053	0,156	0,049	0,312	0,059	0,378	0,046	0,242	0,046	0,378	0,039
0,3	0,298	0,045	0,226	0,058	0,308	0,046	0,357	0,031	0,290	0,034	0,356	0,028
0,4	0,339	0,031	0,275	0,051	0,311	0,048	0,376	0,033	0,309	0,027	0,381	0,035
0,6	0,354	0,037	0,308	0,033	0,302	0,027	0,365	0,035	0,328	0,028	0,385	0,042
1,0	0,346	0,046	0,324	0,048	0,296	0,035	0,397	0,039	0,337	0,041	0,491	0,125
Korrelationskoeffizient (r) zwischen plotspezifischen Wassergehalten und T bzw. U-Anteil												
Tiefe [m]	T	U	T	U	T	U	T	U	T	U	T	U
0,1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	.274	.378	.425	.355	n.s.	n.s.	.307	.299
0,2	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	.246	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
0,3	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	.393	.462	n.s.	n.s.	.395	.395
0,4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	.252	.241	n.s.	n.s.	.325	.278
0,6	n.s.	.438	n.s.	.282	n.s.	.278	n.s.	.383	n.s.	.306	n.s.	.356
1,0	n.s.	.556	n.s.	.283	n.s.	.272	.273	.404	n.s.	.473	n.s.	.414

n.s.-nicht signifikant, p<0,05

5.1.2 Sedimentanalysen – Flut im Januar 2003

Abb. 5-8 zeigt den Untersuchungsstandort am 05.01.2003 aus süd-östlicher Richtung. Wie dieser zu entnehmen, gab es einen „Dammdurchbruch“ von der Saale auf die Untersuchungsfläche, so dass diese zu ca. 60% (5,6 ha) überschwemmt wurde. Das Sedimentationspotential ist abhängig von verschiedenen Faktoren, wie die Entfernung zum Vorfluter, die relative Hö-

henlage zum Wasserstand des Oberflächengewässers (SCHWARTZ 2001, KUNERT et al. 2000), die Schwebstofffracht, die Oberflächenrauigkeit sowie die topographische Situation am Standort (HÖHN et al. 2000). Entsprechend der Topographie des Geländes, waren insbesondere Block 1-3 von der Überschwemmung betroffen. Die mittlere Sedimentationsrate ($n=26$) betrug 377 g/m^2 . Entlang der Hauptfließrichtung (Block 2, $n=6$) wurden durchschnittlich 571 g/m^2 Probenmaterial gesammelt. Auf der überschwemmten Fläche betrug die Sedimentauflandung durch dieses Ereignis $\varnothing 21\text{t}$. Das aufgelandete Material bestand bezüglich der Textur zu 78% aus Schluff, 21% aus Ton und lediglich aus 1% Sand und entspricht nach AG BODEN (2005) einem stark tonigen Schluff. Der Gehalt an organischer Substanz betrug durchschnittlich 8,4%. Das Material kann deshalb als stark humos eingestuft werden. Somit hat die Menge an sedimentiertem Material durch den gleichzeitigen Eintrag von Nährstoffen einen entscheidenden Einfluss auf den stofflichen Status der Böden, der im Rahmen des Gesamtprojektes quantitativ Beachtung finden sollte.



Abb. 5-8 Untersuchungsstandort am 05.01.2003 aus Südost

5.1.3 Farbtracerversuche

Um die Bedeutung des schnellen „präferentiellen“ Flusses auf dem Untersuchungsstandort semiquantitativ zu erfassen, wurden an 3 Standorten senkrecht zur Saale Farbtracerversuche durchgeführt (Abb. 4-1, Kapitel 4.2.1).

Die Randbedingungen können Tab. 5-2 entnommen werden. Anhand der parallel aufgezeichneten Wassergehalte wurde der Speicherinhalt S_{125} zu Beginn und Ende der Beregnung im Bodenprofil bis 1,25 m nach Gleichung 4-6 berechnet. Das Verhältnis von ΔS_{125} ($S_{125} \text{ Ende} - S_{125} \text{ Beginn}$) zur applizierten Wassermenge (P), stellt dann ein Maß für die Wiederfindungsrate im Bodenprofil bis 1,25 m uGOK dar. Sowohl die applizierte Niederschlags-

höhe (P) als auch die Intensitäten sind gemäß DWD (Unwetterkriterien) als sehr heftige Starkregenereignisse (>25 mm/h), die extrem selten vorkommen, einzuordnen. Die im Untersuchungszeitraum auf dem Standort maximal gemessene Niederschlagsintensität betrug „lediglich“ 28,7 mm/h (am 28.07.2003).

Tab. 5-2 Randbedingungen der zu verschiedenen Zeitpunkten an insgesamt 3 Standorten (Block) durchgeführten Farbtracerversuche

	Mai 2003			Oktober 2003			Juni 2004		
Block	3-4	3-4	3-4	1	1	1	4	4	4
Plot	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
S ₁₂₅ Beginn [mm]	437	393	352	368	390	374	486	516	536
S ₁₂₅ Ende [mm]	514	512	504	375	414	410	531	550	577
ΔS_{125} [mm]	77	120	151	8	25	35	44	34	41
P [mm]	85	108	105	91	90	90	80	80	40
Intensität [mm/h]	55	61	86	42	44	50	45	40	23
$\Delta S_{125} / P$ [-]	0,90	1,11	1,44	0,08	0,27	0,39	0,55	0,43	1,01

S₁₂₅ - gespeicherter Bodenwasservorrat bis Profiltiefe 1,25m, ΔS - Speicheränderung, P - applizierte Wassermenge, $\Delta S_{125} / P$ – Wiederfindungsrate der applizierten Wassermenge, Plot 1-3 zeichneten sich durch unterschiedliche Bedeckungen (kurzes und langes Gras, ohne Vegetationsbestand) aus

Die *Wiederfindungsraten der applizierten Wassermenge* im Bodenprofil bis 1,25 m schwanken zwischen 8 und 90% (Tab. 5-2). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass bei Starkregenereignissen zwischen 10 und 92% des Niederschlages an der Bodenmatrix vorbei in Tiefen $>1,25$ m bzw. bis ins Grundwasser transportiert werden kann. Dieses breite Spektrum resultiert, abgesehen von Bodeninhomogenitäten, v.a. aus der vertikalen Differenzierung des Makroporensystems und der damit verbundenen geringer werdenden Wahrscheinlichkeit, dass Sickerwasserbewegungen durch die FDR-Profilsonde erfasst werden (Abb. 5-9). Wiederfindungsraten >1 wurden zumeist bei Regenintensitäten >61 mm/h ermittelt oder wenn oberflächennah (0,1-0,2 m) hohe Wassergehalte, bedingt durch Pfützenbildung am Ende der Beregnung oder Herabrinnen von Niederschlagswasser direkt an der FDR-Glasfaserröhre und Wasserstau in diesen Profiltiefen, gemessen worden sind.

Da die Auswertung der horizontalen und vertikalen Grabungsschnitte schon rein visuell keine systematische Differenzierungen aufgrund des Bewuchses, der Bodenart (Block) sowie der Vorfeuchte (konsistent mit Untersuchungen von FLURY & FLÜHLER 1994b) erkennen ließen, werden im Folgenden lediglich die *Klassifikationsergebnisse in der Vertikalen* an 3 ausgewählten Plots (in Tab. 5-2 fett markiert) vorgestellt. An jeweils 5 horizontalen Grabungsschnitten in unterschiedlichen Tiefenstufen wurden dazu die drei Klassen: Makroporen in Form von Röhren, die vom Farbtracer gefärbten und ungefärbten Bereiche flächenanteil-

mäßig abgegrenzt (Tab. 5-3). Obwohl innerhalb der einzelnen Profilstufen teilweise erhebliche Unterschiede in den jeweiligen Klassen auftreten, zeichnet sich dennoch ein Trend in der Vertikalen deutlich ab. Tendenziell ist eine Abnahme der vom Tracer durchflossenen Fläche mit der Tiefe zu verzeichnen, wobei dies besonders offensichtlich/sprunghaft zwischen den Profiltiefen 0,5 und 0,8 m erkennbar ist. Während in 0,5m uGOK der Tracer noch auf 17–38% der Fläche verteilt war, sind in Tiefen $\geq 0,8$ m nur noch 3-13% der Gesamtfläche am aktiven Fluss beteiligt. Dadurch bedingt lassen sich in den Profiltiefen 0,6m und 1,0m, im Gegensatz zum humosen Oberboden (aAh-Horizont), kaum Änderungen für die im Profil aufgezeichneten Wassergehalte vor und nach der Beregnung registrieren (Abb. 5-9). Dennoch konnten an allen Standorten, z.B. durch Rammkernsondierungen oder Bodenaufschlüsse bis zum Grundwasser, Spuren des Farbtracers auch in Bodenhorizonten $>1,0$ m nachgewiesen werden. Präferentieller Fluss lässt sich demnach nur bedingt durch Punktmessungen erfassen. Weiterhin wurde in der Profiltiefe 0,5 m das Maximum des prozentualen Anteils an Makroporen (1-2%) in Form von Röhren/Gängen registriert. Tendenziell ist der Makroporenanteil in den Profiltiefen $\geq 0,5$ m höher als im aAh-Horizont, was auf die erhöhte Wurzelbiomasse und den dadurch bedingten geringeren zeitlichen Bestand dieser Strukturen in diesem Bodenhorizont zurückzuführen ist. DATHE et al. (1996) der auf einer seit 10a unbearbeiteten Wiese als auch auf einem Stoppelfeld Farbtracerversuche mit Rhodamin durchgeführt hat, verweist ebenfalls darauf, dass im Unterboden ($<0,3$ m) die Anzahl der Makroporen erhöht ist und das insbesondere Regenwurmgänge in Lössböden (Schluffböden) über lange Zeit erhalten bleiben können. Die Anzahl der leitenden Makroporen im Unterboden der Wiese war dabei sehr viel höher als auf dem Stoppelfeld. Da der Untersuchungsstandort von einer landwirtschaftlichen Nutzfläche in Grünland konvertiert wurde, liegt somit die Vermutung nahe, dass Makroporenfluss in Zukunft an Bedeutung gewinnt.

Tab. 5-3 Prozentuale Flächenanteile der drei zu differenzierenden Klassen: Makroporen (Röhren), gefärbte und ungefärbte Bereiche

Block	Mai 2003			Oktober 2003			Juni 2004		
	3-4	3-4	3-4	1	1	1	4	4	4
Tiefe [m]	Makroporen [%]	gefärbt [%]	ungefärbt [%]	Makroporen [%]	gefärbt [%]	ungefärbt [%]	Makroporen [%]	gefärbt [%]	ungefärbt [%]
ca. 0,1	-	84	17	0,52	54	46	0,49*	18*	82*
ca. 0,3	0,04	23	77	1,72	65	33	0,70	13	87
ca. 0,5	0,70	22	77	2,08	38	60	1,56	17	82
ca. 0,8	0,56	4	96	1,44	8	90	0,95	4	95
ca. 1,0	0,37	13	87	5,25	7	88	0,42	3	96

* Dieser horizontale Grabungsschnitt stammt aus der Profiltiefe 0,18m, was die hohe Abweichung der gefärbten und ungefärbten Bereiche im Vergleich zu den anderen Plots erklärt.

Unter Einbezug der *visuellen Interpretation der horizontalen und vertikalen Grabungsschnitte*, lässt sich die vertikale Differenzierung des Makroporensystems wie folgt beschreiben. Während bis ca. 0,3 m vorrangig Wurzelröhren sowie Schrumpfrisse hydraulisch aktiv sind, bilden in Tiefen $>0,5$ m hauptsächlich Tierröhren und -gänge die Leitbahnen für den schnellen Fluss. Dadurch wird ein „pulse splitting“ hervorgerufen, so dass ein Teil des infiltrierten künstlichen Niederschlages mehr oder weniger flächenhaft nahe der Oberfläche verteilt ist, während ein anderer Teil, auf nur einem geringen prozentualen Flächenanteil, sich rasch und weit abwärts bewegt.

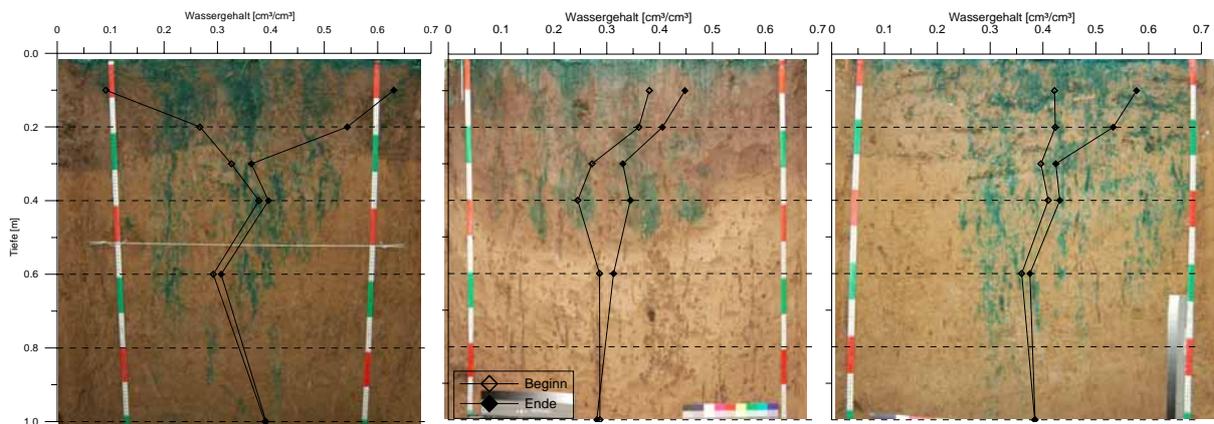


Abb. 5-9 Bodenfeuchteprofile vor und nach der Beregnung sowie vertikale Grabungsschnitte, Standorte von links nach rechts: Block 3-4 im Mai 2003, Block 1 im Oktober 2003, Block 4 im Juni 2004

Dieses typische vertikale Verteilungsmuster des Farbstoffs wurde auch in Untersuchungen von FLURY & FLÜHLER (1994b), ZEHE (1999), BISCHOFF et al. (1999) hervorgebracht. Ein gleichmäßiges Vordringen der Farbfront über die Bodenmatrix wird im Rahmen solcher Experimente nie berichtet.

Das Vorhandensein und die Inanspruchnahme von bevorzugten Fließwegen bei Starkregenereignissen hat nicht nur Konsequenzen für das Monitoring und die Modellierung des Bodenwasserhaushalts sondern auch für die Erfassung von Stoffflüssen (BISCHOFF et al. 1999, SCHOEN et al. 1999, WILLIAMS et al. 2003). Der rasche vertikale Wassertransport in den Makroporen führt, gegenüber der Verlagerung mit dem Matrixfluss, zu einer beschleunigten Stoffverlagerung im Boden und stellt so ein Grundwassergefährdungspotenzial dar.

In STAGNITTI et al. (1995) und HART & LOWERY (1996) wird auf die Problematik der Modellierung des Stoff- und Wasserhaushalts bei Makroporeneinfluss verwiesen. Mit herkömmlichen mathematischen Ansätzen (Randbedingungen der RICHARDS-GLEICHUNG) lässt sich präferentieller Fluss nicht hinreichend beschreiben, was v.a. in der hohen Dynamik der präferentiellen Transportprozesse begründet liegt. Weiterhin ist es, aufgrund der zeitlichen und räumlichen Variabilität (Witterungseinflüsse, ökologische Veränderungen - Regenwurm-

dichte, Bodennutzung) der Entwicklung von Makroporen schwer feste Modellparameter und Beschreibungsansätze zu quantifizieren (BEVEN & GERMAN 1982).

Einen rein gravitativen Ansatz (Wasserbewegung entsprechend dem Gravitationspotential) zur Beschreibung des Wasserflusses in Makroporen wurde u.a. von BEVEN & GERMAN (1982), GERKE & VAN GENUCHTEN (1993), DURNER (1994) entwickelt. Dafür wird unter bestimmten Randbedingungen der Porenraum des Bodens in ein bimodales oder multimodales System diskretisiert. So existieren neben den Porenbereichen mit Matrixfluss, grobstrukturierte Bereiche für sehr mobiles Wasser. Die in Anspruchnahme des Sekundärporensystems (Makroporensystem) erfolgt, wenn Sättigung im Boden erreicht ist. Wie aus den Farbtracerversuchen, den Grundwasseranalysen (Kapitel 5.3) sowie Arbeiten von STAGNITTI et al. (1995) ersichtlich, kann präferentieller Fluss jedoch auch ohne vorherige vollständige Sättigung auftreten, was die Unzulänglichkeit dieses Ansatzes verdeutlicht.

Das in dieser Arbeit verwendete Modell WAVE verfügt ebenfalls über einen „dual porosity“ Ansatz. Aufgrund der oben aufgeführten Unzulänglichkeiten sowie der Schwierigkeiten bei der Parameterfindung (pF-Kurve: viele Wiederholungen nötig um Repräsentativität zu gewährleisten) wurde dieser Ansatz jedoch nicht verwendet. Um dennoch die Größenordnung der schnellen Grundwasserneubildung im Zuge von Makroporenfluss abschätzen zu können, wurden die Grundwasserganglinien mit der „Water Table Fluctuation“ (WTF)-Methode nach HEALY & COOK (2002) ausgewertet (Kapitel 5.3).

Durch Starkregenereignisse können auf der Untersuchungsfläche bevorzugte Fließwege in Anspruch genommen werden, was zu einer raschen Tiefenverlagerung der infiltrierten Niederschlagsmenge führen kann. In der Bodenwasserhaushaltsmodellierung stellt diese Komponente eine mögliche Fehlergröße dar, da der schnelle Fluss durch die RICHARDS-GLEICHUNG nicht erfasst werden kann. Da sie eine Verlustgröße ist, könnte insbesondere nach stärkeren Niederschlagsereignissen mit größeren Abweichungen zwischen modellierten und gemessenen Werten sowie mit einer Modifikation der Bilanzgrößen Sickerwasserhöhe und Evapotranspiration gerechnet werden.

5.2 Witterungsverlauf und klimatische Einordnung

Auf Grundlage der an der zentralen Klimastation gemessenen Niederschläge und Lufttemperaturen sowie der berechneten potentiellen Evapotranspirationen (Kapitel 4.2.2) soll der Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum beschrieben werden. Unter Einbezug von

langjährigen Mittelwerten (1961-1990), gemessen an der DWD Klimastation Jena, Schiller-gässchen (KLUGE & MÜLLER-WESTERMEIER 2000) sowie der jährlichen Klimastatusberichte des DWD (MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE 2003,2004), erfolgt eine klimatische Einordnung der Messwerte getrennt nach den hydrologischen Jahren (HY) 2003/2004 (01.04.2003-31.03.2004) und HY 2004/2005 (01.04.2004-31.03.2005).

Das *hydrologische Jahr 2003/2004* war ein Jahr mit vielen Wetterrekorden, gekennzeichnet durch überdurchschnittlich hohe Temperaturen und deutlich zu geringen Niederschlägen. Das Niederschlagsdefizit betrug, gemessen am langjährigen Mittel, 101 mm (= 17% von 587 mm) und die Jahresmitteltemperatur lag mit 10,2°C um 0,9 K über dem langjährigen Mittelwert. Nach MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE (2003) war das Jahr 2003 das 8. trockenste und das 9. wärmste seit 1901. Als Folge weist die klimatische Wasserbilanz (KWB), als Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der potentiellen Evapotranspiration, ein Defizit von 210 mm auf (Tab. 5-4).

Tab. 5-4 Monatswerte der Niederschlagshöhe und Lufttemperatur gemessen (i) als langjähriges Mittel von 1961-1990 an der DWD Klimastation Jena und (ii) an der Klimastation auf dem Untersuchungsstandort, berechnete potentielle Evapotranspiration und Klimatische Wasserbilanz

Monat	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	gesamt
Σ Niederschlag [mm]													
DWD 1961-1990	56	62	77	52	62	42	39	40	43	35	34	44	587
HY 2003/2004	33	48	40	82	16	64	38	34	26	43	41	21	486
HY 2004/2005	32	89	47	111	45	41	12	70	22	39	39	17	564
$\bar{\varnothing}$ Lufttemperatur [°C]													
DWD1961-1990	8,6	13,4	16,7	18,2	17,4	14,2	9,8	5,0	1,7	0,4	1,2	4,6	9,3
HY 2003/2004	8,8	14,9	19,7	19,6	20,5	13,8	6,3	6,3	2,0	0,6	4,1	5,2	10,2
HY 2004/2005	9,9	11,8	15,6	17,1	18,7	13,7	10,1	4,9	1,3	3,2	-1,1	3,9	9,1
Σ Potentielle Evapotranspiration [mm] nach PENMAN-WENDLING													
HY 2003/2004	73	92	121	107	113	56	26	15	12	13	22	46	696
HY 2004/2005	70	74	97	96	95	63	35	12	9	16	16	42	625
Klimatische Wasserbilanz [mm]													
HY 2003/2004	-40	-44	-81	-25	-97	8	12	19	14	30	19	-25	-210
HY 2004/2005	-38	15	-50	15	-50	-22	-23	58	13	23	23	-25	-61
Σ Reale Evapotranspiration [mm] mittels Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode													
HY 2004/2005			73	95	91	49	21	7				22	

Bezüglich der Lufttemperaturen waren v.a. die Monate Juni, Juli und August extrem. In diesem Zeitraum lag der Mittelwert der Lufttemperaturen mit 19,4°C um 2,5 K über dem langjährigen Mittelwert. Ein gegensätzliches Extrem wurde im Oktober registriert. In diesem Monat lag die durchschnittliche Lufttemperatur um 3,5 K unter dem langjährigen Mittel, so dass der Oktober vielerorts der kälteste seit Aufzeichnungsbeginn war (MÜLLER-

WESTERMEIER & RIECKE 2003). Im weiteren zeitlichen Verlauf (November 2003–März 2004) lagen die Temperaturen geringfügig über dem langjährigen Mittel und können nach MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE (2003) als zu mild eingestuft werden.

Ein deutliches Niederschlagsdefizit wurde in den Monaten April, Mai, Juni und August registriert. Lediglich 53% des langjährigen mittleren Niederschlages war in diesen Zeiträumen zu verzeichnen. Im August unterschreitet der Niederschlagsbalken die Temperaturlinie (Abb. 5-10), was in dieser Darstellungsweise (y-Achsen-Einteilung: $P = 2 \times T$), auf aride Bedingungen schließen lässt. Dagegen war das Niederschlagsdargebot im Juli und September mit 82 mm und 64 mm überdurchschnittlichen hoch. Meist gekoppelt an Gewitterfronten wurden sehr intensive Sommerniederschläge registriert. Beispielsweise sind am 28.07.2003 innerhalb von einer Stunde 35% der im Juli gemessenen Niederschlagssumme niedergegangen. Verteilt über den gesamten 11.09.2003 sind 55% der gesamten Niederschlagsmenge dieses Monats gefallen. Im weiteren Verlauf (Oktober 2003 – Februar 2004) ist sowohl die Niederschlagshöhe als auch die Verteilung mit dem langjährigen Mittel vergleichbar. Lediglich im Monat Dezember war die Niederschlagshöhe etwas unterrepräsentiert. Der März 2004 war wiederum durch ein Niederschlagsdefizit von 52% gekennzeichnet.

Resultierend aus der Temperatur- und Niederschlagsverteilung war die Klimatische Wasserbilanz in den Sommermonaten April 2003–August 2004 negativ. Erst ab September 2003 unterschreitet die potentielle Verdunstungsmenge die Niederschlagssumme, so dass bis Ende Februar 2004 eine positive Klimatische Wasserbilanz zu verzeichnen war. Der März 2004 war wiederum gekennzeichnet durch ein Defizit von 25 mm.

In der Gesamtbilanz war das *hydrologische Jahr 2004/2005* ein Jahr mit „normalen“ mittleren Lufttemperaturen und Niederschlagshöhen (MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE 2004). Während im HY 2003/2004 das Niederschlagsvolumen nur 83% des langjährigen Mittels betrug, wurden in diesem Jahr 564 mm registriert, was, bezogen auf den Referenzwert, 96% entspricht. Die mittlere Lufttemperatur wurde in der Jahresbilanz um 0,2 K unterschritten. Die potentielle Evapotranspiration überschreitet mit 625 mm deutlich die Jahresniederschlagssumme, so dass die klimatische Wasserbilanz ein Defizit von 61 mm aufzeigt. Während das Gesamtjahr als „normal“ bezeichnet werden kann, zeigt die monatliche Verteilung der Niederschläge und Lufttemperaturen zum dazugehörigen Referenzwert teilweise starke Abweichungen (Tab. 5-4).

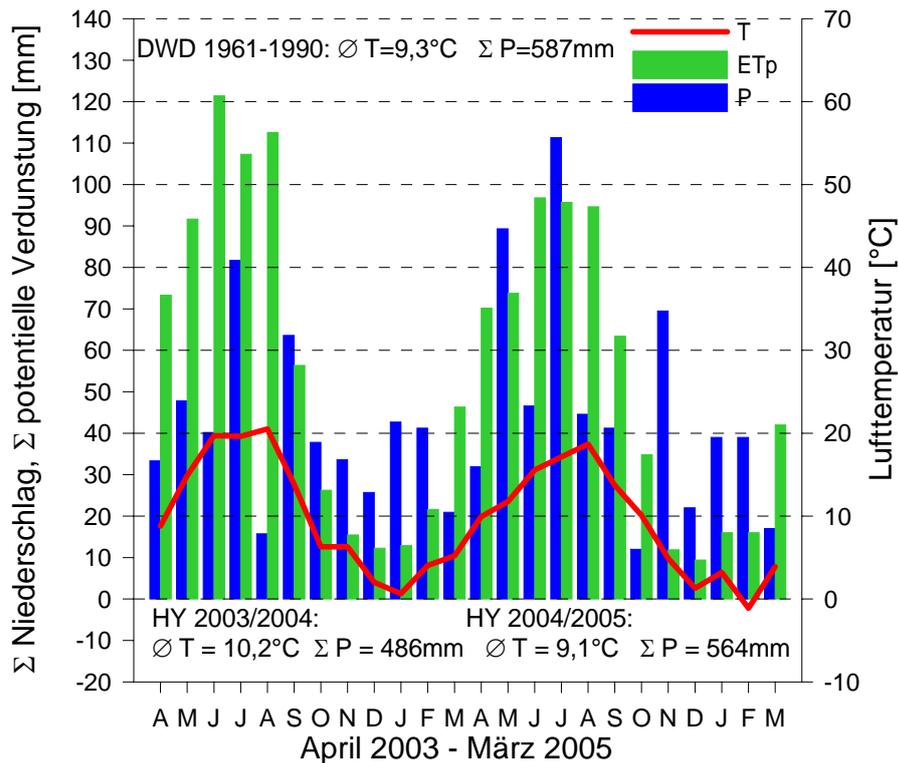


Abb. 5-10 Zeitlicher Verlauf des Niederschlages (P), der potentiellen Evapotranspiration (ETp) und der Lufttemperatur (T)

Lag in den Monaten April 2004 und August 2004 die monatliche mittlere Lufttemperatur um 1,3 K über den langjährigen Mittelwerten, waren die Monate Mai 2004 - Juli 2004 mindestens um 1,1 K zu kühl. Im Zeitraum von September 2004 - Dezember 2004 sind die Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen mit den langjährigen Mittelwerten vergleichbar. Der Januar 2005 war mit 3,2°C um 2,8 K deutlich zu warm, der Februar dagegen um 2,3 K zu kalt. Der März 2005 wiederum war recht ausgeglichen temperiert.

Wie im Jahr zuvor gestaltete sich die Niederschlagsverteilung im HY 2004/2005 ähnlich wechselhaft. Wie Tab. 5-4 zu entnehmen, waren die Monate April, Juni, August, Oktober und Dezember gekennzeichnet durch deutliche Niederschlagsdefizite. In diesen Monaten fielen nur 57% der üblichen Niederschlagssummen von 277 mm. Wiederum enthält dieses hydrologische Jahr einen Monat (Oktober 2004), in dem aride Bedingungen herrschen (Abb. 5-10). Im Mai, Juli und November des HY 2004/2005 wurde dagegen ein um 75% höheres Niederschlagsaufkommen im Vergleich zum langjährigen Mittel (154 mm) registriert. Mehr als die Hälfte der gemessenen Niederschläge in diesen Monaten fielen innerhalb nur weniger Tage. So gingen vom 01.05.-07.05.2004 72 mm, vom 20.07.-22.07.2004 59 mm und vom 17.11.-23.11.2004 42 mm nieder. Die klimatische Wasserbilanz weist in diesen Monaten eine positive Bilanz auf, während sie in den durch Niederschlagsdefizite gekennzeichneten Monaten, außer im Dezember 2004, negativ war. Im weiteren Verlauf war das Niederschlagsauf-

kommen leicht positiv wie auch die klimatische Wasserbilanz. Im März 2005 dagegen, lag die Niederschlagshöhe mit 17 mm um 61% deutlich unter dem dazugehörigen Referenzwert, wie auch die klimatische Wasserbilanz für diesen Monat negativ ausfiel.

Als treibende Variablen des Bodenwasserhaushalts steuern die atmosphärischen Randbedingungen im Wesentlichen die Dynamik und Höhe der Wasserbilanzgrößen. Des Weiteren werden von der Witterung Ökosystemfunktionen wie z.B. die Produktivität beeinflusst. Das der Untersuchungszeitraum sowohl ein extrem trockenes und warmes als auch ein klimatisch „normales“ hydrologisches Jahr umfasst, war daher für diese Arbeit sehr von Vorteil. Trotz der verschiedenen klimatischen Gegebenheiten der zwei untersuchten hydrologischen Jahre, lassen sich als Gemeinsamkeit Starkniederschlagsereignisse innerhalb der Sommerhalbjahre herausstellen.

5.3 Grundwasserdynamik -neubildung -fließrichtung

Auf Grundlage der automatisch und manuell erfassten Werte des Grundwasserflurabstandes sowie des niveaubezogenen Grundwasserstandes (Kapitel 4.2.3), können Aussagen über die Grundwasserdynamik und die Fließrichtung, als charakteristische hydrologische Kenngrößen eines Standortes, getroffen werden. Die Analyse der Grundwasserganglinien nach der „Water Table Fluctuation“ (WTF) - Methode nach HEALY & COOK (2002), lässt Rückschlüsse auf die schnelle Grundwasserneubildungsrate im Zuge von Makroporenfluss nach Starkregenereignissen zu.

Bodenhydrologisch ist insbesondere der *Grundwasserflurabstand als auch die Grundwasserschwankungsamplitude* von Bedeutung, da in Abhängigkeit dieser Kenngrößen eine Modifikation der Wasserbilanzgrößen erfolgen kann (Kapitel 2.3). Im Untersuchungszeitraum (01.04.2003-31.03.2005) betrug der mittlere Grundwasserflurabstand $2,09 \text{ m} \pm 0,39 \text{ m}$ (Tab. 5-5) und somit wird der Standort nach RENGER et al. (1986) als grundwasserfern ($>1,75 \text{ m}$) eingestuft.

Tab. 5-5 Statistische Maßzahlen der Grundwasserflurabstände sowie Lagekoordinaten der drei automatisch betriebenen Grundwasserpegel

Angaben in m

<i>Pegel_ID</i>	<i>Hochwert</i>	<i>Rechtswert</i>	<i>mNN*</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>Spannweite</i>
GWB1A02	1099,00	1360,32	138,62	2,24	0,43	0,70	2,65	1,95
GWB2A11	1278,55	1282,67	138,28	2,03	0,43	0,44	2,46	2,02
GWB4A22	1054,74	1009,65	139,15	1,99	0,31	0,97	2,39	1,42
∅				2,09	0,39	0,70	2,50	1,80

*entspricht Geländeoberkante, MW-Mittelwert, SD-Standardabweichung, min-Minimum, max-Maximum

Dennoch unterliegt der Grundwasserflurabstand gewissen zeitlichen und räumlichen Schwankungen, die im Wesentlichen durch die Interaktion mit dem Wasserstand der Saale, der Entfernung vom Vorfluter sowie der Niederschlagshöhe gesteuert werden, so dass der Standort als grundwasserbeeinflusst ausgewiesen werden muss.

Da die Sohle der Saale bis in den quartären Kies- und Schotterkörper reicht (Abb. 3-2), steht der Wasserstand der Saale im direkten hydraulischen Kontakt mit dem Grundwasserleiter. Die hydrologischen Verhältnisse in der Aue werden somit auch vom Abflussgeschehen in der Saale bestimmt. Damit hängt der Grundwasserstand und das Gefälle unmittelbar vom Flusswasserstand ab (Abb. 5-11). Die zeitliche Verschiebung der Peaks der Wasserstands- und Grundwasserganglinien (ca. 4-5 Tage) ist zurückzuführen auf die Distanz zwischen dem Pegel Rothenstein (ca. 10 km flussauf) und dem Untersuchungsstandort als auch auf die Zeit für laterale Austauschprozesse. Zwischen dem Wasserstand am Pegel Rothenstein (x) und dem Grundwasserflurabstand (y) besteht ein exponentieller Zusammenhang, der wie folgt beschrieben werden kann:

$$\ln(y) = -0,452 \times x + 1,109 \quad (n=717, r^2=0,684)$$

Gleichung 5-1

Der Grundwasserjahresgang spiegelt somit normale Verhältnisse eines hydrologischen Abflussjahres wider, d.h. während des Sommerhalbjahres liegen niedrigere Grundwasserniveaus vor als im Winterhalbjahr (Abb. 5-11).

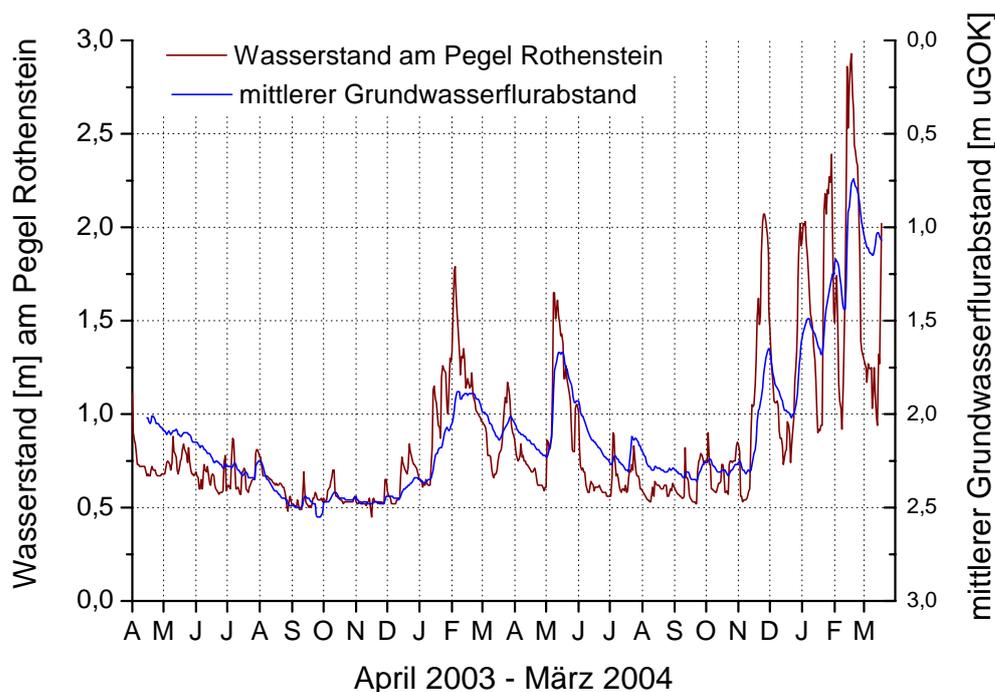


Abb. 5-11 Ganglinien des Wasserstandes der Saale am Pegel Rothenstein sowie des mittleren Grundwasserflurabstandes (n=3) auf dem Untersuchungsstandort

Von April 2003 bis Mitte Dezember 2003 betrug der Wasserstand am Pegel Rothenstein durchschnittlich 0,60 m und der Abfluss ca. 10,7 m³/s, was dem mittleren niedrigsten Abfluss entspricht. Damit verbunden war eine stetige Zunahme des Grundwasserflurabstandes. Von September 2003 bis Ende November 2003 erreichte dieser sein Maximum mit, im Mittel, 2,5 m. Der weitere Verlauf (Mitte Dezember 2003 bis Ende Mai 2004) gestaltete sich dynamisch, i.A. kam es zu einer Anhebung des Saale- und Grundwasserstandes um 0,4 m. Einhergehend mit der Regulierung des Abflusses auf den mittleren niedrigsten Abfluss von Juni 2004 bis Mitte November 2004, war wiederum ein Anstieg der Grundwasserflurabstände zu verzeichnen. Das Maximum betrug von August 2004 bis Ende Oktober 2004 durchschnittlich 2,3 m. Ab Mitte November 2004 erfolgte bis März 2005 eine rasche sowie starke Grundwasseranhebung bis teilweise 0,4 m uGOK (Abb. 5-12). Die starken, regelmäßigen Schwankungsamplituden des Grundwasserstandes am Ende des Untersuchungszeitraumes werden auf die Speicherbewirtschaftung der Trinkwassertalsperren im Oberlauf der Saale zurückgeführt (Kapitel 3.1.3).

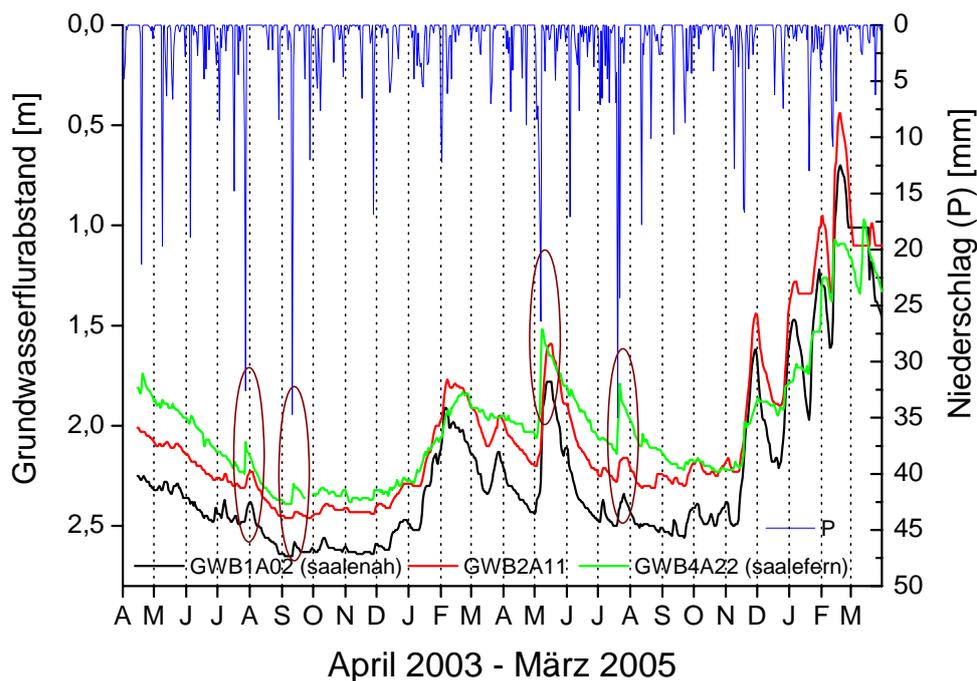


Abb. 5-12 Niederschlagshöhe und Grundwasserganglinien an drei räumlich verteilten Grundwassermessstellen auf dem Untersuchungsstandort

Die unterschiedliche Dynamik der an den drei Messstellen GWB1A02, GWB2A11 und GWB4A22 aufgezeichneten Grundwasserganglinien ergibt sich in Abhängigkeit von der Entfernung vom Oberflächengewässer (Abb. 4-1). Während in flussnahen Grundwasserpegeln (GWB1A02, GWB2A11) aufgrund der Interaktion mit der Wasserstandsdynamik in der Saale

die stärksten Schwankungsamplituden (Standardabweichung: $\pm 0,43$ m) und die höchsten Spannweiten der Grundwasserflurabstände (ca. 2 m) zu verzeichnen sind, wird mit zunehmender Entfernung vom Fluss (GWB4A22) dieser Einfluss abgeschwächt (Standardabweichung: $\pm 0,31$ m, Spannweite: 1,42 m) (Tab. 5-5). In Talauen ist dies typisch wie beispielsweise KRAUSE (2005) am Beispiel der unteren Havel oder ALTERMANN et al. (2001) an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt ebenfalls nachgewiesen haben. Weiterhin ist aus Abb. 5-12 und Tab. 5-5 zu entnehmen, dass der flussnahe (Block 1) Grundwasserflurabstand im Untersuchungszeitraum mit 2,24 m durchschnittlich 0,25 m höher war als im saalefernen Block 4. Lediglich im Zeitraum von Mitte November 2004-März 2005 war kurzzeitig eine Umkehrung dieser Beziehung zu beobachten. Auch kann Abb. 5-12 (braun eingerahmt) entnommen werden, dass die jährlichen periodischen Schwankungen von einzelnen Niederschlagsereignissen überlagert werden. Sehr intensive bzw. ergiebige Niederschläge (zumeist >30 mm/d) pausen sich bis in den Grundwasserleiter durch und führen dort zu einer kurzzeitigen Anhebung des Grundwasserstandes. Diese sehr schnelle Grundwasserneubildung ist auf präferentiellen Fluss zurückzuführen.

Um eine Vorstellung über die Höhe der schnellen *Grundwasserneubildungsrate* zu bekommen, wurden die hoch aufgelösten Grundwasserganglinien an den Messstellen GWB1A01, GWB2A11 und GWB4A22 mit der „Water Table Fluctuation“ (WTF)-Methode nach HEALY & COOK (2002) ausgewertet. Der Grundgedanke dabei ist, dass bei Zutritt eines Sickerwasserstroms über einen Zeitraum Δt der Grundwasserstand um einen Betrag Δh angehoben wird und durch den Grundwasserabfluss wieder sinkt. Unter Einbezug der effektiven Porosität LK (= Luftkapazität) der Deckschicht, die sich aus der Differenz von Gesamtporosität (bzw. Wassergehalt bei Sättigung) und dem Wassergehalt bei Feldkapazität ergibt, berechnet sich die Grundwasserneubildungsrate (DF) wie folgt:

$$DF = LK \times \frac{\Delta h}{\Delta t} \qquad \text{Gleichung 5-2}$$

HEALY & COOK (2002) weisen darauf hin, dass diese Methode lediglich eine Abschätzung der Größenordnung der Grundwasserneubildung ist und nur in unmittelbarer Umgebung der untersuchten Messstelle Gültigkeit besitzt. Eine Voraussetzung für die Anwendung der „Water Table Fluctuation“ - Methode ist, dass sich der Grundwasserstand als Folge eines Regener-

eignisses kurzzeitig ändert. Konstante Grundwasserneubildungsraten können nicht detektiert werden.

Die für die Messstellen GWB1A02, GWB2A11 und GWB4A22 berechneten Monatssummen der Grundwasserneubildung sind in Tab. 5-6 zusammengestellt. Für die Porosität der Deckschicht wurde die aus den Stechzylinderproben (pF-Kurve) bestimmte mittlere Luftkapazität von $0,1274 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ verwendet (Anhang-Tab. 3).

Wie Tab. 5-6 zu entnehmen, betragen die Grundwasserneubildungsraten durch schnellen Fluss im Untersuchungszeitraum 2-10% der gesamten Niederschlagssumme (1050 mm) bzw. 1-12% des Niederschlagsaufkommens im hydrologischen Jahr 2003/2004 (486 mm) und 2-8% von 564 mm im HY 2004/2005.

Tab. 5-6 Monatssummen des Niederschlages (P) und der schnellen Grundwasserneubildung an drei Grundwasserbeobachtungsrohren

Monat	Niederschlag [mm]	Grundwasserneubildung [mm]		
		GWB1A02	GWB2A11	GWB4A22
Apr 03	33	0,4	-	2,3
Mai 03	48	0,9	0,1	3,8
Jun 03	40	1,0	-	6,1
Jul 03	82	1,4	2,2	34,4
Aug 03	16	-	-	0,4
Sep 03	64	1,2	0,3	0,8
Okt 03	38	0,5	0,1	1,7
Nov 03	34	0,4	0,2	0,9
Dez 03	26	0,3	0,1	2,0
Jan 04	43	0,7	0,3	4,9
Feb 04	41	0,7	0,4	1,3
Mrz 04	21	0,3	0,9	0,1
Apr 04	32	-	-	-
Mai 04	89	1,1	0,9	1,8
Jun 04	47	-	-	0,5
Jul 04	111	2,0	15,3	30,3
Aug 04	45	1,8	6,4	3,2
Sep 04	41	1,9	0,4	0,8
Okt 04	12	1,8	0,4	0,3
Nov 04	70	0,6	0,4	2,5
Dez 04	22	1,2	0,3	1,1
Jan 05	39	0,8	1,5	4,6
Feb 05	39	0,7	0,8	1,5
Mrz 05	17	0,5	0,3	0,6
Summe	1050	20	31	106
% von P	100	2	3	10
Σ HY 2003/2004	486	8	5	59
% von P	100	2	1	12
Σ HY 2004/2005	564	12	27	47
% von P	100	2	5	8

HY – hydrologisches Jahr

Obwohl die berechneten monatlichen Grundwasserneubildungsraten an den drei Messstellen teilweise beträchtlich voneinander abweichen, ist dennoch der Einfluss von Starkregenereignissen, insbesondere während der Sommermonate (in Tab. 5-6 fett gedruckt bzw. in Kapitel 4.2.2 herausgestellt), in allen drei Grundwasserpegeln nachzuvollziehen. Dabei seien im Einzelnen die Monate Juli 2003 und Juli 2004 zu nennen, in denen an den betrachteten Standorten Neubildungsraten in der Größenordnung zwischen 1 und 34 mm registriert wurden. Nach vollständiger Sättigung des Bodenprofils, durch das sehr hohe Niederschlagsaufkommen im Juli 2004 (111 mm), wurden auch im August 2004 erhöhte abwärts gerichtete Flüsse (1,8-6,4 mm) ermittelt (Matrixfluss). Da die Grundwassermessstelle GWB4A22 nur mit geringer Zeitverzögerung und mit der höchsten Amplitude auf Starkniederschlagsereignisse reagiert, wurden hier im allgemeinen die höchsten Grundwasserneubildungsraten registriert. Obwohl mittels der „Water Table Fluctuation“ - Methode lediglich eine Abschätzung der Größenordnung der Grundwasserneubildungsraten möglich ist, können die quantifizierten Größen sowohl hinsichtlich der Höhe (maximal 12% des Jahresniederschlages) als auch des zeitlichen Auftretens (gebunden an Starkregenereignisse) als durchaus plausible Ergebnisse hingenommen werden.

Neben den vertikalen Wasserspiegelschwankungen an den einzelnen Standorten soll an dieser Stelle kurz auf die *horizontale Grundwasserbewegung* eingegangen werden. Unter Einbezug der wöchentlich erfassten Grundwasserstände im Untersuchungszeitraum wurden für Einzeltermine Isohypsenpläne konstruiert, die das Höhenniveau des oberflächennahen Grundwassers, seine Fließrichtung und sein Gefälle verdeutlichen. Bei mittleren Grundwasserverhältnissen strömt das Grundwasser aus westlicher Richtung der Saale zu (Abb. 5-13), d.h. es herrschen effluente Verhältnisse (Grundwasserabstrom ins Oberflächengewässer). Das durchschnittliche hydraulische Gefälle des Grundwassers ist mit ca. 0,35% sehr gering.

Die Richtung der Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer wird im Wesentlichen durch den Druckgradienten sowie dessen raumzeitliche Variabilität bestimmt und lässt sich im einfachsten Fall als eindimensionaler Durchfluss durch eine permeable Matrix mit dem Gesetz von DARCY (1856) beschreiben (SOPHOCLEOUS 2002). Demnach kann es bei steigenden Wasserständen im Vorfluter zur Umkehrung der in Abb. 5-13 dargestellten Austauschprozesse kommen, d.h. Oberflächenwasser speist das Grundwasser. Da das absolute Niveau des Wasserspiegels der Saale am Untersuchungsstandort im Rahmen dieser Arbeit nicht erfasst wurde, können lediglich die absoluten Höhen der Grundwasserstände be-

trachtet werden. Tatsächlich führt ein Anstieg des Wasserspiegels im Fluss bzw. im nördlich gelegenen Entlastungsgraben zu einem raschen Anstieg des Grundwasserspiegels v.a. im Ufernabebereich, woraufhin das hydraulische Gefälle Richtung Vorfluter abgeschwächt bzw. eine Änderung der Grundwasserfließrichtung zum Rande der Aue eintritt.

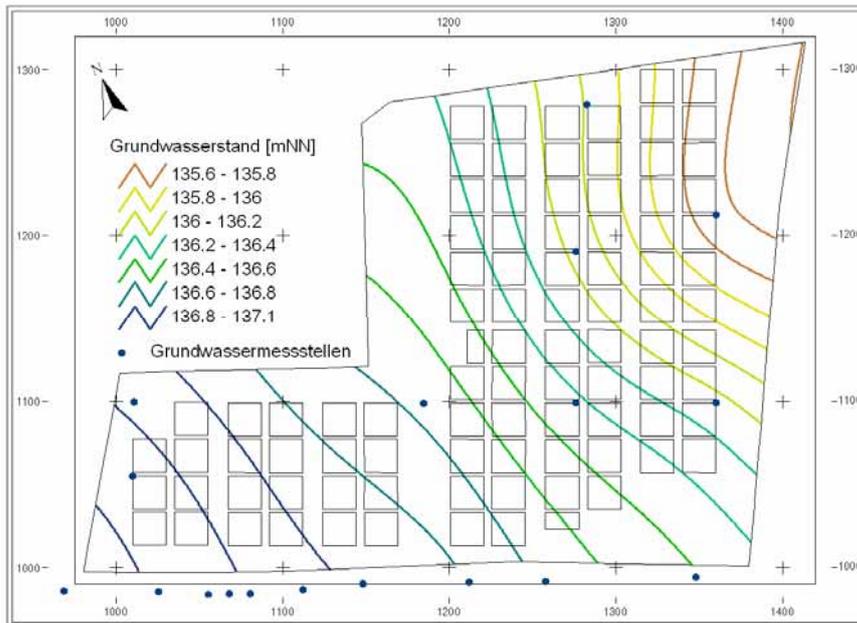


Abb. 5-13 Grundwassergleichen bei mittleren Grundwasserverhältnissen

5.4 Bodenfeuchtedynamik auf Feldebene und Einflussgrößen

Gekoppelt an die atmosphärischen und hydraulischen Randbedingungen und deren Saisonalität ergibt sich die zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte (Abb. 5-14, Abb. 5-15). Auf Grundlage der plotspezifisch und tiefendiskretisiert erhobenen und bereinigten Daten des volumetrischen Wassergehalts (Kapitel 4.2.5) sowie des Matrixpotentials (Kapitel 4.2.4) wird in diesem Kapitel auf die Bodenfeuchtedynamik und deren Einflussgrößen auf Feldebene eingegangen. Wie Abb. 5-14 und Abb. 5-15 zu entnehmen, ist mit Beginn der Vegetationsperiode und einsetzender Evapotranspiration zumeist im März/April eine Aufzehrung des Bodenwasserspeichers von oben, zeitlich verzögert nach unten zu beobachten. Ab September/Oktober mit einsetzenden Herbstniederschlägen und nachlassender Verdunstung beginnt die Wiederauffeuchtung des Bodenprofils. Die Zeitreihen der oberflächennahen Messwerte (bis 0,3 m) weisen im Jahresverlauf die stärksten Schwankungen auf, da sie direkt den atmosphärischen Bedingungen wie Niederschlag und Evapotranspiration ausgesetzt sind. Im Unterboden treten diesbezügliche Reaktionen deutlich zeitverzögert und gedämpfter auf (BREH

et al. 2002). Wie den Abb. 5-14 und Abb. 5-15 weiterhin zu entnehmen, weisen die Ganglinien der Bodenfeuchte in 1 m Tiefe und des Grundwasserflurabstandes ein konträres Verhalten auf. Grundwasserflurabstände von ca. 2 m führen bei Vorhandensein eines gewissen Gradienten zur Beeinflussung der Messwerte in 1 m Tiefe durch kapillaren Aufstieg. Dies äußert sich durch sehr hohe Messwerte der Bodenfeuchte ($\geq 0,4 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) in dieser Tiefe bzw. durch einen besonders dynamischen Verlauf. Die gemessenen Matrixpotentiale weisen in diesem Zusammenhang Werte von $< -10 \text{ kPa}$ auf bzw. sind positiv (Überdruck).

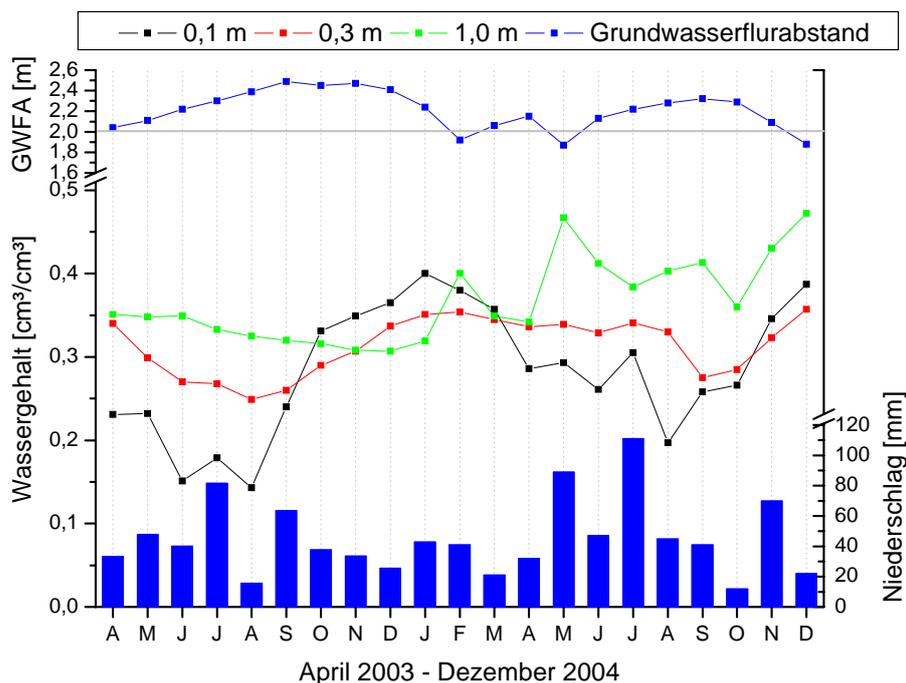


Abb. 5-14 Monatsmittelwerte des volumetrischen Wassergehaltes ($n=86$ Plots) und des mittleren Grundwasserflurabstandes sowie monatliche Niederschlagssummen (Balken)

Ein Vergleich der Bodenfeuchtedynamik in den zwei untersuchten hydrologischen Jahren veranschaulicht, wie sich die extrem verschiedenen hydraulischen und atmosphärischen Randbedingungen auswirken. Aufgrund der extremen Witterungsbedingungen im *hydrologischen Jahr 2003/2004* war eine sukzessive Aufzehrung des Bodenwasserspeichers durch den Vegetationsbestand bis mindestens in die Profiltiefe 1 m festzustellen. Während oberflächennah die geringsten Wassergehalte im Juni und August 2003 registriert wurden, wurde das Minimum der Bodenfeuchte in 1,0 m Tiefe erst im Dezember 2003 erreicht. In dieser Zeitverschiebung kommt die langsame Wassernachlieferung durch ungesättigten Fluss aus dem Unterboden (kapillarer Aufstieg) in darüber gelegene Bereiche zum Ausdruck. Niederschlagsüberschüsse ab September 2003 füllten sukzessive das Bodenprofil bis 0,6 m Tiefe bis Januar 2004 wieder auf. Der sehr steile und rasche Anstieg der mittleren Bodenfeuchte in 1,0

m Tiefe im Februar 2004 wird auf Grundwasseranbindung zurückgeführt. So war zu Beginn der nächsten Vegetationsperiode der Bodenwasservorrat im obersten 1m Profil wieder vollständig ersetzt. Das recht heterogene Witterungsgeschehen im *hydrologischen Jahr 2004/2005* spiegelte sich durch einen ständigen Wechsel von Aufzehrung und Wiederauffüllung, vorrangig in den obersten 0,3 m, wider. Die starken Sommerniederschläge im Mai und Juli 2004 führten zu kurzzeitiger vollständiger Sättigung des gesamten Bodenprofils, wie selbst den Monatsmittelwerten zu entnehmen. Einhergehend mit der durchgehenden negativen klimatischen Wasserbilanz von August-Oktober 2004, erfolgte mit einem Zeitversatz von zwei Monaten auch die Aufzehrung von Bodenwasser aus tiefer gelegenen Bodenhorizonten. Während demnach in 0,1 m Tiefe im August das Minimum des volumetrischen Wassergehalts registriert wurde, war dieses in 0,4 –1,0 m erst im Oktober zu verzeichnen. Durch das hohe Niederschlagsaufkommen im November 2004 konnte das Bodenwasserdefizit des Sommerhalbjahres fast vollständig wieder ersetzt werden, so dass in diesem hydrologischen Jahr im Vergleich zum Vorjahr bereits im Dezember 2004 vollständige Sättigung gegeben war. Die kapillare Anbindung an den Grundwasserleiter wurde im hydrologischen Jahr 2004/2005 im Mai, November und Dezember registriert.

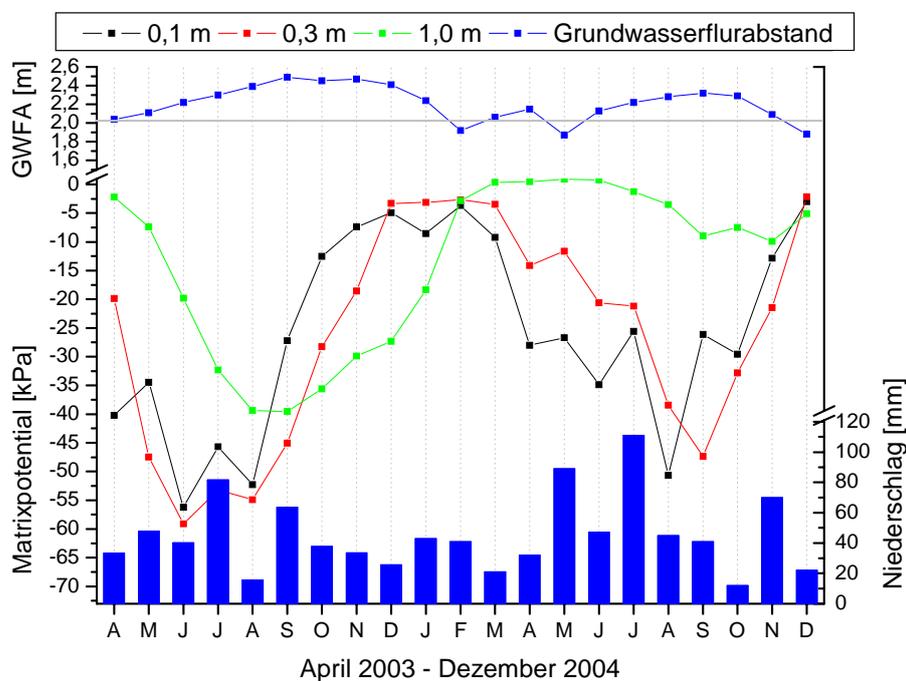


Abb. 5-15 Monatsmittel der Matrixpotentiale (n= 36 Plots) und des mittleren Grundwasserflurabstandes sowie monatliche Niederschlagssummen (Balken)

Tendenziell kann die zeitliche Dynamik der Matrixpotentiale auf Feldebene mit der der Wassergehalte verglichen werden. Sowohl Zeitbereiche der Aufzehrung als auch der Auffüllung

des Bodenwasserspeicher gehen konform. Jedoch reagieren die Messwerte des Matrixpotentials sensitiver/dynamischer auf Veränderungen der Bodenfeuchte, was durch die Steilheit der pF-Kurven bedingt ist. Demzufolge führen geringe Änderungen des volumetrischen Wassergehalts zu deutlicheren Änderungen des Matrixpotentials. Beispielsweise beträgt die Differenz des volumetrischen Wassergehalts in der Profiltiefe 1,0 m von April 2003 bis zum Erreichen des Minimums lediglich $0,04 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, während die Änderung des Matrixpotentials in dieser Zeitspanne mit 37 kPa sehr viel offensichtlicher ist.

Aufgrund der extremen Trockenheit von Juni-August/September 2003, wurden die Tensiometer erst einen Tag vor der eigentlichen Messung befüllt. Trotzdem mussten während dieser Zeitspanne immer wieder Messwertausfälle, insbesondere in den obersten 0,4 m, hingenommen werden. Daher ist davon auszugehen, dass die in diesem Zeitraum gemessenen Matrixpotentiale den Messbereich der Tensiometer überschritten haben.

Gekoppelt an die zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte ergeben sich Unterschiede in der räumlichen Ausprägung der Messwerte des volumetrischen Wassergehalts und des Matrixpotentials, wie im nachfolgenden Kapitel ausgeführt.

5.5 Räumliche Variabilität der Bodenfeuchtemesswerte

Während in Kapitel 5.4 die zeitliche Dynamik der Bodenfeuchtemesswerte als Monatsmittelwerte betrachtet wurde, wird in diesem Kapitel die räumliche Variabilität der Messwerte auf Plot- und Feldebene quantifiziert. Durch die Untersuchung auf Feldebene soll geklärt werden, inwieweit Unterschiede zwischen den plotspezifisch erfassten Messwerten des volumetrischen Wassergehaltes oder des Matrixpotentials überhaupt vorhanden sind bzw. wann und in welcher Messtiefe diese maximal werden, bevor in Kapitel 6 auf die systematische Differenzierung der Messwerte im Bodenprofil aufgrund des differenzierten Vegetationsbestandes eingegangen wird. Als Maß für die räumliche Variabilität der Messwerte auf Feldebene wurde, in Anlehnung an FAMIGLIETTI et al. (1998) und GRANT et al. (2004), zu jedem Messtermin innerhalb des Untersuchungszeitraumes (April 2003 - Dezember 2004) die Standardabweichung (SD) ermittelt und in Bezug zum Feldmittelwert gesetzt (Anhang-Tab. 6). Um die kleinräumige Variabilität der volumetrisch erfassten Wassergehalte auf Plotebene zu quantifizieren, wurden die in Block 2 innerhalb von 3 m erhobenen Daten analysiert (Kapitel 4.2.5).

5.5.1 Kleinräumige Variabilität der Wassergehalte auf Plotebene

Eine rein visuelle Betrachtung der aufgezeichneten Zeitreihen zeigte, dass insbesondere in den Messtiefen 0,6 und 1,0 m teilweise erhebliche Abweichungen auftreten, so dass eine einfache Mittelwertbildung aller 3 Parallelmessungen für weiterführende Untersuchungen nicht möglich war. Dabei war ein Trend vorrangig zu beobachten: Während die zeitliche Dynamik der Parallelmessungen übereinstimmt, zeigen die Absolutwerte zumeist einzelner Zeitreihen größere Abweichungen (Abb. 5-16). In Einzelfällen wurden auch Zeitreihen registriert, die keiner zeitlichen Dynamik unterlegen waren.

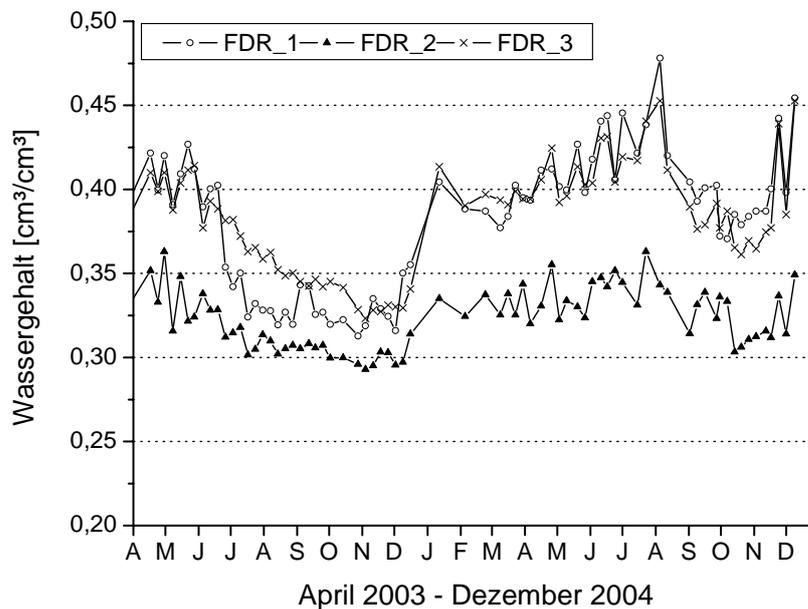


Abb. 5-16 Kleinräumige Variabilität (3 FDR-Profilsonden innerhalb von 3m) der in 0,6m Tiefe gemessenen Wassergehalte exemplarisch für B2A01

Ursachen dafür könnten lokale Substratwechsel oder Randspalten sein, die z.B. beim Einbau oder nachträglich durch die Tätigkeit von Bodenlebewesen, das Wachstum von Pflanzenwurzeln oder bedingt durch die Feuchte- und Temperaturdynamik des Bodens entstehen können. Die Bereinigung der Daten erfolgte ganz pragmatisch nach dem Mehrheitsprinzip. Das bedeutet, dass stark abweichende Zeitreihen verworfen (14% der in Block 2 insgesamt aufgezeichneten Zeitreihen) und der Mittelwert aus den verbleibenden, zumeist 2 Parallelmessungen ermittelt wurde. Die dann berechneten mittleren Standardabweichungen, als Maß für die kleinräumige Variabilität auf Plotebene, betragen $\pm 0,03 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ und liegen somit im vom Hersteller angegebenen Messgenauigkeitsbereich der FDR-Profilsonde (Kapitel 4.2.5). Da in Block 1, 3 und 4 keine Parallelmessungen des volumetrischen Wassergehalts mittels FDR-Profilsonde vorgenommen wurden, war eine derartige kritische Evaluierung der Messwerte nicht möglich. Als Plausibilitätskontrolle der aufgezeichneten Daten konnte lediglich über-

prüft werden, ob diese in den einzelnen Tiefen dem allgemeinen saisonalen Trend folgen. Die visuelle Überprüfung ergab, dass dies für alle Plots gegeben war.

5.5.2 Variabilität der Messwerte auf Feldebene

Die räumliche Variabilität von erfassten volumetrischen Wassergehalten (θ) kann im Wesentlichen auf die Variabilität von Bodeneigenschaften (Textur, Gehalt an organischer Substanz, hydraulische Durchlässigkeit) und Unterschiede in der Vegetationsbedeckung (Vegetationstyp, Dichte) zurückgeführt werden (FAMIGLIETTI et al. 1998). Auf dem Untersuchungsstandort entwickeln sich die räumlichen Variabilitäten in den einzelnen Messtiefen mit der Zeit nur wenig dynamisch obwohl die mittleren Wassergehalte auf Feldebene einen deutlichen Jahresgang aufweisen (Abb. 5-17). Die Streubreite der Messwerte, ausgedrückt durch die Standardabweichung, variiert im Untersuchungszeitraum vorrangig im Bereich zwischen $\pm 0,030 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (=kleinräumige Variabilität auf Plotebene) und $\pm 0,055 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (\approx Fehlerabschätzung für die Messwerte der FDR-Profilsonde, Kapitel 4.2.5). Innerhalb dieses Wertebereiches ist der Zusammenhang zwischen dem Feldmittelwert der Bodenfeuchte und der Streubreite in den einzelnen Messtiefen unterschiedlich ausgerichtet. Während in den obersten 0,2 m keine signifikanten Korrelationen bestehen (vgl. GRANT et al. 2004), wurden in den Messtiefen 0,3 m ($r = -0,716$) und 0,4 m ($r = -0,399$) negative und in den Profiltiefen 0,6 m ($r = 0,730$) und 1,0 m ($r = 0,925$) positive Zusammenhänge (vgl. FAMIGLIETTI et al. 1998) zwischen dem Feldmittelwert der Bodenfeuchte und der Streubreite registriert.

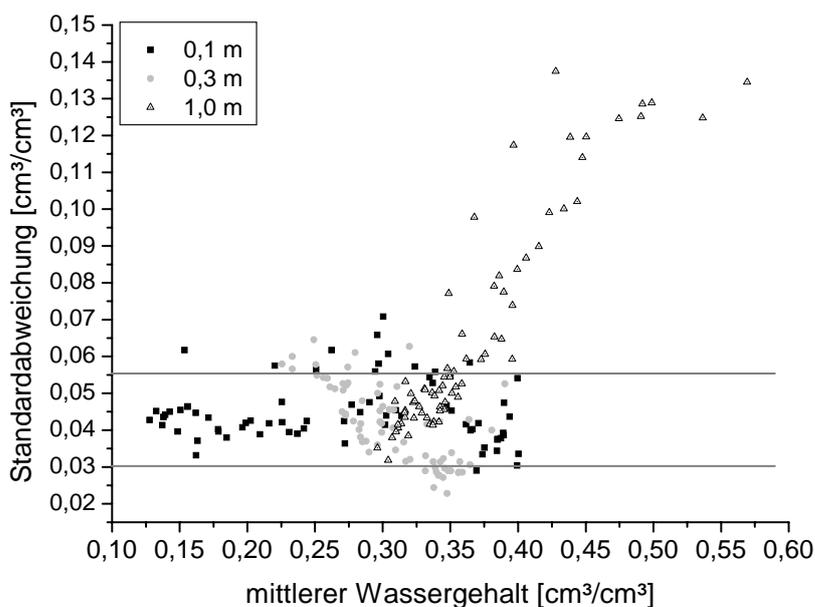


Abb. 5-17 Zusammenhang zwischen dem Feldmittelwert des volumetrischen Wassergehalts und der Streubreite (Standardabweichung) der Messwerte in den Profiltiefen 0,1 – 0,3 – 1,0 m. Mittelwert und Standardabweichung wurden zu jedem Messtermin ($n=73$) innerhalb des Untersuchungszeitraumes berechnet.

Die hohen SD ($>0,055 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) in 1,0m Tiefe resultieren aus Perioden mit Grundwasserflurabständen von $< 2,0 \text{ m}$. Denn, wie bereits in Kapitel 5.3 ausgeführt, variieren sowohl die absoluten Höhen als auch die zeitliche Dynamik der Grundwasserflurabstände auf dem Untersuchungsfeld. Bei Nichtanbindung sind die Standardabweichungen wesentlich undynamischer und geringer. Sie reflektieren dann hauptsächlich die Bodenheterogenität in dieser Tiefe. Die negative Korrelation zwischen dem Feldmittelwert der Bodenfeuchte und der Streubreite in den Messtiefen 0,3 und 0,4 m Tiefe könnte auf einen Vegetationseinfluss als auch auf einen Bodeneffekt in dieser Tiefe hindeuten. Da sich in dieser Tiefenlage flächendeckend der Verfestigungshorizont befindet, welcher durch eine geringe Porosität gekennzeichnet ist (Kapitel 5.1.1), wird vermutet, dass dieser physikalische Parameter unter Sättigungsbedingungen nur sehr geringe Variabilitäten zwischen den Plots verursacht. Bei abnehmenden mittleren Wassergehalten tritt der Einfluss der Trockenrohddichte zurück und die Variabilität der Messwerte steigt.

Da die Variabilität der plotspezifisch erhobenen Wassergehalte zum einen nur gering ($\pm 0,030 \text{ cm}^3/\text{cm}^3 < \text{Streubreite} < \pm 0,055 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) und undynamisch (weitgehend unabhängig von Jahreszeit/Feldmittelwert) ist und zum anderen Bodeneigenschaften (Textur, Trockenrohddichte) bzw. der Grundwasserflurabstand mögliche Erklärungsgrößen für die Variabilität sein können, sind diese Messwerte meiner Meinung nach eher ungeeignet, um den Einfluss des unterschiedlichen Vegetationsbestandes auf die Bodenfeuchte zu untersuchen. HOOPER & VITOUSEK (1998) als auch SCHERER-LORENZEN (1999) verwendeten in Ihren Untersuchungen gravimetrisch bestimmte Wassergehalte (Kapitel 2.3). Im Gegensatz zu den messtechnisch erhobenen Daten, wie in dieser Arbeit, sind die Absolutwerte der Wassergehalte durch diese direkte und genaue Bestimmungsmethode verlässlicher. Somit kann der Vegetationseinfluss auch bei nur geringen Differenzen der Wassergehalte zwischen den Flächen untersucht werden. In dieser Arbeit wurde jedoch davon abgesehen, die Absolutwerte der mittels FDR-Profilsonde erfassten und bereinigten volumetrischen Wassergehalte für diese Untersuchung zu verwenden.

Im Gegensatz dazu, unterliegt die *räumliche Variabilität der Matrixpotentiale* (Ψ_M) einem klaren zeitlichen Trend, welcher auf den Einfluss der unterschiedlichen Vegetationsbedeckung hindeutet. In allen Tiefenlagen ergeben sich stark negative Korrelationen zwischen dem Feldmittelwert des Matrixpotentials und der Streubreite (SD). Das bedeutet, dass Unterschiede zwischen den Plots mit Abnahme des Feldmittelwertes größer werden (Abb. 5-18). Auf Plotebene (in Block 2, innerhalb von 3 m: 2 Tensiometer pro Messtiefe) beträgt die klein-

räumige Variabilität im Mittel für alle Messtiefen ± 4 kPa, wobei dieser Wert auch einer gewissen Dynamik im Verlauf des Jahres unterliegt. Auf Feldebene dagegen variiert die Streubreite im Mittel zwischen ± 4 kPa bis ± 13 kPa (Anhang-Tab. 7). Die hohe Streubreite in niederschlagsfreien Phasen während der Sommermonate ist ein erster Hinweis, dass die Unterschiede der Messwerte zwischen den Plots evapotranspirativ bedingt sind. Niederschläge im Sommer haben zumeist nivellierende Effekte (Mai 2004, Juli 2004) und bei vollständiger Sättigung (Februar-März 2004) während der Wintermonate geht die räumliche Variabilität der Messwerte auf Feldebene gegen null (HERBST 2001).

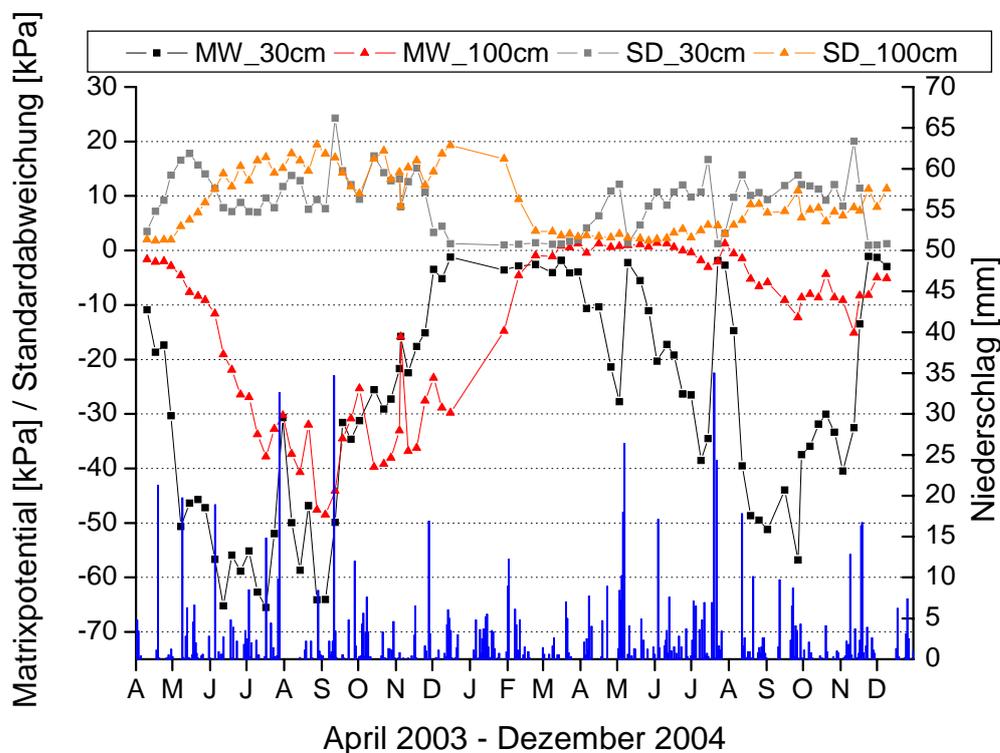


Abb. 5-18 Tagessummen der Niederschläge (blaue Balken) sowie Ganglinien des Matrixpotentials als Feldmittelwert (MW) ($n=36$ Plots, ohne B2A11 und B2A23) und der Variabilität der Messwerte (Standardabweichung SD) für die Profiltiefen 0,3 und 1,0 m

Je nach klimatischen Gegebenheiten entwickeln sich die räumlichen Variabilitäten in den verschiedenen Messtiefen unterschiedlich stark (Abb. 5-18). Während beispielsweise im Sommerhalbjahr 2003 (12.06.2003-04.09.2003) die registrierten Standardabweichungen (SD) in 1,0 m Tiefe die oberflächennahen SD übersteigen, sind im Sommerhalbjahr 2004, vorrangig im Oberboden, Unterschiede zwischen den Plots zu verzeichnen. Der offensichtliche allmähliche Rückgang ab dem 15.05.2003 bzw. die geringen oberflächennahen Variabilitäten zwischen dem 05.06.2003 und 28.08.2003 sind zum einen auf die Mahd (09.06.-20.06.2003) und zum anderen auf das Erreichen geringer Matrixpotentiale und somit des oberen Tensiometer-

messbereichs in diesem Zeitraum zurückzuführen. Aufgrund der extremen klimatischen Witterungsbedingungen im Sommerhalbjahr 2003 waren die Variabilitäten zwischen den Plots sehr viel deutlicher ausgeprägt (höher) als im Sommerhalbjahr 2004 (Abb. 5-18).

Neben diesem anfänglichen Hinweis des Vegetationseinflusses auf die Variabilität der Messwerte der Matrixpotentiale, hat diese „absolute“ Messgröße eine größere Aussagekraft bezüglich der Charakterisierung der Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen als der volumetrische Wassergehalt. Zudem können plotspezifisch erhobene Daten direkt miteinander verglichen werden, da das Matrixpotential weitgehend unabhängig von bodenphysikalischen Eigenschaften ist (VAN PELT & WIERENGA 2001). Daher eignet sich, meiner Meinung nach, diese Messgröße eher, um zu analysieren, inwieweit plotspezifische Vegetationseigenschaften mögliche Erklärungsgrößen für die räumliche Variabilität des Matrixpotentials sind und wurden somit für weiterführende Untersuchungen (Kapitel 6) herangezogen.

Anhand der zu jedem Messtermin (n=78) in unterschiedlichen Messtiefen berechneten Feldmittelwerte des Matrixpotentials können sickerungsaktive Zeiträume auf Feldebene ausgewiesen werden.

5.6 Ausweisung sickerungsaktiver Zeiträume

Im Hinblick auf die zeitlich aufgelöste Quantifizierung von Sickerwasserhöhen (Kapitel 7) können bereits anhand der Messwerte des Matrixpotentials und der Bestimmung der vertikalen Wasserscheide im Boden sickerungsaktive Zeiträume auf Feldebene ausgewiesen werden. Die vertikale Wasserscheide im Boden bezeichnet die Profiltiefe zwischen aufsteigender und abwärtsgerichteter Wasserbewegung. Die Tiefenlage der vertikalen Wasserscheide ist gekennzeichnet durch einen Vorzeichenwechsel des hydraulischen Gradienten ($grad\Psi$) im Profil (DVWK 238 1996):

$$grad\Psi = \frac{\Psi_{Mo} - \Psi_{Mu}}{\Delta z} + 1 \quad \text{Gleichung 5-3}$$

Ψ_{Mo} [hPa] Matrixpotential am oberen Bezugspunkt

Ψ_{Mu} [hPa] Matrixpotential am unteren Bezugspunkt

Δz [cm] Abstand zwischen höheren und tieferen Messpunkt

Negative Werte kennzeichnen aufwärts gerichtete, positive Gradienten abwärts gerichtete Wasserbewegungen (DVWK 238 1996). Die Mehrheit der Plots ist mit Tensiometern in den

Profiliefen 0,1; 0,3; 0,6 und 1,0 m ausgestattet, so dass innerhalb des Bodenprofils drei Berechnungen des Gradienten für die Beobachtungstiefen 0,2; 0,45 und 0,8 m vorgenommen werden konnten. Die Berechnungen erfolgten zu den jeweiligen Messterminen ($n=78$) anhand von tiefendiskretisierten Feldmittelwerten ($n=36$).

Wie Abb. 5-19 zu entnehmen, sind auf dem Untersuchungsstandort zusammenhängende sickerungsaktive Zeiträume vorrangig auf die Winterhalbjahre beschränkt. In Abhängigkeit der klimatischen Gegebenheiten erfolgt wie im Winterhalbjahr 2003/2004 entweder eine sukzessive Auffüllung des während der Vegetationsperiode entleerten Bodenwasserspeichers und die hydraulische Wasserscheide dringt allmählich in tiefere Bodenhorizonte vor oder aber es erfolgt wie im Winterhalbjahr 2004 eine schnelle Auffüllung des Bodenwasserspeichers, so dass in allen Tiefenlagen mehr oder weniger gleichzeitig (November 2004) ein nach unten gerichteter Gradient entsteht.

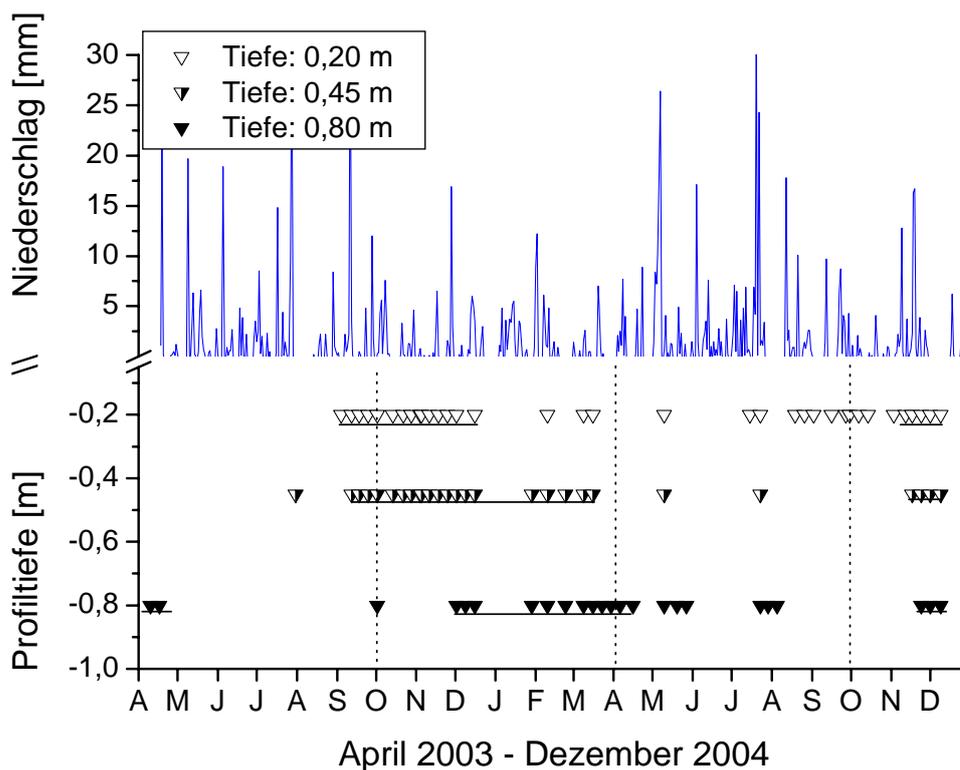


Abb. 5-19 Tagessummen der Niederschläge und ausgewiesene sickerungsaktive Zeiträume (gekennzeichnet durch Symbole) in verschiedenen Profiltiefen, in durchgehend nicht markierten Zeiträumen liegt die Wasserscheide mindestens unterhalb von 0,8m = kein Sickerwasserfluss

Während der Sommerhalbjahre ist das Auftreten von abwärtsgerichteten Flüssen entweder an starke Niederschlagsereignisse (Juli 2003, Mai und Juli 2004) gekoppelt oder aber wurden in der Profiltiefe 0,8 m in Verbindung mit geringen Grundwasserflurabständen (Februar - Mai 2004) registriert (Abb. 5-19).

5.7 Zusammenfassung

Der vorherrschende Bodentyp auf dem Untersuchungsstandort ist der grundwasserbeeinflusste, semiterrestrische Subtyp der Gley-Vega. Die für einen Auestandort charakteristische gradierte Abstufung der Korngrößen mit der Entfernung zum Vorfluter, bedingt eine laterale Änderung der Bodenarten von schluffig lehmigen Sand (Slu) über schluffigen Lehm (Lu) zu stark tonigen Schluff (Ut4) senkrecht zur Saale (vgl. STEINMÜLLER 1971, SCHWARTZ et al. 2000, ALTERMANN et al. 2001). Die analysierten bodenphysikalischen und -chemischen Parameter weisen typische vertikale (organische Substanz, Trockenrohdichte) als auch laterale Differenzierungen (Calciumcarbonat, volumetrische Wassergehalte) entsprechend der Texturheterogenität auf. Wie bereits eingangs erwähnt ist die Variabilität der Bodenarten für das Gesamtexperiment kontraproduktiv, da eine Grundvoraussetzung für statistische Analyseverfahren Homogenität abiotischer Faktoren ist. Wie jedoch gezeigt, lässt sich die Variabilität der Bodenarten auf Feldebene durch das experimentelle Design, Ausrichtung der Blocks parallel zur Saale, weitgehend fassen. Durch Einbezug der Variable Block (Blocknummer) in die statistischen Untersuchungen, lässt sich somit der Einfluss der Heterogenität der Bodenarten analysieren bzw. herausrechnen. Durch die Flut im Januar 2003, von der ca. 60% der Untersuchungsfläche betroffen war, erfolgte ein Sedimenteintrag von ca. 21 t. Bezüglich der Textur kann das stark humose Material als stark toniger Schluff eingestuft werden (AG BODEN 2005). Da ein Schwerpunkt des *Jenaer Experiments* die Bilanzierung von Nährstoffkreisläufen ist, sollte der Einfluss auf den stofflichen Status der Böden durch aufgeschwemmtes Material quantitativ Beachtung finden.

Die Bodenfeuchtedynamik im obersten Meter ist gekoppelt an den Witterungsverlauf als auch die Grundwasserdynamik, die wiederum durch den Wasserstand in der Saale gesteuert wird. Dass der Untersuchungszeitraum sowohl ein Trockenjahr als auch ein klimatisch „normales“ Jahr umfasste, war ein Glücksfall, da die Witterung einen entscheidenden Einfluss auf eine Vielzahl der Ökosystemfunktionen als auch auf die Bodenwasserhaushaltsgrößen ausübt. Die hohe zeitliche Dynamik des Grundwassers v.a. in den vorflutnahen Bereichen resultiert aus der hydraulischen Anbindung zum Oberflächengewässer. Diese, raumzeitlichen Variabilitäten unterliegende, Interaktion nimmt mit der Entfernung von der Saale ab. Grundwasserflurabstände von < 2 m führen bei Vorhandensein eines aufwärtsgerichteten Gradienten zur kapillaren Anbindung bis mindestens in die Profiltiefe 1,0 m.

Die hohe nutzbare Feldkapazität von Vegen (AG BODEN 2005), die Sicherstellung der Wasserversorgung durch zeitweises Ansteigen des Grundwasserstandes und kapillare Nach-

lieferung als auch eine Nährstoffversorgung, die durch Überflutungen immer wieder verbessert wird, sind die besten Voraussetzung für ein optimales Pflanzenwachstum auf dem Untersuchungsstandort.

Die Auswertung der Farbtracerversuche sowie der Grundwasserganglinien und auch die Ausweisung sickerungsaktiver Zeiträume anhand der vertikalen Wasserscheide im Boden haben gezeigt, dass in Verbindung mit starken Regenereignissen ein schneller abwärtsgerichteter Fluss auf bevorzugten Fließwegen erfolgen kann und somit ein Grundwassergefährdungspotential durch beschleunigten Stofftransport besteht. Der schnelle Wassertransport in Makroporen stellt in der Wasserhaushaltsmodellierung zumeist eine Verlustgröße dar, die durch die mathematische Formulierung der Bodenwasserbewegung (RICHARDS-GLEICHUNG) nicht erfasst werden kann, da die Grundannahmen wie Wirksamkeit von Kapillarkräften und Vorliegen laminarer Strömung nicht mehr gegeben sind. Mittels der "Water Table Fluctuation"-Methode nach HEALY & COOK (2002) lässt sich die schnelle Grundwasserneubildungsrate abschätzen. Demnach wurde im Untersuchungszeitraum (April 2003-März 2005) 2-10% der Gesamtjahresniederschlag (1050 mm) durch schnellen Fluss direkt bis zum Grundwasserleiter transportiert.

Um den Einfluss des differenzierten Vegetationsbestandes auf die Messwerte der Bodenfeuchte zu untersuchen, eignen sich die plotspezifisch erhobenen Messwerte des Matrixpotentials besser als die Messwerte des volumetrischen Wassergehalts. Im Gegensatz zum Matrixpotential ist die räumliche Variabilität der volumetrischen Wassergehalte relativ gering und im Jahresverlauf recht undynamisch. Zudem lassen sich Unterschiede zwischen den Plots durch Bodeneigenschaften als auch den räumlich variablen Grundwasserflurabstand erklären.

6 Einfluss des differenzierten Vegetationsbestandes auf die Bodenfeuchte

Welche Konsequenzen der simulierte Artenverlust von Grünlandbeständen auf die Bodenwasserhaushaltskomponente Bodenfeuchte hat, wird in diesem Kapitel aufgezeigt. Der deutlichste Kontrast sollte zwischen den Messwerten von bewachsenen und unbewachsenen vorhanden sein. Nachdem zunächst dieser Hypothese nachgegangen wird (Kapitel 6.1), wird in Kapitel 6.2 anhand der tiefendiskretisiert erfassten Messwerte des Matrixpotentials analysiert, inwieweit plotspezifische statische als auch zeitlich variable Vegetationseigenschaften Erklärungsgrößen für die Variabilität der Messwerte sein können.

6.1 Kontrast: Bewachsene vs. unbewachsene Plots

Aufgrund der fehlenden Transpirationsleistung der Pflanzen weisen Flächen ohne Bestand höhere Wassergehalte bzw. Matrixpotentiale innerhalb der Vegetationsperiode auf als bestandene Plots. Sowohl visuell als auch statistisch (*post hoc* Vergleiche zu jedem Messtermin) konnten diese Zeiträume sowie einzelne Messtermine ausgegrenzt werden, zu denen signifikante Unterschiede zwischen den Messwerten von bewachsenen und unbewachsenen Plots bestanden (Tab. 6-1, Abb. 6-1).

In Abhängigkeit von den vorherrschenden Witterungsbedingungen prägt sich der Kontrast unterschiedlich stark aus. Während im Trockenjahr 2003 in allen Tiefenstufen über längere Zeiträume signifikante Unterschiede zwischen den betrachteten Plots bestanden, waren im Jahr 2004 regelhafte Differenzen zwischen den Messwerten lediglich oberflächennah bzw. nur für einzelne Messtermine auch im Unterboden zu verzeichnen (Tab. 6-1).

Tab. 6-1 Zeiträume/Messtermine zu denen signifikante Unterschiede zwischen den Messwerten des Matrixpotentials in bewachsenen (n=32) und unbewachsenen Plots (n=4) bestanden

Messtiefe [m]	Zeiträume	Messtermine
<i>Jahr 2003</i>		
0,1	10.04.-15.05. / 25.09.-02.10.	an 8 von insgesamt 38
0,3	17.04.-28.05. / 10.07.-25.11.	28 / 38
0,6	24.04.-29.01.	36 / 38
1,0	15.05.-28.05. / 12.06.-29.01.	32 / 38
<i>Jahr 2004</i>		
0,1	23.03.-30.03. / 26.04.-03.05. / 09.07.-15.07 / 29.07./ 02.09. / 7.10.	9 / 40
0,3	16.04. / 03.06.-24.06. / 09.07.-15.07. / 27.09.-17.11.	16 / 40
0,6	26.04.-03.05. / 20.05. / 09.07.-15.07. / 19.08. / 27.09.	7 / 40
1,0	23.07.	1 / 40

Im Jahr 2003 setzt sich ab dem 10.04.2003 der Kontrast zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots von der Oberfläche zeitverzögert bis mindestens in die Profiltiefe 1,0 m durch (Abb. 6-1, Tab. 6-1). Vegetationsfreie Flächen sind dabei wesentlich feuchter als bestandene Plots. Während im Unterboden (0,6 m, 1,0 m) dieser Kontrast erst mit der Aufsättigung des Bodenprofils wieder aufgehoben wird, erweist sich diese Diskrepanz oberflächennah (0,1 m, 0,3 m) als weniger beständig. Die Zeitreihen der oberflächennahen Wasserspannungen (0,1 m) zeichnen im Wesentlichen das Witterungsgeschehen nach, so dass regelhafte Unterschiede zwischen unbewachsenen und bewachsenen Flächen nur für kurze Perioden im Frühjahr und Herbst festzustellen waren (Anhang-Abb. 5). In 0,3 m Tiefe hatte dieser Kontrast bis auf eine Unterbrechung im Zeitraum vom 05.06. - 03.07.2003 an 28 von 38 Messterminen wesentlich länger Bestand. Auch die gemessenen Wassergehalte auf bewachsenen und vegetationsfreien Plots weisen in diesem Zeitraum eine nur geringe Diskrepanz auf. Darin spiegelt sich der extreme Verdunstungsanspruch der Atmosphäre wider. Allein durch kapillaren Wasserentzug wurden unter unbewachsenen Plots Messwerte bis -60 kPa in dieser Tiefe registriert. Der bereits in Kapitel 5.5.2, Abb. 5-18 angesprochene allmähliche Rückgang der räumlichen Variabilität der Messwerte kann ebenfalls auf diese Annäherung der Messwerte zurückgeführt werden. Selbst in der Profiltiefe 0,6 m ist der Entzug von Bodenwasser durch kapillaren Aufstieg und Verdunstung an der Bodenoberfläche offensichtlich. Während in 1,0 m Tiefe die Matrixpotentiale der nicht bestandenen Plots Werte von -10 kPa fast nie unterschreiten, weisen die Messwerte in 0,6 m eine deutliche Dynamik im Bereich bis -30 kPa auf. Ende August/Anfang September 2003 wurde das absolute Minimum der Matrixpotentiale unter bewachsenen Plots im gesamten Untersuchungszeitraum, mit im Mittel -62 kPa in 0,6 m und -53 kPa in 1,0 m Tiefe, erreicht und setzen sich somit deutlich gegenüber unbewachsenen Plots ab. Auch die Messwerte der Wassergehalte weisen eine starke Diskrepanz zwischen den betrachteten Plots auf, wobei die Abnahme der Wassergehalte unter bewachsenen Plots ganz allmählich und weniger dynamisch erfolgte.

2004 entwickelten sich, im Vergleich zum Vorjahr, regelhafte Differenzen hauptsächlich oberflächennah und nur zu einzelnen Messterminen. Dies resultiert aus dem höheren Niederschlagsaufkommen in diesem Jahr. An 4 Messterminen ergab sich eine Umkehrung der bisher registrierten Verhältnisse (in Tab. 6-1 fett gekennzeichnet) in der Messtiefe 0,1 m. Demnach wiesen unbewachsene Flächen geringere Matrixpotentiale auf, waren also trockener, als bewachsene Plots.

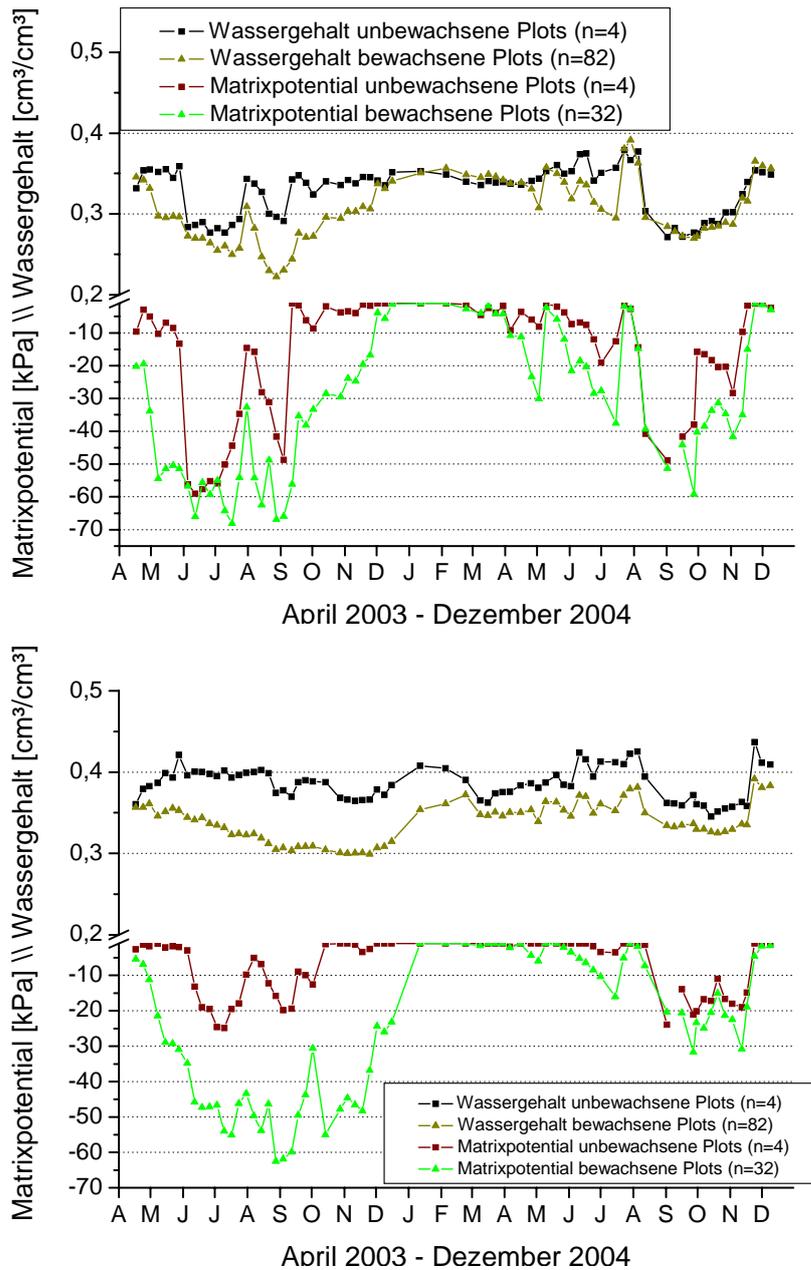


Abb. 6-1 Zeitreihen der Matrixpotentiale und Wassergehalte auf bewachsenen und unbewachsenen Plots in 0,3 m (oben) und in 0,6 m (unten)

Diese Beobachtung machte auch SCHERER-LORENZEN (1999) anhand gravimetrisch bestimmter Wassergehalte aus der Bodentiefe 0-0,15 m. Die Bodenproben wurden drei Tage nach einem Regenereignis von 28 mm entnommen. Er führte dies auf erhöhten Oberflächenabfluss bzw. ein geringeres Infiltrationsvermögen der nicht bestandenen Plots zurück. In der vorliegenden Arbeit wurde jedoch eine Woche vor dem in Tab. 6-1 gekennzeichneten März- und Julitermin vollständige Sättigung ($\Psi_M < -8$ kPa) sowohl unter bestandenen als auch unter vegetationsfreien Plots registriert. Da Oberflächenabfluss aufgrund der geringen Geländeneigung des Untersuchungsgebiets generell zu vernachlässigen ist, könnte eine verminderte

Evaporation von Flächen mit Vegetation eine weitere Erklärung dafür sein. Durch den Vegetationsbestand wird die Strahlungsdurchlässigkeit herabgesetzt und die oberflächennahen Bodenbereiche trocknen weniger schnell ab als Flächen ohne Bewuchs, welche gänzlich den atmosphärischen Randbedingungen ausgesetzt sind.

Für die weiteren, in Tab. 6-1 angegebenen Termine, erwiesen sich wiederum die unbewachsenen Plots als sehr viel feuchter. Ab dem 17.11.2004 sind keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen mehr zu verzeichnen. In den Messtiefen 0,6 m und 1,0 m (Anhang-Abb. 5) fallen die zeitresistenten Differenzen der Wassergehalte, die selbst unter gesättigten Bedingungen bestand haben, auf. Diese zeitresistenten Differenzen zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots lassen sich mit im Mittel $0,035 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ in 0,6 m Tiefe und mit $0,065 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ in 1,0 m Tiefe in den jeweils dargestellten Zeiträumen beziffern und könnten ein Ausdruck der Texturheterogenität sein.

6.2 Interaktion zwischen Matrixpotential und Vegetationseigenschaften

Insgesamt 32 vegetationsbestandene Plots (B2A23: C₄-Plot und B2A11: freie Sukzession wurden ausgeschlossen) sind mit Tensiometern zur Erfassung des Matrixpotentials ausgestattet. Der Vegetationsbestand dieser Flächen unterscheidet sich entsprechend des experimentellen Designs hinsichtlich statischer Parameter wie der Artenanzahl (S), der Anzahl funktioneller Gruppen (F) als auch im prozentualen Anteil einzelner funktionellen Gruppen in den Mischungen (bspw. 0% < Anteil kleiner Kräuter < 100%). Zu verschiedenen Zeitpunkten innerhalb der Vegetationsperioden wurden zudem zeitlich variable Größen wie der Blattflächenindex (LAI) und die oberirdische Biomasse von diesen Plots erfasst (Kapitel 4.2.6). Im Gegensatz zu den Untersuchungen von HOOPER & VITOUSEK (1998), SCHERER-LORENZEN (1999) und SPEHN et al. (2000b) wurden nicht einzelne Messtermine sondern Zeiträume innerhalb der Vegetationsperiode analysiert, um der zeitlichen Entwicklung der Vegetationsparameter und der Ausprägung des Matrixpotentials im Bodenprofil Ausdruck zu verleihen. Dazu wurden die Messwerte des Matrixpotentials plotspezifisch über zumeist 5 Messtermine vor der Biomasseernte/Mahd gemittelt und repräsentieren somit die Variabilität in den Monaten Mai und August (Tab. 6-2). Die räumliche Variabilität der Messwerte, ausgedrückt durch die Standardabweichung (SD), variiert in Abhängigkeit der Mittelwerte zwischen $\pm 1,8 \text{ kPa}$ und $\pm 10,6 \text{ kPa}$. Bei Standardabweichungen von $< \pm 4 \text{ kPa}$ (entspricht Variabilität auf Plotebene) wurden zufällige aber keine systematischen Zusammenhänge zu Vegetationsparametern registriert (Werte in Klammern) und von der Betrachtung ausgeschlossen. Inwieweit ein line-

arer Zusammenhang zwischen den plotspezifisch tiefendiskretisiert (0,1 m, 0,3 m, 0,6 m, 1,0 m) erhobenen Messwerten des Matrixpotentials und den Vegetationseigenschaften besteht, wird in diesem Kapitel spezifiziert. Die in Tab. 6-2 angegebenen negativen Korrelationskoeffizienten weisen auf eine Abnahme des Matrixpotentials, trockenere Bedingungen, bei Anstieg des betrachteten Vegetationsparameters, hin.

Tab. 6-2 Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Matrixpotentiale sowie Korrelationskoeffizienten zwischen Matrixpotential und Vegetationsparametern für verschiedene Zeiträume in Abhängigkeit von der Messtiefe

	<i>Messtiefe 0,1m</i>	<i>Messtiefe 0,3m</i>	<i>Messtiefe 0,6m</i>	<i>Messtiefe 1,0m</i>
MW±SD Mai_2003	-39,9 ± 5,2	-52,9 ± 7,7	-28,9 ± 9,7	-9,0 ± 6,2
MW±SD August_2003	-53,1 ± 4,0	-59,7 ± 3,6	-54,8 ± 5,8	-45,8 ± 10,6
MW±SD Mai_2004	-29,3 ± 6,1	-14,3 ± 6,0	-2,5 ± 3,0	1,0 ± 1,8
MW±SD August_2004	-48,5 ± 9,7	-41,1 ± 8,3	-13,1 ± 7,1	-4,4 ± 6,4
<i>Korrelationsmatrix zwischen plotspezifischen Vegetationseigenschaften und Messwerten des Matrixpotentials</i>				
<i>(1) Mai_2003 (8.5.-5.6.2003)</i>				
Biomasse Mai	.078	-.462**	-.639**	-.300
LAI_7.6.2003	.022	-.383**	-.389**	-.360**
Artenanzahl S	.126	-.331*	-.223	.107
Anzahl funktioneller Gruppen F	.110	-.351**	-.521**	-.026
Block	.152	.031	-.218	.196
<i>(2) August_2003 (7.8.-4.9.2003)</i>				
Biomasse August	.011	.033	-.340**	-.408**
LAI_15.07.2003	.007	-.220	-.116	-.439**
LAI_7.8.2003	.171	.116	-.525**	-.490**
LAI_22.8.2003	.120	-.033	-.280	-.379**
Artenanzahl S	.162	.104	-.331*	-.241
Anzahl funktioneller Gruppen F	(.392**)	.080	-.432**	-.552**
Block	(.528**)	(.611**)	-.194	-.171
<i>(3) Mai_2004 (3.5.-5.6.2004)</i>				
Biomasse Mai	-.345**	-.221	(-.430**)	-.296
LAI_28.05.2004	-.064	.091	-.210	-.070
Artenanzahl S	.099	-.017	-.178	.103
Anzahl funktioneller Gruppen F	.192	.216	-.274	-.079
Block	.155	.202	.170	(.388**)
<i>(4) August_2004 (5.8.-2.9.2004)</i>				
Biomasse August	.233	-.004	-.624**	-.515**
LAI_10.08.2004	-.024	-.311*	-.297	-.213
Artenanzahl S	.370**	.177	.020	.074
Anzahl funktioneller Gruppen F	.556**	.258	-.117	-.109
Block	.395**	.468**	.258	.139

Die mit einem * versehenen Korrelationskoeffizienten sind mindestens auf dem 99%-Niveau signifikant, die mit ** versehenen Korrelationen sind mindestens auf dem 99,95%-Niveau signifikant.

Wie Tab. 6-2 zu entnehmen, konnten ausgeprägte Zusammenhänge zu plotspezifischen Parametern vorrangig in der *Vegetationsperiode 2003* nachgewiesen werden. Im Verlauf der Vegetationsperiode, die durch ein deutliches Niederschlagsdefizit gekennzeichnet war, kommt es

zu einer vegetationsabhängigen Differenzierung des Wasserhaushalts/Matrixpotentials im Bodenkörper. Mit fortschreitender Nutzung der tieferen Bodenwasservorräte, entwickeln sich deutliche Abhängigkeiten des Matrixpotentials zu Parametern, die die Unterschiede in der Vegetationsbedeckung der Versuchsflächen charakterisieren. Im *Mai 2003* konnte diese vegetationsabhängige Differenzierung vorrangig in den Messtiefen 0,3 und 0,6 m nachgewiesen werden. Da 2003 die betrachteten Vegetationsparameter hoch signifikant positiv miteinander korrelieren (Kapitel 4.2.6), lässt sich die Variabilität der Messwerte durch jeden der betrachteten Parameter erklären. Demnach war mit Zunahme der Artenzahl (S), der Anzahl an funktionellen Gruppen (F), der Biomasse sowie des LAI, kurz mit Zunahme der Diversität, eine Abnahme des Matrixpotentials verbunden. Der dem zugrunde liegende Mechanismus ist der transpirative Wasserentzug über die Wurzeln aus diesen Bodenhorizonten. Artenreiche Systeme zeichnen sich demnach durch einen höheren transpirativen Wasserentzug aus als artenarme Systeme (vgl. HOOPER & VITOUSEK 1998, SCHERER-LORENZEN 1999). In Abb. 6-2 ist in Abhängigkeit von der Artenzahl (a) und der Biomasse (b) die Variabilität der Messwerte der Matrixpotentiale graphisch dargestellt. Obwohl die Variabilitäten innerhalb der einzelnen Diversitätsstufen sehr hoch sind, lässt sich der erläuterte Trend ableiten. Die Differenz der Matrixpotentiale zwischen 1- und 60-Arten Plots beträgt zu diesem Zeitpunkt 11 kPa.

Die Variabilität der Messwerte ist insbesondere innerhalb der Monokulturen mit ± 12 kPa und der 2-Arten Bestände mit ± 11 kPa sehr viel offensichtlicher als bei Artenmischungen mit mehr als 2 Arten (ca. ± 5 kPa). Dies kann auf pflanzenartspezifische Unterschiede zurückgeführt werden. Generell sinkt das Matrixpotential mit zunehmender Biomasseproduktion (Abb. 6-2 (b)). Auf Plots mit Biomassen von < 200 g/m² wurden im Mittel -19 kPa, auf Plots mit > 800 g/m² dagegen -36 kPa in der Tiefe 0,6 m gemessen. Jedoch die höchste Biomasseproduktion (890 g/m²) und ein mittleres Matrixpotential von -42 kPa wurde auf dem 1-Arten, mit Saat-Esparsette bestandenen, Plot B2A15 (roter Pfeil) registriert. Die gegen Trockenheit tolerante Saat-Esparsette besitzt ein gutes Durchwurzelungsvermögen und ist in der Lage mit einer kräftigen Pfahlwurzel den Unterboden zu erschließen (OBERDORFER 1994). Dieses Wurzelsystem unterscheidet diese Art von den anderen betrachteten 1-Arten Plots (Wiesen-Storchnabel, Weide-Kammgras, Spitz-Wegerich) und könnte eine Erklärung für das unterschiedliche Verhalten sein.

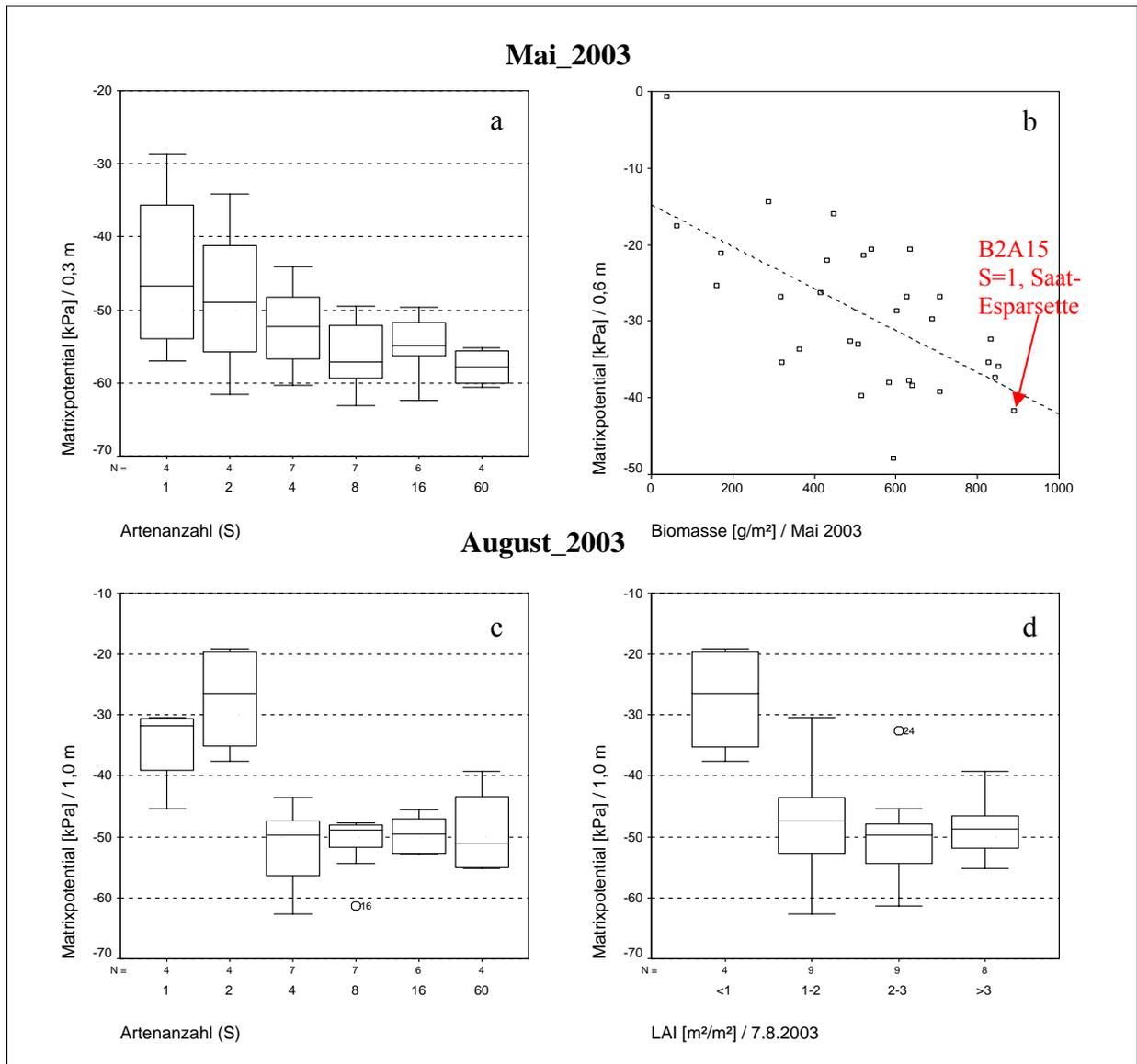


Abb. 6-2 Zusammenhang zwischen Messwerten des Matrixpotentials und Vegetationsparametern: (a) von Artenanzahl (S) in 0,3 m, (b) von oberirdischer Biomasse in 0,6m, (c) von Artenanzahl in 1,0 m und (d) vom Blattflächenindex (LAI) in 1,0 m

Bezüglich der funktionellen Gruppen erwies sich in der Vegetationsperiode 2003 (Mai_2003) lediglich der Anteil der kleinen Kräuter als erklärende Variable der Messwerte in 0,3 m. Mit Zunahme des prozentualen Anteils in der Mischung war eine Zunahme der registrierten Matrixpotentiale ($r = 0,372$, $p < 0,05$), feuchtere Bedingungen, verbunden. Auch dieser Zusammenhang kann auf die negative Korrelation zwischen dem Blattflächenindex und dem Anteil kleiner Kräuter in der Mischung ($r = -0,327$, $p = 0,068$) zu diesem Zeitpunkt zurückgeführt werden.

Im August_2003 waren, entsprechend des Wurzellängenzuwachses, variantenspezifische Unterschiede besonders deutlich in der Messtiefe 1,0 m ausgeprägt. Wie bereits im Mai 2003, lassen sich die Variabilitäten der Messwerte durch alle betrachteten Parameter erklären. Eine

Ausnahme stellt der geprüfte lineare Zusammenhang zwischen Ψ_M und S dar (Tab. 6-2). Der funktionelle Zusammenhang dieser zwei Größen kann, wie Abb. 6-2 (c) zu entnehmen, eher als unstetig beschrieben werden. Trotz der oben ausgeführten pflanzenartspezifischen Besonderheiten (B2A15), kann die Aussage getroffen werden, dass höher diverse Artenmischungen eher in der Lage sind, den Bodenwasservorrat auch aus tieferen Horizonten zu nutzen und effektiv in die Produktion von Biomasse/LAI umzusetzen. Unter Einbezug der Graphen in Abb. 6-2 (c) und (d) wird offensichtlich, dass sich insbesondere 1- bzw. 2-Arten Plots gegenüber Plots mit $S \geq 4$ sowie Plots mit $LAI < 1 \text{ m}^2/\text{m}^2$ gegenüber Plots mit $LAI > 1 \text{ m}^2/\text{m}^2$ bzgl. der Variabilität der Messwerte deutlich absetzen. Ähnliches konnte für die Korrelation mit der Biomasse beobachtet werden (Plots mit $\text{Biomassen} < 150 \text{ g}/\text{m}^2$ vs. Plots mit $\text{Biomassen} > 150 \text{ g}/\text{m}^2$). Demnach gibt es scheinbar „Schwellenwerte“ ab denen, unter den jeweiligen Witterungsbedingungen, das Biodiversitätslevel keinen regelhaften Einfluss mehr auf die Variabilität der Messwerte ausübt.

Im Gegensatz zum Sommerhalbjahr 2003, entwickelten sich in der *Vegetationsperiode 2004* weniger klare Differenzierungen der Messwerte zwischen den Plots. Dies kann auf das völlig verschiedene Witterungsgeschehen zurückgeführt werden. Das um 146 mm höhere Niederschlagsaufkommen in dieser Vegetationsperiode spiegelte sich zum einen in der Biomasseproduktion wider. So wurde 2004 ein im Mittel um $264 \text{ g}/\text{m}^2$ gesteigerter Ertrag erzielt. Die sehr ergiebigen Niederschläge Anfang Mai und Ende Juli 2004 hatten weiterhin zur Folge, dass der bis dahin aufgebrauchte Bodenwasservorrat auf allen Plots wieder vollständig ersetzt wurde und somit die zu untersuchende Variabilität der Messwerte zwischen den Plots ein Minimum erreichte (Abb. 5-18).

Im *Mai_2004* entwickelten sich daher nur oberflächennah vegetationsabhängige Unterschiede zwischen den Flächen (Tab. 6-2). In 0,1 m korrelieren die Messwerte negativ mit der Biomasseproduktion. Demnach steigt mit der Produktivität der Wasserentzug aus diesem Tiefenprofil. Die relativ hohe Variabilität der Messwerte in 0,3 m Tiefe ist zurückzuführen auf die in B2A15 gemessenen Matrixpotentiale. Auf diesem mit Saat-Esparssette bestandenen Plot wurde im Vergleich zu den anderen Plots (-14 kPa) ein mittleres Matrixpotential von -39 kPa registriert. Dadurch bedingt, ergab sich auch ein negativer signifikanter Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil von Leguminosen in der Mischung und den Messwerten des Matrixpotentials in 0,3 m Tiefe.

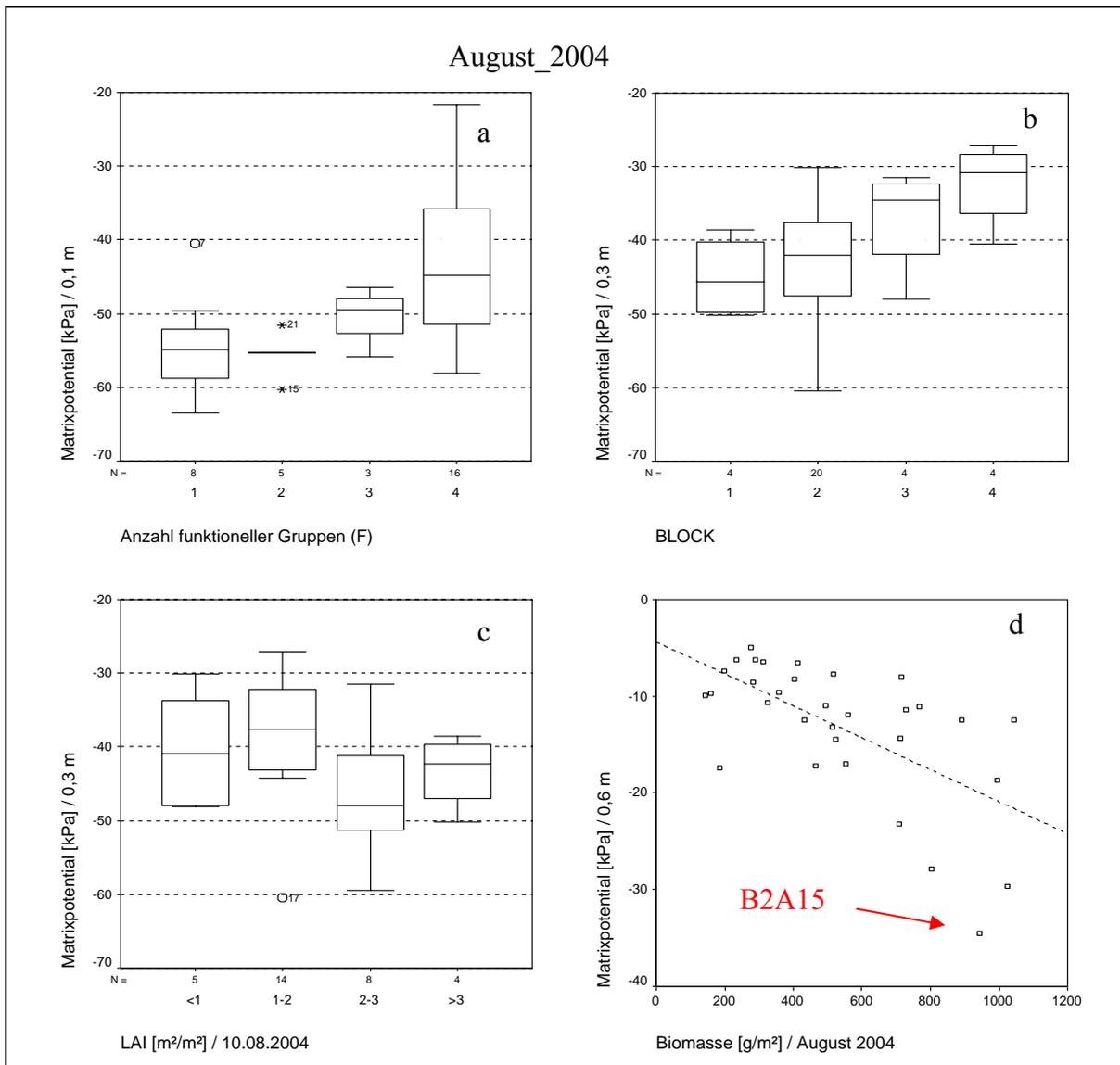


Abb. 6-3 Zusammenhang zwischen Messwerten des Matrixpotentials und Vegetationsparametern (a) von der Anzahl der funktionellen Gruppen (F) in 0,1 m, (c) vom LAI in 0,3 m (d) von der oberirdischen Biomasse in 0,6m, (b) Abhängigkeit des Matrixpotentials von der Blocknummer (Bodenart)

Der *August_2004* war im Vergleich zum *Mai_2004* gekennzeichnet durch eine stärkere Aufzehrung des Bodenwasserspeichers, so dass die vegetationsabhängigen Differenzierungen der Messwerte wiederum deutlicher ausgeprägt waren. Im Gegensatz zur Vegetationsperiode im Jahr 2003 war der Wasserentzug durch die Vegetation im Wesentlichen auf die obersten 0,3 m beschränkt (Kapitel 5.5.2). Weiterhin konnten die registrierten Variabilitäten der Messwerte in den betrachteten Messtiefen, im Gegensatz zum Vorjahr, durch Blockeffekte bzw. nur durch einzelne Vegetationsparameter erklärt werden. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass in diesem Zeitraum die Vegetationsparameter, von den hier untersuchten 32 Plots, selbst untereinander nicht korrelieren. In den obersten 0,1 m wurde neben dem Blockeffekt erstmals ein positiver Zusammenhang zwischen dem Matrixpotential und den Vegetati-

onsparametern Artenanzahl (S) und Anzahl funktioneller Gruppen (F) sowie der Biomasse, wenn auch nur fast signifikant ($p = 0,199$), registriert (Tab. 6-2). Demnach ist mit Zunahme der Diversität ein Anstieg der Matrixpotentiale, feuchtere Bedingungen, verbunden (Abb. 6-3 (a)). Dies deutet ähnlich wie bei dem Kontrast von bewachsen vs. unbewachsene Plots (Tab. 6-1, Messtermin 02.09.2004), auf eine Reduktion der Evaporation mit Zunahme des Bedeckungsgrades der Bodenoberfläche hin. Im Unterboden entwickelten sich, vgl. Tab. 6-2 und Abb. 6-3 (c) und (d), wie bereits im Vorjahr negative Abhängigkeiten zwischen den Vegetationsparametern und den Messwerten des Matrixpotentials. Wobei die erklärenden Variablen in 0,3 m Tiefe der Blattflächenindex und in 0,6 m sowie in 1,0 m Tiefe die Biomasseproduktion ist. Der starke Blockeffekt der Messwerte in 0,3 m Tiefe, Abb. 6-3 (b), resultiert aus einer gewissen Abhängigkeit des Vegetationsparameters LAI von der Blocknummer ($r = -0,209$, $p = 0,260$). Demnach sinkt der LAI mit steigender Blocknummer, während das Matrixpotential steigt.

Obwohl der Bodenwasservorrat in 0,6 und 1,0 m Tiefe im August 2004 von der Mehrzahl der bestandenen Plots nicht in Anspruch genommen wurde, zeichnen sich einzelne Plots (vorrangig mit Saat-Esparssette bestanden, wie z.B. B2A15 in Abb. 6-3 (d)) durch einen erhöhten transpirativen Wasseraufbrauch aus diesen Bodenhorizonten bei gleichzeitig sehr hohen Ertrag aus. Dies erklärt insbesondere die hoch signifikanten Korrelationen mit der Biomasse. Die Variabilitäten der Messwerte in den Messtiefen $\geq 0,3$ m konnten weiterhin durch den prozentualen Anteil an Leguminosen in den Mischungen erklärt werden. Demnach sinkt, mit Zunahme des prozentualen Anteils von Leguminosen in den Mischungen, das Matrixpotential. Dieses Ergebnis wird jedoch v.a. durch die artspezifische Eigenschaft der Saat-Esparssette bedingt, die im Vergleich zu den anderen Plots (z.B. in 0,6 m: -12 kPa) ein wesentlich geringeres Matrixpotential aufweist (in 0,6 m: -35 kPa).

Eine stärkere Aufzehrung des Bodenwasserspeichers bei Anwesenheit von Leguminosen in den Mischungen wurde auch in den Untersuchungen von SCHERER-LORENZEN (1999) im Rahmen des BIOPDEPTH-Projekt beobachtet. Nach einer 2-wöchigen Trockenperiode wiesen Bestände mit Leguminosen generell niedrigere Wassergehalte in der Profiltiefe 0,15-0,30 m auf als Plots ohne Leguminosen. Jedoch bestand zwischen den Flächen auch ein signifikanter Unterschied hinsichtlich des Blattflächenindexes. Plots in denen Leguminosen vorhanden waren, hatten einen deutlich höheren LAI als Bestände ohne Leguminosen, was eine weitere Erklärungsgröße für abnehmende Wassergehalte im Unterboden, aufgrund der Zunahme des transpirativen Wasserentzugs, sein kann.

Weiterhin wurde in dieser Untersuchung eine negative Beziehung zwischen Artenzahl bzw. Anzahl funktioneller Gruppen und dem an einem Stichtag, drei Tage nach einem starken Niederschlagsereignis, gravimetrisch bestimmten volumetrischen Wassergehalt im oberflächennahen Bereich aufgezeigt. In der vorliegenden Arbeit war dieser Effekt eher in tieferen Bodenbereichen charakteristisch. Jedoch konnte für den Monat Mai_2004 gezeigt werden, dass auch in 0,1 m, also im oberflächennahen Bereich, negative funktionale Abhängigkeiten zwischen Bodenfeuchte und den Parametern die den differenzierten Vegetationsbestand (z.B. die Biomasse) charakterisieren, bestehen können. Wie für die Stichtagsmessung von SCHERER-LORENZEN (1999), waren auch für den Monat Mai 2004 sehr feuchte bzw. Sättigungsbedingungen kennzeichnend (Kapitel 5.2). Die zu untersuchenden Effekte des differenzierten Vegetationsbestandes auf die Bodenfeuchte sind, wie dieses Beispiel zeigt, aufgrund der engen Kopplung an die klimatischen Verhältnisse sehr dynamisch und sollten demzufolge nicht losgelöst von den klimatischen Randbedingungen gedeutet werden.

6.3 Zusammenfassung

Innerhalb der Vegetationsperioden konnten systematische vegetationsabhängige Differenzierung der Messwerte des Matrixpotentials nachgewiesen werden. In Abhängigkeit vom Witterungsgeschehen bzw. dem Wurzelwachstum der Pflanzen können sich diese in unterschiedlichen Profiltiefen besonders stark ausprägen. Im oberflächennahen Wurzelbereich und im Unterboden ($\geq 0,2$ m) werden aufgrund der vegetationsabhängigen Differenzierung unterschiedliche Effekte hervorgerufen. Durch Zunahme der Beschattungseffekte bzw. verminderter Strahlungsdurchlässigkeit mit steigender Diversität wird oberflächennah die Verdunstung direkt von der Bodenoberfläche (Evaporation) herabgesetzt – es ergeben sich positive Zusammenhänge zwischen Vegetationsparametern und dem Matrixpotential. Im Unterboden dagegen, erfolgt im Wesentlichen der transpirative Wasserentzug. Dieser steigt mit zunehmender Biodiversität, was die negativen Korrelationskoeffizienten erklärt.

Der Vegetationsbestand führte insbesondere im Trockenjahr 2003 zu deutlichen Differenzierungen der Messwerte im Bodenprofil unterhalb von 0,3 m. Nur oberflächennahe Untersuchungen (0-0,3 m), wie z.B. durch SCHERER-LORENZEN (1999) durchgeführt, sind daher nicht ausreichend. Höher diverse Systeme zeichneten sich gegenüber artenarmen Beständen durch eine stärkere transpirative Nutzung des Bodenwasservorrats und höhere Erträge aus. Vielfalt stellt somit eine „Versicherung“ der Ökosystemfunktionen gegenüber Störungseinflüssen (Trockenheit) dar (SCHERER-LORENZEN 1999). Als erklärende Mechanismen lässt sich

sowohl der „Sampling-Effekt“ als auch der Komplementaritätseffekt nennen. Demnach ist mit zunehmender Diversität die Wahrscheinlichkeit höher, dass trockenolerante, besonders produktive Arten/Artengruppen vorhanden sind, die bei Trockenstress, den Verlust von anfälligen Arten kompensieren. Oder aber aufgrund unterschiedlicher, effektiverer Ressourcennutzung (Licht, Wasser, Nährstoffe) verschiedener Arten kann die gesteigerte Produktivität erklärt werden. Bezüglich des Bodenwasserhaushalts hat sich gezeigt, dass neben der Artenanzahl und der Anzahl funktioneller Gruppen per se, der Blattflächenindex und die oberirdische Biomasse die Variabilität der Messwerte zwischen den Plots teilweise besser erklären können. Da insbesondere in den Monokulturen und den 2-Artenmischungen pflanzenartspezifische Eigenschaften, wie am Beispiel der Saat-Esparsette gezeigt, zum Tragen kommen.

Im klimatisch „normalen“ Jahr 2004 war der Einfluss der differenzierten Vegetationsbedeckung weniger offensichtlich. Die Systeme reagierten insgesamt mit einem gesteigerten Ertrag gegenüber dem Jahr 2003.

Besonders offensichtlich war der Kontrast in den Messwerten des Matrixpotentials zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots. Der fehlende Vegetationsbestand ist insbesondere im Unterboden ersichtlich, da zeitlich stabiler, und bedingt wesentlich feuchtere Bedingungen im Vergleich zu bestandenen Plots. Bei gesättigten Verhältnissen der oberflächennahen Bodenbereiche wurde infolge einer höheren Evaporation, trockenere Bedingungen in vegetationsfreien Flächen nachgewiesen.

Ob die vermuteten Mechanismen der Ausprägung der vegetationsabhängigen Differenzierung der Messwerte des Matrixpotentials im Bodenprofil auch auf die quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen übertragen werden können, wird im nachfolgenden Kapitel aufgezeigt.

7 Ergebnisse der mit SWB bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen

Unter Einbezug der plotspezifisch, tiefendiskretisiert erfassten volumetrischen Wassergehalte (bereinigt) mittels FDR-Profilsonde wurden, nach dem in Kapitel 4.3.1 beschriebenen Bilanzierungsverfahren, für 86 Plots (C_4 - Plots und Freie Sukzession – Plots wurden nicht einbezogen) die raumzeitlich variablen Größen der Wasserhaushaltsgleichung quantifiziert. Als Plausibilitätsüberprüfung erfolgt zunächst die Betrachtung der zeitlichen und räumlichen Variabilität der berechneten Wasserhaushaltsgrößen (aktuelle Evapotranspiration ET_a , abwärtsg gerichteter Fluss DF , kapillarer Aufstieg UF , effektiver Fluss $DF_{eff} = DF - UF$, Speicheränderung ΔS). Inwieweit der differenzierte Vegetationsbestand Unterschiede in den plotspezifischen Wasserhaushaltsgrößen bedingen, wird in Kapitel 7.2.2 aufgezeigt. Unter Einbezug der bilanzierten aktuellen Evapotranspiration und der Biomasse lässt sich der Evapotranspirationskoeffizient bzw. die Wassernutzungseffizienz für die betrachteten Systeme ermitteln. Die Ergebnisse dazu sind in Kapitel 7.3 wiedergegeben.

7.1 Dynamik der Bodenwasserhaushaltsgrößen

In den quantifizierten Bilanzgrößen der Sommerhalbjahre spiegeln sich deutlich die unterschiedlichen Witterungsbedingungen wider (Tab. 7-1). Bei ausreichender Wasserversorgung richtet sich die Wasseraufnahme durch die Pflanzen v.a. nach der Höhe der potentiellen Evapotranspiration. Bei unzureichender Wasserversorgung bleibt die Wasseraufnahme der Pflanzen hinter der potentiellen Evapotranspiration zurück, weil der Fließwiderstand mit Abnahme der Wasserleitfähigkeit größer wird.

Tab. 7-1 Wasserhaushaltsgrößen als Feldmittelwert über alle Plots (n=86) getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahren (SHJ, WHJ) sowie in Abhängigkeit der betrachteten Profiltiefe (>0,35m: Wurzelraum, >1,25m: gesamtes Bodenprofil bis 1,25m)

Angaben in mm

	SHJ 2003 24.4. - 25.09.		WHJ 2003/2004 25.9. - 30.3.		SHJ 2004 30.3. - 30.9.		WHJ 2004* 30.9. - 9.12.	
	>0,35m	>1,25m	>0,35m	>1,25m	>0,35m	>1,25m	>0,35m	>1,25m
P	240		221		362		81	
ET _p	500		155		483		50	
ET _a	256	287	114	99	327	304	34	28
DF	16	50	98	129	43	246	49	135
UF	7	29	11	68	14	210	21	165
DF _{eff}	9	21	87	61	29	36	28	-30
ΔS	-25	-68	20	60	6	22	29	83

P – Niederschlag, ET_p – potentielle Evapotranspiration nach PENMAN-WENDLING, ET_a – aktuelle Evapotranspiration, DF – Sickerwasserhöhe, UF – kapillarer Aufstieg, DF_{eff} – effektive Sickerwasserhöhe (DF-UF), ΔS – Speicheränderung, * Winterhalbjahr 2004 umfasst kein halbes Jahr!

Aufgrund des hohen atmosphärischen Verdunstungsanspruchs im *SHJ 2003* war die Evapotranspiration im Wurzelraum bis 0,35 m eingeschränkt, wie aus der hohen Differenz zwischen potentieller und aktueller Evapotranspiration ersichtlich. Daher mussten die Pflanzen verstärkt auf den in tiefer als 0,35 m befindlichen Bodenwasservorrat zurückgreifen ($E_{Ta_{35}} < E_{Ta_{125}}$). Im Mittel wurden dem Gesamtprofil 287 mm Bodenwasser entzogen, dies entspricht 120% des Niederschlagsangebots in diesem Zeitraum. Im *SHJ 2004* dagegen, fand der evapotranspirative Wasserentzug hauptsächlich in den obersten 0,35 m statt ($E_{Ta_{35}} > E_{Ta_{125}}$). Aufgrund des erhöhten Niederschlagsangebots waren die Pflanzen nicht zwingend darauf angewiesen sich tiefer gelegene Reservoirs nutzbar zu machen. Im Mittel 327 mm (= 90% von P) überragt die aktuelle Evapotranspiration im *SHJ 2004*, trotz der geringeren potentiellen Verdunstung, die der im *SHJ 2003* ermittelten um 40 mm. Daher kann geschlossen werden, dass 2003 Trockenstressbedingungen vorlagen, was zu einer Einschränkung der Transpiration führte und daher auch Ertragseinbussen hingenommen werden mussten. Europaweit wurden diese nach CIAIS et al. (2005) auf 30% eingeschätzt. In den Winterhalbjahren beschränkt sich der Wasseraufbrauch ebenfalls auf die oberflächennahen Bereiche. Aufgrund der Philosophie des Berechnungsverfahrens weisen diese weniger große Diskrepanzen zur potentiellen Verdunstung auf als in den Sommerhalbjahren.

Betrachtet man die quantifizierten abwärts- und aufwärtsgerichteten Flüsse am Profilrand 1,25 m fällt, ausgenommen des *SHJ 2003*, auf, dass diese ungewöhnlich hoch sind (Tab. 7-1). Darin spiegelt sich die Grundwasseranbindung in diesen Halbjahren wider (Siehe Kapitel 5.4). Geringe Grundwasserflurabständen führen erst zu einem hohen kapillaren Aufstieg (UF steigt an), sinkt dann der Grundwasserspiegel wieder, wird das Profil entwässert und die Sickerwassermengen nehmen ungewöhnlich hohe Werte an (Anhang-Abb. 6). Daher ist in Tab. 7-1 weiterhin der *effektive Fluss* (DF_{eff}) an den jeweiligen Profilgrenzen angegeben, der im Folgenden diskutiert wird. Wie zu erwarten, ist dieser innerhalb der Vegetationsperioden, aufgrund der hohen aktuellen Verdunstung an der Profilgrenze 0,35 m geringer als in 1,25 m. In den Winterhalbjahren kommt es zur Umkehrung dieser Beziehung, so dass diese, wie bereits in Kapitel 5.6 herausgestellt, die sickerungsaktiven Zeiträume darstellen. Während somit an der Profilgrenze 0,35 m innerhalb der Vegetationsperioden ca. 4 - 8% des Niederschlages effektiv versickern, betrug dieser Anteil in den Winterhalbjahren 39% und 35%. Der prozentuale Anteil der effektiven Sickerwassermengen an der Profilgrenze 1,25 m während der Sommerhalbjahre betrug 9% und 10%, im *WHJ 2003/2004* beeinflusst durch kapillaren Anschluss 28%. Der ermittelte negative Fluss im *WHJ 2004* ist dadurch zu erklären, dass bis zum 09.12.2004 (letzter Messtermin) das Grundwasser noch sehr hoch anstand (Abb. 5-12)

und somit die Entwässerung des Profils noch nicht stattgefunden hatte. Die Speicheränderung ΔS , innerhalb der betrachteten Perioden, war bis auf das SHJ 2003 positiv. Diese negative Bilanz konnte jedoch im WHJ 2003/2004 weitgehend ausgeglichen werden, so dass zu Beginn des SHJ 2004 wiederum optimale Wachstumsbedingungen vorlagen.

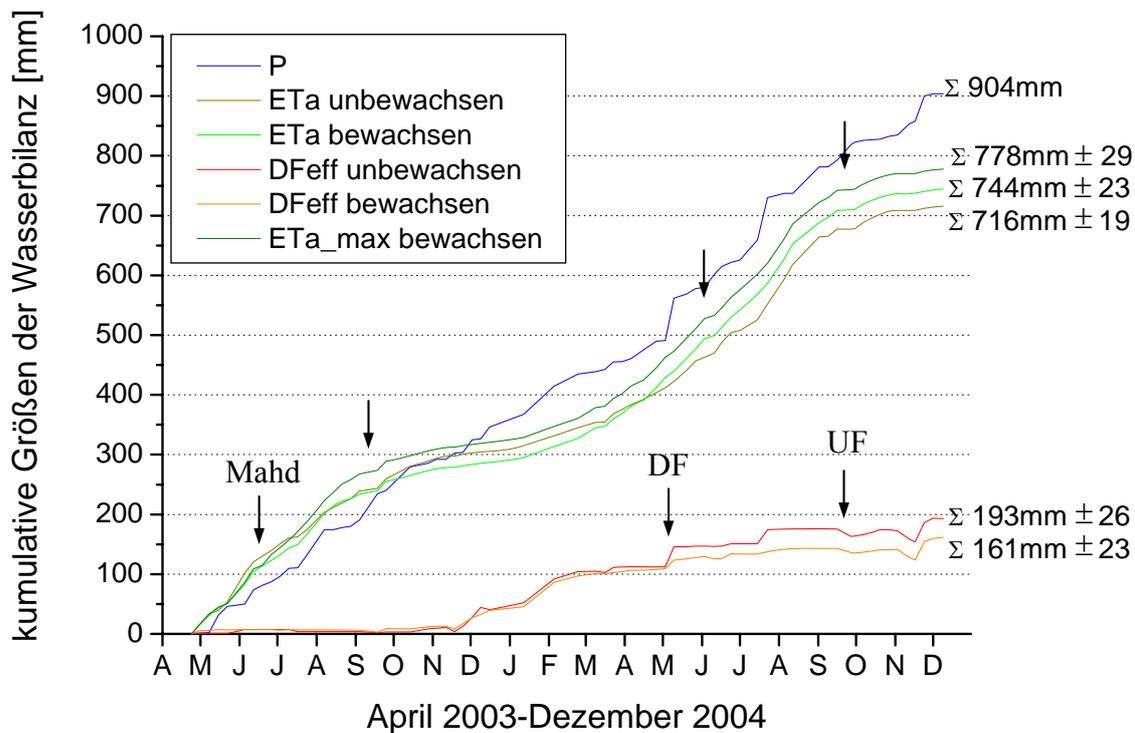


Abb. 7-1 Kumulative Größen der Wasserhaushaltsbilanz (P-Niederschlag, ETa-aktuelle Evapotranspiration, DF_{eff} - effektiver Fluss am Profilrand 0,35 m) für den Kontrast bewachsene vs. unbewachsene Flächen im Untersuchungszeitraum

Für den Kontrast bewachsene vs. unbewachsene Plots sind in Abb. 7-1 die kumulativen Größen der Bodenwasserhaushaltsbilanz (P, ETa, DF_{eff} am Profilrand 0,35 m) abgebildet. Ebenfalls abgebildet ist ETa_{max}, welche die maximale Verdunstung repräsentiert, d.h. hier wurde für das SHJ 2003 die berechneten Werte aus dem Gesamtprofil (ETa₁₂₅) verwendet. Die mit Pfeil versehenen Stellen im Juni und September kennzeichnen jeweils die Mahdtermine. Wie aus den Plateaus zu folgern, kommt es nach der Mahd kurzzeitig zu einer verringerten Verdunstung auf den bewachsenen Flächen. Vergleicht man den Kurvenverlauf der *aktuellen Evapotranspiration von bewachsenen und unbewachsenen Plots* in den obersten 0,35 m, zeigt sich im Verlauf des SHJ 2003 nur eine geringe Diskrepanz, weil der Einfluss der Vegetation insbesondere im Unterboden deutlich wird (ETa unbewachsen vs. ETa_{max} bewachsen). Während demnach im SHJ 2003 der transpirative Wasserentzug vorrangig in Profiltiefen >0,35 m stattfand, war die direkte Bodenverdunstung auf die obersten 0,35 m beschränkt. Diese war auf bewachsenen Plots, aufgrund von Beschattungseffekten, zeitweise geringer als

auf unbewachsenen Plots. Diese Zeiträume umfassen die Perioden von Mitte Mai 2003 - Mitte Juli 2003 und von Oktober 2003 - März 2004 (Abb. 7-1). Diese Ergebnisse werden im Wesentlichen durch die in Kapitel 6.1 analysierten Messwerte des Matrixpotentials bestätigt. Wie dort ausgeführt, konnten im oberflächennahen Bereich über längere Zeiträume im SHJ 2003 keine signifikanten Unterschiede zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots festgestellt werden bzw. wurden im März 2004 in 0,1 m Tiefe trockenere Zustände in vegetationsfreien Flächen registriert als in bestandenen Flächen.

Im weiteren Verlauf des SHJ 2004, in dem die Wasserversorgung der Pflanzen sehr viel besser war, war die Evapotranspiration im Wurzelraum auf Plots mit Bestand deutlich höher als unter nicht bestandenen (Abb. 7-1).

Während im SHJ 2003 das effektive *Sickerwasseraufkommen an der Profilgrenze 0,35 m* sowohl unter bewachsenen als auch unter unbewachsenen Plots praktisch gegen null ging, wurde im SHJ 2004 vorrangig in Verbindung mit stärkeren Regenereignissen ein erhöhtes Sickerwasseraufkommen registriert. Wie Abb. 7-1 zu entnehmen, spiegeln sich insbesondere die Niederschläge Anfang Mai 2004 und im Juli 2004 sehr deutlich im Sickerwasseraufkommen v.a. der unbewachsenen Plots wider.

Abb. 7-1 kann weiterhin die kumulativen Wasserhaushaltsgrößen am Ende des Untersuchungszeitraums entnommen werden. Gemessen am Niederschlag (904 mm =100%) kommt es längerfristig zu einem evapotranspirativen Wasserverbrauch (778 mm) von 86% während 18% (161 mm) effektiv unter bewachsenen Flächen versickern. Bei unbewachsenen Flächen beträgt der prozentuale Anteil der Evaporation 79% (716 mm) und der des Sickerwasseraufkommens 21% (193 mm).

Hohe Verdunstungsraten und geringe Sickerwassermengen sind demnach charakteristisch für den Bodenwasserhaushalt des Untersuchungsstandortes. Ein Vergleich mit Literaturangaben untermauert diese Ergebnisse.

An der Lysimeterstation Buttstedt (bei Weimar, Thüringen) wurden im langjährigen Mittel (1983-2001) unter landwirtschaftlichen Kulturen auf Lößböden Verdunstungsraten von 92% und Sickerwasserhöhen von 6%, gemessen an der jährlichen Niederschlagshöhe (+ ca. 23,5 mm Zusatzwasser durch Beregnung = 601 mm), ermittelt (Roth et al. 2005:46). An der Lysimeteranlage Brandis (bei Leipzig, Sachsen) betrug die mittlere Evapotranspiration in den Jahren 1993 und 1994 unter Grünbrache 66% - 82% und unter mit Welsches Weidelgras und Rotklee bestandenen Flächen (1984, 1995) 86% - 91% des Jahresniederschlages

(HAFERKORN 2000). MÜLLER et al. (2002) führte Langzeituntersuchungen (1901-2000) zum Evapotranspirations- und Versickerungsverhalten im Mitteldeutschen Trockengebiet (Saalkreis) durch. Für den Zeitraum 1951-2000 wurden modellmäßig mittlere Jahressummen der aktuellen Verdunstung von 484 mm und Sickerwassermengen von durchschnittlich 39 mm an der Untergrenze einer 1,70 m dicken Lösschicht unter Grasbestand ermittelt. Das jährliche Niederschlagsaufkommen im Mitteldeutschen Trockengebiet, kann mit 450-500 mm angesetzt werden. Demnach variiert der prozentuale Anteil der jährlichen Verdunstung langfristig zwischen 97%-108% und das jährliche Sickerwasseraufkommen zwischen 8-9%. KNOBLAUCH (2001) ermittelte anhand von Lysimetermessungen (1997-2000) in einer Auen-niederung der Unstrut im Thüringer Becken, im dreijährigen Mittel Sickerwassermenge von 61 mm/a in 1,30 m Tiefe. Unter Einbezug des Bodenwasserhaushaltsmodell HYDRUS wurde auf dem durch Grundwasser geprägten Standort (Gley-Vega) die Bilanzgröße kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasserleiter in die ungesättigte Zone mit 97 – 109 mm/Herbst- u. Winterperiode quantifiziert.

Die zeitliche Dynamik als auch die Höhe der, mit dem Bilanzverfahren Soil Water Balance, quantifizierten Bilanzgrößen sind, wie die Überlagerung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem Witterungsgeschehen sowie die Einordnung anhand von Literaturwerten gezeigt hat, als plausibel anzusehen. Da diese Betrachtung anhand von Feldmittelwerten bzw. für den Kontrast bewachsene vs. unbewachsenen Flächen erfolgte, soll im Folgenden die Variabilität der plotspezifisch ermittelten Wasserhaushaltsgrößen näher betrachtet und analysiert werden sowie eine weitere Abschätzung der Güte des SWB-Modells erfolgen.

7.2 Einfluss des Vegetationsbestandes auf die räumliche Variabilität der Wasserhaushaltsgrößen

7.2.1 Räumliche Variabilität der bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen

Die Variabilität der bilanzierten kumulativen Wasserhaushaltsgrößen zwischen den Plots, ausgedrückt durch die Standardabweichung, ist in den Sommerhalbjahren zumeist größer als in den Winterhalbjahren (Abb. 7-2, Anhang-Tab. 8, Anhang-Tab. 9), was wiederum ein erster Hinweis des Einflusses des differenzierten Vegetationsbestandes sein könnte. Während die plotspezifisch berechneten Evapotranspirationen im Wurzelraum (ET_{a35}) im SHJ 2003 mit ± 13 mm und im SHJ 2004 mit ± 17 mm um den Feldmittelwert streuen, ist die Variationsbreite, der für das Bodenprofil bis 1,25 m quantifizierten Verdunstungshöhen (ET_{a125}), mit

± 23 mm im SHJ 2003 und ± 29 mm im SHJ 2004 etwas höher. Die quantifizierten effektiven Flüsse an der Profiltiefe 1,25 m wiesen sowohl in den Sommerhalbjahren (SHJ 2003: ± 28 mm, SHJ 2004: ± 42 mm) als auch in den Winterhalbjahren (WHJ 2003/2004: ± 31 mm, WHJ 2004: ± 48 mm) die höchsten Variabilitäten auf, die einer gewissen Systematik in Abhängigkeit von der Entfernung zur Saale bzw. der Blocknummer unterliegen (Tab. 7-2). Der Blockeffekt ist dabei besonders bei der Betrachtung der Teilkomponenten des effektiven Flusses (kapillarer Aufstieg, abwärtsgerichteter Fluss) deutlich ausgeprägt. Die positive Korrelation zwischen der Blocknummer und dem abwärtsgerichteten Fluss (z.B. im SHJ 2004: $r=0,606$, $p<0,01$) bzw. dem kapillaren Aufstieg (z.B. im SHJ 2004: $r=0,584$, $p<0,01$) liegt begründet im Grundwasserflurabstand, der saalenah mit 2,24 m im Mittel 0,25 m größer war als im saalefernen Block 4 (1,99 m) (Tab. 5-5). Somit werden bei mittleren Grundwasserverhältnissen die saalefernen Plots stärker beeinflusst (höherer kapillarer Aufstieg bzw. abwärtsgerichteter Fluss) als die saalenahen Plots, was sich auch in der Variabilität des effektiven Flusses in der Profiltiefe 1,25 m auf dem Untersuchungsstandort niederschlägt.

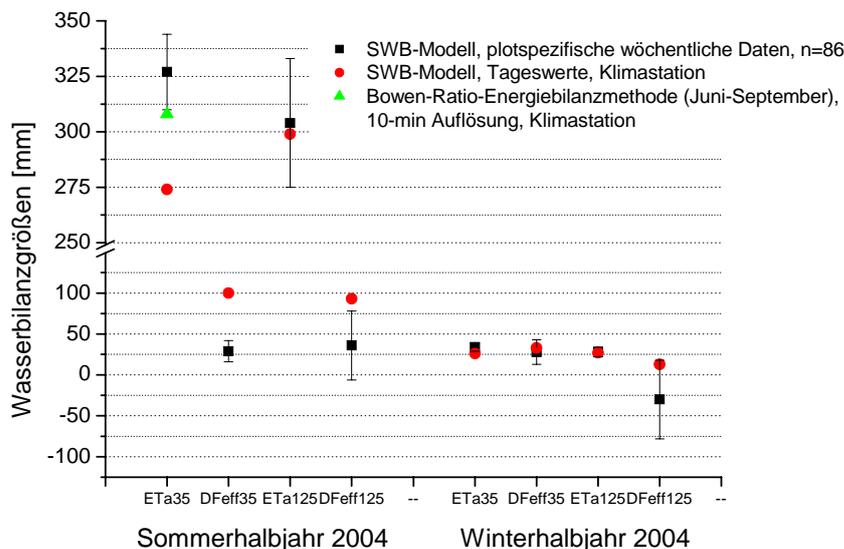


Abb. 7-2 Räumliche Variabilität (Feldmittelwert \pm Standardabweichung) der quantifizierten kumulativen Wasserhaushaltsgrößen, welche auf Basis wöchentlich erfasster Wassergehalte berechnet wurden sowie Bilanzgrößen berechnet anhand von, an der Klimastation aufgezeichneten Tageswerten des volumetrischen Wassergehalts. Aktuelle Verdunstung als kumulative Größe von Juni-September nach der Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode ermittelt. ETa35/125 - Verdunstung aus dem Wurzelraum bis 0,35 m und dem gesamten Bodenprofil bis 1,25 m, DFeff35/125 - effektiver Fluss in der Profiltiefe 0,35 m/1,25 m

Um zu überprüfen, inwieweit sich eine höhere Auflösung der volumetrischen Wassergehalte auf die bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen auswirkt, wurde das Bilanzierungsverfahren SWB mit den an der Klimastation kontinuierlich (Tageswerte) aufgezeichneten Daten verwendet. Im Gegensatz dazu, basieren die plotspezifisch ermittelten Wasserhaushaltsgrößen auf wö-

chentlichen Messwerten des volumetrischen Wassergehalts! Der Abgleich der Wasserbilanzgrößen ergab in den jeweils untersuchten hydrologischen Jahren einen konsistenten Trend. Während in den Winterhalbjahren die Auflösung des Eingangsparameters volumetrischer Wassergehalt keinen Einfluss auf die quantifizierten Größen Evapotranspiration und effektive Sickerwasserhöhe hat, bedingt diese in den Sommerhalbjahren höhere abwärtsgerichtete Flüsse ($DF_{\text{eff}35/125}$) und geringere Verdunstungsraten ($ET_{a35/125}$), insbesondere für die im Wurzelraum quantifizierten Bilanzgrößen (Abb. 7-2, Anhang-Tab. 7). Diese Diskrepanzen lassen sich, bezogen auf den Feldmittelwert, beispielsweise für das SHJ 2004 mit -53 mm (-16%) für ET_{a35} und mit $+71$ mm ($+245\%$) hinsichtlich der bilanzierten abwärtsgerichteten Flüsse an der Profilgrenze $0,35$ m beziffern. Weiterhin ist in Abb. 7-2 die nach der Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode berechnete kumulative Evapotranspiration für den Zeitraum von Juni bis September 2004 von 308 mm abgetragen. Da dieses Verfahren relativ verlässliche Werte der aktuellen Evapotranspiration liefert, soll diese Größe als Maßstab für eine weitere Abschätzung der Güte des SWB-Modells dienen. Demnach führt die Verwendung von Tageswerten des volumetrischen Wassergehalts im SWB-Modell während der Sommerhalbjahre zu einer offensichtlichen Unterschätzung der aktuellen Evapotranspiration bzw. zu einer Überschätzung der effektiven Flüsse in $0,35$ m Tiefe. Dies resultiert daraus, dass die Registrierung einer offensichtlichen Änderung des Bodenwasserspeichers infolge stärkerer Niederschlagsereignisse in Abhängigkeit von der Messtiefe mit einem Zeitverzug von mindestens einem Tag stattfindet. Entsprechend der Randbedingungen von SWB (Kapitel 4.3.1) bedingt dies am Tag des Niederschlagsereignisses hohe abwärtsgerichtete Flüsse und zumeist geringe Evapotranspirationen. Am Folgetag stattdessen, wird ein aufwärtsgerichteter Fluss registriert, der zumeist geringer ist als am Vortag der Sickerwasserfluss. Die aktuelle Evaporation ist in dem Zusammenhang null. Dies bewirkt insbesondere eine Modifikation der Bilanzgrößen während der Sommerhalbjahre, wie bereits oben beschrieben. Demnach sind höher aufgelöste Daten für die Berechnung der Wasserbilanzgrößen mit dem jetzigen SWB Modell eher ungeeignet. Man könnte jedoch eine Korrektur hinsichtlich der Erfassung der Zeitverschiebung zwischen Niederschlagsereignissen und Reaktion des Bodenwasserspeichers vornehmen.

Der Einbezug wöchentlicher erfasster volumetrischer Wassergehalte ist diesbezüglich robuster, da wie Abb. 7-2 zu entnehmen, eine tendenziell stärkere Annäherung der quantifizierten Evapotranspirationen, welche zum einen mit dem SWB-Modell und zum anderen nach der Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode ermittelt wurde, festzustellen ist. Im Zeitraum von April bis September 2004 wurde mittels des SWB-Modells eine mittlere Evapotranspiration auf dem Untersuchungsstandort von 327 mm ($n=86$) quantifiziert. Dieser steht ein Wert von

308 mm im Zeitraum von Juni - September 2004 gegenüber. Demnach könnten auch die mit dem SWB-Modell berechneten Verdunstungen auf der Basis wöchentlicher Daten einer gewissen Unterschätzung unterliegen.

Abschließend hierzu möchte ich festhalten, dass aufgrund der vereinfachten Annahmen von SWB natürlich gewisse Modifikationen der quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen im Vergleich zu anderen Ansätzen möglich sind. Jedoch war es erst durch diesen Ansatz möglich, plotspezifische Daten zu ermitteln, die wie bereits im vorhergehenden aber auch im nachfolgenden Kapitel ausgeführt, durchaus realistische und plausible Daten liefern.

Inwieweit der differenzierte Vegetationsbestand die Variabilität der plotspezifisch quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen innerhalb der Sommerhalbjahre erklärt, wird im Folgenden herausgestellt.

7.2.2 Interaktion zwischen Wasserhaushaltsgrößen und Vegetationseigenschaften

Für diese Analysen wurden die Bilanzgrößen als auch die Biomasse (2-malige Mahd) als additive Parameter und der Blattflächenindex (LAI) als Mittelwert über die jeweiligen Vegetationsperioden verwendet. Die Summation der Wasserhaushaltsgrößen erfolgte bis zum jeweils letzten Messtermin vor der Mahd und umfasst somit nicht das vollständige Sommerhalbjahr. Der Parameter Block charakterisiert den Einfluss der Bodenarten.

Tab. 7-2 Korrelationsmatrix zwischen kumulativen Wasserhaushaltsgrößen und plotspezifischen Vegetationseigenschaften sowie der Blocknummer

<i>plotspezifische Vegetationseigenschaften</i>	<i>ETA₃₅</i>	<i>DFeff₃₅</i>	<i>ETA₁₂₅</i>	<i>DFeff₁₂₅</i>
<i>Sommerhalbjahr 2003 (24.04.2003-04.09.2003)</i>				
additive Biomasse	-.414**	-.147	-.158	.052
mittlerer Blattflächenindex LAI	-.441**	-.220*	-.144	-.034
Artenanzahl S	-.116	-.151*	.044	-.177
Anzahl funktioneller Gruppen F	-.117	-.271*	.063	-.206
Block	-.175	-.131	-.058	.394**
<i>Sommerhalbjahr 2004 (06.04.2004-02.09.2004)</i>				
additive Biomasse	-.284**	.235*	.005	.030
mittlerer Blattflächenindex LAI	-.288**	.179	.062	.101
Artenanzahl S	.008	-.175	-.072	.041
Anzahl funktioneller Gruppen F	.101	-.146	-.099	.012
Block	.042	.115	-.254*	.245*

Die mit einem * versehenen Korrelationen sind mindestens auf dem 99,95%-Niveau signifikant, die mit ** versehenen Korrelationen sind mindestens auf dem 99,99%-Niveau signifikant. Fett markierte Korrelationskoeffizienten sind in Abb. 7-3 dargestellt. $ETA_{35/125}$ - Evapotranspiration aus dem Wurzelraum bis 0,35 m bzw. aus dem Bodenprofil bis 1,25 m, $DFeff_{35/125}$ - effektiver Fluss in den Profiltiefen 0,35 m bzw. 1,25 m

In beiden Vegetationsperioden zeigen nur die oberflächennah ermittelten Wasserhaushaltsgrößen (ET_{a35} , DF_{eff35}) einen statistisch gesicherten Zusammenhang zu den Vegetationsparametern (Tab. 7-2). Während die berechnete Verdunstung im Wurzelraum (ET_{a35}) sowohl im Sommerhalbjahr 2003 als auch im SHJ 2004 negativ mit der additiven Biomasse und dem mittleren LAI korreliert, weist die Bilanzgröße DF_{eff35} (effektiver Fluss in 0,35 m Tiefe) weniger konsistente Zusammenhänge auf. Der positive Blockeffekt des effektiven Flusses am Profilrand 1,25 m kann auf die, bereits oben ausgeführte, stärkere Beeinflussung der saalefernen Plots durch das Grundwasser zurückgeführt werden. Im Gegensatz zu den Ausführungen in Kapitel 2.3, dass mit steigender Bindigkeit der Böden eine Zunahme der Evapotranspiration einher geht, wurde in der vorliegenden Arbeit entweder kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Höhe der Evapotranspiration und der Blocknummer, der die Variabilität der Bodenarten ausdrückt, erzielt oder ein gegensätzlicher Effekt erzielt. Worauf dieser zurückzuführen ist, konnte trotz eingehender Analysen nicht geklärt werden.

Die negative Korrelation zwischen der *Verdunstung aus dem Wurzelraum* und den Vegetationsparametern besagt, dass, mit Zunahme der Biomasse bzw. des LAI, der Wasseraufbrauch sinkt (Abb. 7-3 (a)). Obwohl dieser Zusammenhang in beiden Vegetationsperioden registriert wurde, wird vermutet, dass unterschiedliche Erklärungsansätze dafür gelten, die im Folgenden beginnend mit dem SHJ 2003 näher ausgeführt werden.

Im extrem trockenen *Sommerhalbjahr 2003* gab es eine klare Trennung zwischen evaporativen und transpirativen Wasseraufbrauch im Bodenprofil bis 1,25 m. Die Tiefenlage dieser Trennlinie variiert in Abhängigkeit der klimatischen Gegebenheiten. Je trockener die Vegetationsperiode, umso tiefer ist diese gelegen, da die Pflanzen durch Tiefenwachstum der Wurzeln sich weitere Bodenwasservorräte erschließen müssen. Im SHJ 2003 lag die Trennschicht in ca. 0,35 m Tiefe. Oberhalb von 0,35 m erfolgte der Wasserentzug maßgeblich durch die Evaporation, unterhalb durch Transpiration (schematischer Zusammenhang Abb. 7-4). Dabei kann die Vegetation diese zwei Teilgrößen der Gesamtverdunstung unterschiedlich beeinflussen (Abb. 2-1) und dementsprechend eine Differenzierung im Bodenprofil bewirken. Während mit Zunahme der Biomasse/LAI eine Abnahme der Evaporation (ET_{a35}) aufgrund von Beschattungseffekten im Oberboden (aAh-Horizont) verbunden ist, nimmt der transpirative Anteil, und zwar vorrangig aus dem Unterboden, zu. Ich vermute, dass dieses konträre Verhalten die Ursache dafür ist, dass ET_{a125} , welche die Summe aus Evaporation und Transpiration darstellt, nicht mit den Vegetationsparametern korreliert. Trennt man allerdings den evaporativen vom transpirativen Anteil, indem man die Differenz aus ET_{a125} und ET_{a35}

berechnet und betrachtet nur den *transpirativen Anteil aus dem Bodenprofil > 0,35 m* (TaUB), bestätigen sich die oben getroffenen Aussagen.

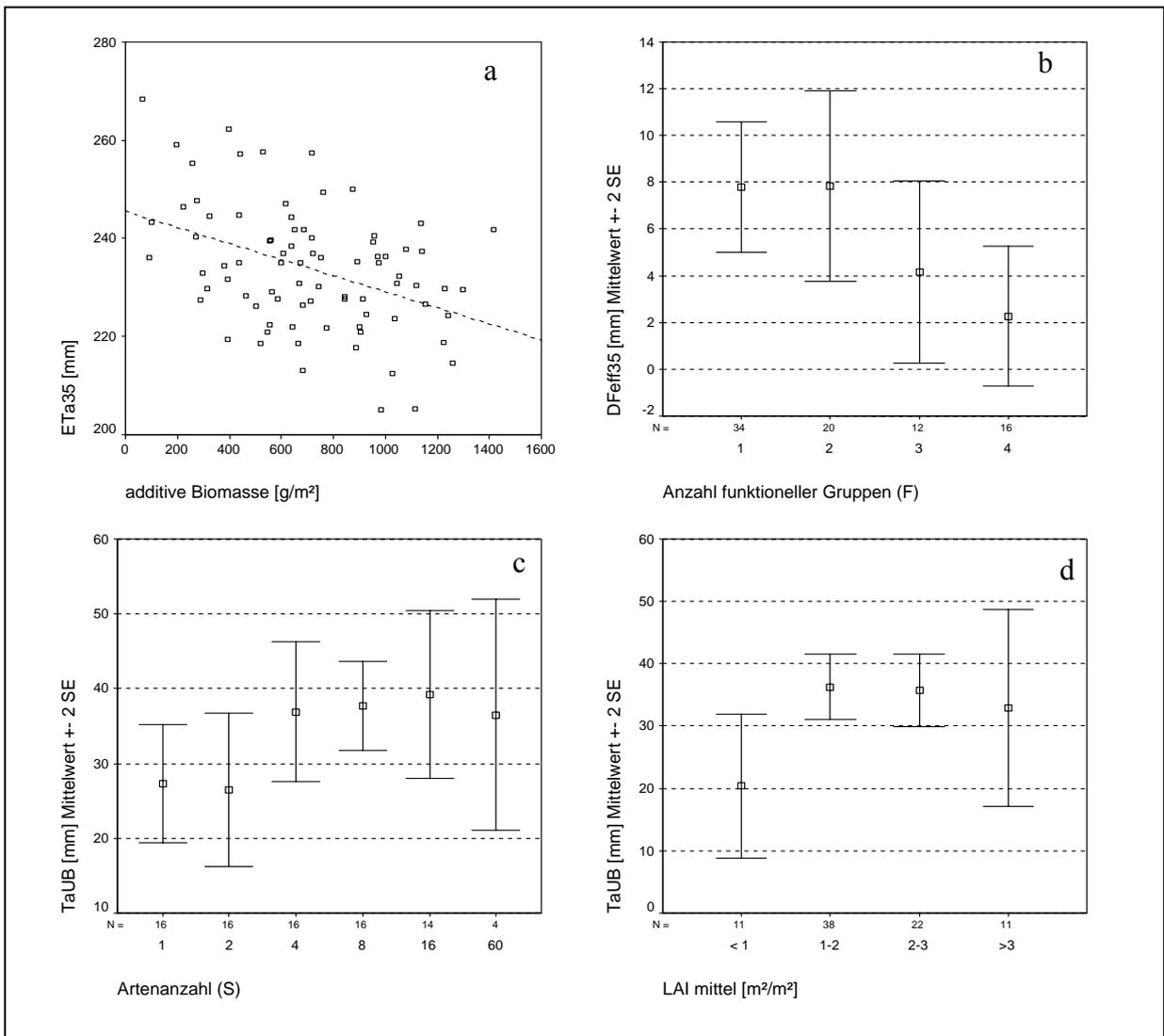


Abb. 7-3 Zusammenhang zwischen plotspezifischen Wasserhaushaltsgrößen im SHJ 2003 und Vegetationseigenschaften, *ETa35* - Evapotranspiration aus Wurzelraum, *DFeff35* - effektiver Fluss in 0,35 m Tiefe, *TaUB* - Transpiration aus Unterboden (>0,35 m)

Wie Abb. 7-3 (c),(d) zu entnehmen, setzten sich im Sommerhalbjahr 2003 die 1- u. 2-Arten Plots bzw. Flächen mit einem mittleren LAI<1 gegenüber den anderen Systemen in der Transpirationsleistung ab. Während der transpirative Anteil der 1- u. 2-Arten im Mittel nur 27 mm betrug, entzogen die 4-8-16-60-Arten-Plots dem Unterboden durchschnittlich 38 mm. Für Bestände mit einem LAI<1 betrug der transpirative Anteil an der Gesamtverdunstung ca. 20 mm, Bestände mit einem höherem Blattflächenindex entzogen dem Bodenprofil ca. 35 mm („Schwellenwerte“). Diese Ergebnisse bestätigen somit unabhängig die Differenzierung der Matrixpotentiale in 0,6 bzw. 1,0 m Tiefe im SHJ 2003 (Kapitel 6.2) aufgrund der unterschiedlichen Vegetationscharakteristika.

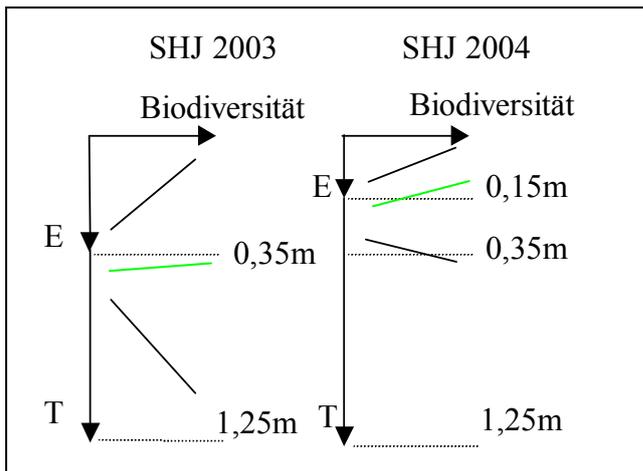


Abb. 7-4 Einfluss des Biodiversitätsniveaus auf die Ausprägung der Evapotranspiration (grüne Graphen) und deren Teilprozesse Evaporation (E) und Transpiration (T) in Abhängigkeit von der Profiltiefe

Wie bereits in Kapitel 7.1 ausgeführt, war im *Sommerhalbjahr 2004* die Verdunstung vorrangig auf die obersten 0,35 m beschränkt, so dass in dieser Vegetationsperiode $ET_{a_{35}}$ die Summe aus Evaporation und Transpiration darstellt. Eine rechnerische Trennung zwischen diesen zwei Teilprozessen der Gesamtverdunstung war daher nicht möglich. Die für jeden Plot ermittelte Bilanzgröße der $ET_{a_{35}}$ korreliert zwar etwas schwächer als im SHJ 2003, aber dennoch signifikant negativ mit den Vegetationsparametern Biomasse und LAI. Dies führt in Anlehnung an die Analysenergebnisse des SHJ 2003 zu den Annahmen, dass (i) die Trennschicht zwischen Evaporation und Transpiration innerhalb von 0,35 m lag, (ii) Unterschiede des transpirativen Wasserentzugs zwischen den Systemen weniger deutlich ausgeprägt waren und (iii) die Bilanzgröße Evaporation im Wesentlichen die Differenzierung von $ET_{a_{35}}$ zwischen den verschiedenen Beständen bedingt (Abb. 7-4). In Anlehnung an die gemessenen Matrixpotentiale kann die Trennlinie zwischen Evaporation und Transpiration im SHJ 2004 bei ca. 0,15 m ausgemacht werden. Unterhalb dieser Trennlinie erfolgt die Transpiration, deren Variabilität zwischen den Beständen in diesem Sommerhalbjahr vermutlich geringer war, als im SHJ 2003, da der Bodenwasservorrat diesmal kein limitierender Faktor war. Wären die Transpirationsunterschiede zwischen den Plots deutlich stärker ausgeprägt gewesen, d.h. der Anstieg der Geraden in Abb. 7-4 steiler, könnte man erwarten, dass, wie im Jahr zuvor $ET_{a_{125}}$, $ET_{a_{35}}$ keine signifikante Korrelation zu den Vegetationsparametern aufweist. Da die aktuelle Evapotranspiration im Wurzelraum jedoch mit Zunahme der Biomasse bzw. des Blattflächenindex sinkt, kann geschlossen werden, dass dieser Effekt vorrangig durch die Differenzierung der Evaporation zwischen den Beständen zu erklären ist. Abnehmende Evapotranspirationen trotz steigendem LAI wurden auch in Laborversuchen, anhand des Süßgrases Dach-Trespe, von OBRIS et al. (2003) nachgewiesen. Zwar war mit Zunahme des

Blattflächenindex ein Anstieg der Transpiration verbunden, dieser war jedoch sehr viel geringer als der Rückgang durch die Evaporation, so dass die Evapotranspiration insgesamt zurückging.

Weiterhin korreliert ET_{a35} in beiden Vegetationsperioden positiv mit dem Anteil kleiner Kräuter in der Mischung (SHJ 2003: $r=0,278$, $p=0,011$, SHJ 2004: $r=0,306$, $p=0,05$). Demnach steigt der Wasserverbrauch, je mehr kleine Kräuter in der Mischung vorhanden sind. In Abb. 7-5 sind exemplarisch zwei 4-Arten-Plots abgebildet, dessen Bestände sich zum einen aus 100% und zum anderen aus 25% kleinen Kräutern zusammensetzen. Diese verdeutlichen bereits rein optisch, dass Plots mit einem hohen Anteil von kleinen Kräutern, weniger dicht und hoch bestanden sind als Plots mit insgesamt vier Arten, die jeweils unterschiedlichen funktionellen Gruppen zuzuordnen sind. Die offenen Bodenbereiche bieten Angriffsflächen für die direkte Bodenverdunstung und erklärt so den positiven Zusammenhang zwischen der Evapo(transpi)ration aus dem Wurzelraum und dem prozentualen Anteil der kleinen Kräuter in der Mischung. Es besteht also ein negativer Zusammenhang zwischen Blattflächenindex und Anzahl kleiner Kräuter in der Mischung (SHJ 2003: $r=-0,282$, $p=0,010$, SHJ 2004: $r=-0,366$, $p=0,001$). Darüber hinaus war in beiden Vegetationsperioden eine positive Beziehung zwischen der Anzahl von Leguminosen in den Mischungen und dem Blattflächenindex zu verzeichnen (SHJ 2003: $r=0,400$, $p<0,001$, SHJ 2004: $r=0,527$, $p<0,001$). Somit wäre zu erwarten, dass die Evapo(transpi)ration (ET_{a35}) mit Zunahme des Leguminosen-Anteils sinkt. Im SHJ 2003 konnte dies statistisch signifikant ($r=-0,225$, $p=0,042$), im SHJ 2004 nur andeutungsweise ($r=-0,168$, $p=0,131$) bestätigt werden.



Abb. 7-5 Zwei 4-Arten Plots am 27.5.2004, B2A09 (links) - Bestand besteht aus 100% kleinen Kräutern, B2A01 (rechts)-in der Mischung sind theoretisch 25% kleine Kräuter vorhanden

Obwohl der *effektive abwärtsgerichtete Fluss* (DF_{eff35}) während der Vegetationsperioden nur sehr gering ist, lässt sich dessen Variabilität auf plotspezifische Charakteristika zurückführen.

Wie Tab. 7-2 zu entnehmen, korreliert DF_{eff35} im SHJ 2003 mit allen untersuchten Vegetationsparametern negativ. Signifikante Abhängigkeiten ergaben sich zum mittleren LAI und zur Anzahl der funktionellen Gruppen (F). Im SHJ 2004 ergab sich dagegen ein statistisch positiver Zusammenhang zwischen der additiven Biomasse und dem effektiven Fluss an der Profiltiefe 0,35 m.

Im *SHJ 2003* war das Auftreten eines abwärtsgerichteten effektiven Flusses vorrangig beschränkt auf den Zeitraum von Ende April bis Mitte Mai (Abb. 7-1). Während dieser Periode gab es noch einen transpirativen Wasseraufbrauch aus der Profiltiefe bis 0,35 m, wie aus den Messwerten des Matrixpotentials in Kapitel 6.2, Abb. 6-2 (a) zu folgern. Dieser war demnach umso höher, je diverser die Bestände waren, was wiederum einen geringeren effektiven Sickerwasserfluss an der Profiltiefe 0,35 m bedingt und die negative Abhängigkeit zwischen DF_{eff35} und den Vegetationsparametern erklärt (Abb. 7-3 (b)).

Durch die starken und ergiebigen Niederschlagsereignisse im *SHJ 2004* war das Sickerwasseraufkommen im Vergleich zum SHJ 2003 wesentlich höher als auch kontinuierlicher, insbesondere nach Aufsättigung des Bodenprofils (Tab. 7-1). Da die transpirativen Unterschiede zwischen den Plots, wie oben ausgeführt, weniger stark ausgeprägt waren als im Vorjahr, entscheidet demnach im SHJ 2004 im Wesentlichen die Größe der Evaporation über die Höhe des abwärtsgerichteten effektiven Flusses an der Profiltiefe 0,35 m. Weil die Evaporation (bzw. Evapotranspiration) umso geringer war, je diverser das System (steigende Biomasse, Zunahme LAI), verbleibt im Wurzelraum mehr Bodenwasser, das versickern kann und bedingt die positive Korrelation zwischen der additiven Biomasse und dem effektiven Fluss. Während so z.B. das Sickerwasseraufkommen unter Flächen mit Biomassen $< 500 \text{ g/m}^2$ im Mittel 35 mm betrug, wurden unter Plots mit Erträgen $> 1500 \text{ g/m}^2$ im Durchschnitt 7 mm höhere Sickerwassermengen registriert.

Interessanterweise wurden im *Winterhalbjahr 2003/2004*, welches durch die Wiederauffüllung des entleerten Bodenwasserspeichers geprägt war, die selben Zusammenhänge zwischen den Vegetationsparametern und der aktuellen Verdunstung aus dem Wurzelraum (ET_{a35}) bzw. der Höhe des abwärtsgerichteten Flusses (DF_{eff35}) registriert, wie im Sommerhalbjahr 2004. Da im Winterhalbjahr 2003/2004 Transpirationsunterschiede zwischen den Flächen aufgrund der Mahd größtenteils auszuschließen sind, bedingt wiederum die Höhe der Evaporation die Variabilität von ET_{a35} bzw. von DF_{eff35} . Zeichnete sich der ehemalige Bestand durch einen hohen Ertrag, Artenanzahl oder Anzahl funktioneller Gruppen aus, ist zumeist der Rückstand auf den Flächen höher, der die Evaporation auf diesen Flächen, im Vergleich zu weniger di-

versen Beständen, abmindert. Aufgrund dessen ist ETa_{35} umso geringer bzw. $D_{\text{Eff}35}$ umso höher, je mehr Biomasse auf den jeweiligen Flächen erzeugt wurde bzw. je mehr Arten oder funktionelle Gruppen den Plot charakterisieren.

7.3 Wasserverbrauch und Wassernutzungseffizienz der Grünlandstandorte

Zur Charakterisierung der Effektivität des Wasserverbrauchs der verschiedenen Bestände kann auf Grundlage der plotspezifisch vorhandenen Größen der Evapotranspiration sowie der Erträge der Evapotranspirationskoeffizient (ETK) für die Vegetationsperioden bestimmt werden (EHLERS 1996, HAFERKORN 2000, PIETSCH 2004). Dieser Koeffizient ergibt sich aus dem Quotienten von Wasseraufbrauch [l] und der produzierten additiven Biomasse (Trockenmasse) [kg TM]. Der Kehrwert des Evapotranspirationskoeffizienten beschreibt die Wassernutzungseffizienz (WUE = water use efficiency) (GÜNTHER 2003). Demnach nutzen die Pflanzen das entnommene Bodenwasser umso effizienter, je geringer der ETK bzw. je höher die WUE. Die Höhe des Evapotranspirationskoeffizienten bzw. der Wassernutzungseffizienz ist abhängig von der Pflanzenart/Mischung, vom Wasser- u. Nährstoffangebot im Boden als auch von den klimatischen Gegebenheiten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:216). Wenn die Teilprozesse der Evapotranspiration in Felduntersuchungen getrennt voneinander ermittelt werden können, wird oftmals auch der von HELLRIEGEL (1883) eingeführte Transpirationskoeffizient zur Charakterisierung des Wasserverbrauchs herangezogen (WEINZIERL 1984, RINGERSMA & SIKKING 2001).

Der mittlere Evapotranspirationskoeffizient der Grünlandbestände am Untersuchungsstandort betrug im Sommerhalbjahr 2003 546 l/kg TM und im Sommerhalbjahr 2004 465 l/kg TM (Tab. 7-3). Das heißt zur Bildung von 1 kg Trockenmasse benötigten die Grünlandbestände im SHJ 2003 durchschnittlich 81 mm mehr Bodenwasser als im SHJ 2004. Zurückzuführen ist dies, auf den hohen Verdunstungsanspruch der Atmosphäre und der damit verbundenen limitierten Wasserversorgung der Pflanzen. Die Kompensation dieser ungünstigen Wachstumsbedingungen erfolgte durch eine abgeminderte Ertragsbildung. Während im SHJ 2004, bei optimaler Wasser- und Nährstoffversorgung, Erträge von durchschnittlich 0,976 kg/m² erzielt wurden, lag die Erntemenge im SHJ 2003 bei nur 0,712 kg/m², was einer Reduktion um 27% entspricht (vgl. CIAIS et al. 2005).

Wie aus Tab. 7-3 weiterhin ersichtlich, kann die Variabilität der Evapotranspirationskoeffizienten innerhalb der Sommerhalbjahre vorrangig auf plotspezifische Vegetationseigenschaften zurückgeführt werden. Der signifikante Blockeffekt von ETK_{35} im SHJ 2004 ist

auf die negative Korrelation zwischen der additiven Biomasse und der Blocknummer ($r = -0,318$, $p < 0,01$) zurückzuführen, wobei insbesondere in Block 4 der Ertrag sehr gering war. Während in Block 1,2 und 3 durchschnittlich $1,089 \text{ kg/m}^2$ abgeerntet wurden, betrug das Schnittgut in Block 4 nur $0,622 \text{ kg/m}^2$ und bedingt somit höhere Evapotranspirationskoeffizienten als in den anderen Blöcken.

Tab. 7-3 Mittlerer Evapotranspirationskoeffizient (ETK) in den untersuchten Sommerhalbjahren und Korrelationsmatrix zwischen plotspezifischen Vegetationseigenschaften und dem ETK

	Sommerhalbjahr 2003	Sommerhalbjahr 2004
mittlerer Evapotranspirationskoeffizient [l/kg TM]	546	465
plotspezifische Vegetationseigenschaften	ETK ₁₂₅	ETK ₃₅
additive Biomasse	-.708**	-.694**
mittlerer Blattflächenindex LAI	-.525**	-.566**
Artenanzahl S	-.239*	-.165
Anzahl funktioneller Gruppen F	-.282*	-.254*
Block	-.028	.296**

Die mit einem * versehenen Korrelationen sind mindestens auf dem 99,95%-Niveau signifikant, die mit ** versehenen Korrelationen sind mindestens auf dem 99,99%-Niveau signifikant. ETK_{125/35} – Evapotranspirationskoeffizient berechnet auf Grundlage der quantifizierten Evapotranspirationen aus dem Bodenprofil bis 1,25m (ET_{a125}) bzw. aus dem Wurzelraum bis 0,35m (ET_{a35}). Fett markierte Korrelationskoeffizienten: Siehe Abb. 7-6.

Wie aus der Gegenüberstellung der einzelnen Zusammenhänge in Abb. 7-6 ersichtlich, ähneln sich die Muster in den zwei Vegetationsperioden trotz verschiedener klimatischer Gegebenheiten und obwohl die Differenzierung zwischen den einzelnen Biodiversitätsstufen im SHJ 2004 weniger offensichtlich war. Demnach ist generell festzuhalten, dass die Wasserausnutzung umso günstiger ist, je diverser der Bestand ist. Der uneffektivste Wasserverbrauch wurde auf Plots registriert, auf denen die Artenanzahl ≤ 2 , die Anzahl der funktionellen Gruppen ≤ 2 sowie der LAI < 1 ist. So wurde beispielsweise, im Vergleich zu Plots mit einem LAI > 3 , im Sommerhalbjahr 2003 ein viermal und im Sommerhalbjahr 2004 ein achtmal höherer Evapotranspirationskoeffizient für Bestände mit einem LAI < 1 registriert. Als Ursache hierfür wären u.a. die unproduktiven Wasserverluste durch die direkte Verdunstung von der Bodenoberfläche zu nennen. Diese sind in artenreichen Systemen aufgrund der höheren Blattflächendizes reduziert, so dass der Bodenwasservorrat effizienter genutzt werden kann, was zu einer gesteigerten Biomasseproduktion führt. Somit gibt es eine Wechselwirkung zwischen effizienten Wasserverbrauch und der Wachstumsrate bzw. des Ertrages der Bestände. In der landwirtschaftlichen Erzeugung stellt die Steuerung der Evaporation auch eine Strategie zur Optimierung des Wasserangebots im Hinblick auf maximale Gewinne dar. Dies kann, im Gegensatz zum natürlichen Potential der Biodiversität, jedoch nur durch ackerbauliche Maß-

nahmen oder Züchtung von Kulturarten mit rascher Blattbildung realisiert werden (EHLERS 1996, KÖPKE 2002, HARTWIG & AMMON 2002).

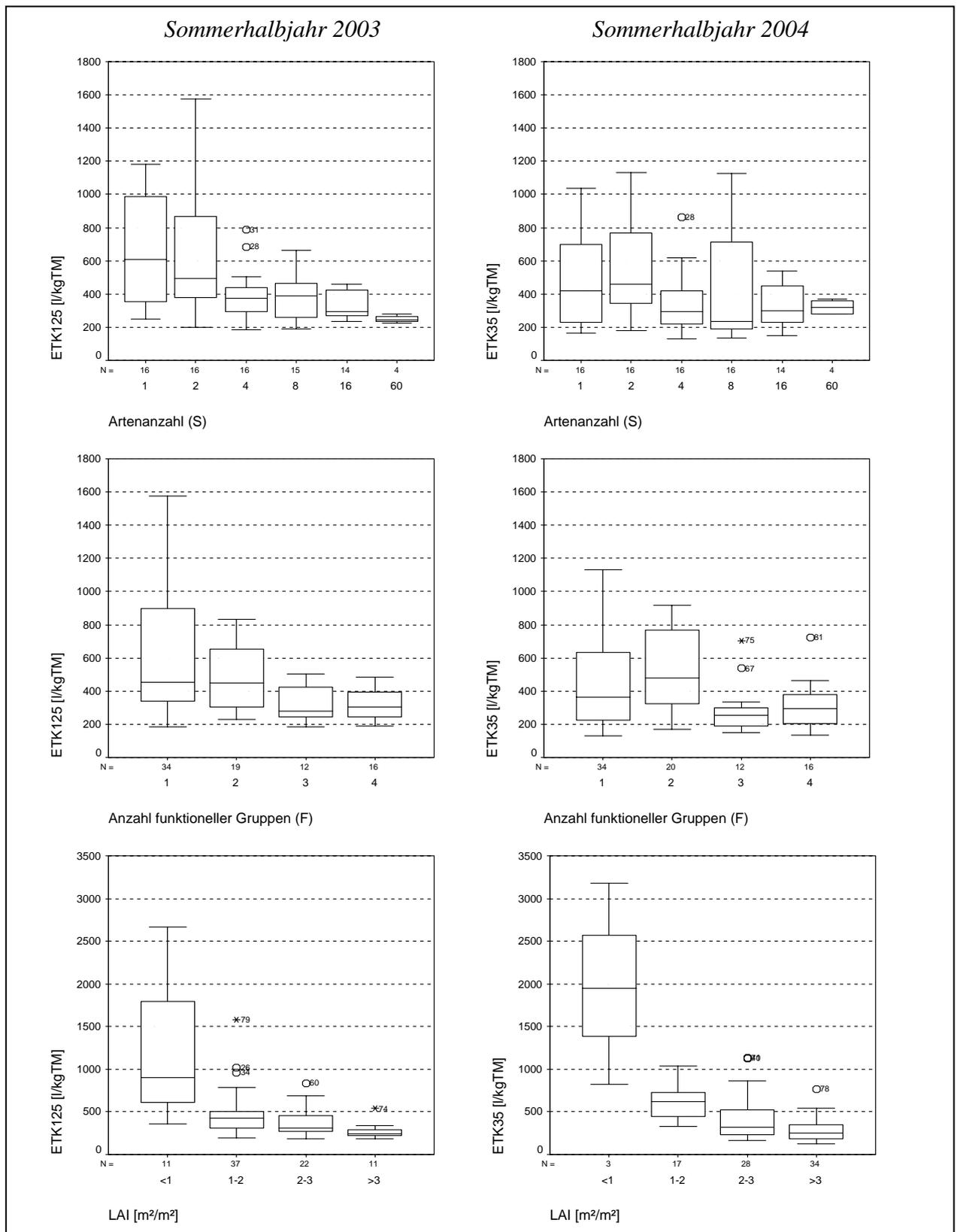


Abb. 7-6 Zusammenhang zwischen den plotspezifisch ermittelten Evapotranspirationskoeffizienten (ETK) und ausgewählten Vegetationsparametern im SHJ 2003 und im SHJ 2004

Bezüglich des Einflusses einzelner funktionellen Gruppen, bestand in beiden Vegetationsperioden eine positive Korrelation zwischen dem Evapotranspirationskoeffizient und dem Anteil kleiner Kräuter in den Mischungen (SHJ 2003: $r=0,287$, $p<0,01$, SHJ 2004: $r=0,506$, $p<0,01$). Wie bereits oben ausgeführt, ist der Wasserverbrauch bei Beständen mit einem hohen prozentualen Anteil kleiner Kräuter in den Mischungen aufgrund der hohen Bodenverdunstung höher und somit uneffektiver als bei Plots mit vielfältigeren Bestand. Im Sommerhalbjahr 2004 bestand darüber hinaus eine negative Abhängigkeit ($r = -0,246$, $p = 0,026$) zwischen dem ETK_{35} und dem prozentualen Anteil von Leguminosen in den Mischungen. Auch dies kann wiederum auf die positive Korrelation zwischen additiver Biomasse und dem Leguminosenanteil zurückgeführt werden.

Ein Vergleich zwischen den in der vorliegenden Arbeit ermittelten Kenngrößen und Literaturangaben ist generell schwierig, da, neben den Vor-Ort-Verhältnissen sowie der Pflanzenart, Evapotranspirationskoeffizienten vorrangig für landwirtschaftliche Kulturen quantifiziert worden sind, die betrachteten Zeiträume variieren sowie die Bestimmungsmethode des Evapotranspirationskoeffizienten teilweise unterschiedlich definiert wird (z.B. Einbezug der Wurzelmasse in die Trockenmasse, Ermittlung der Evapotranspiration von berechneten Flächen).

In Freilanduntersuchungen von PIETSCH (2004), zum Wasserverbrauch von Futterleguminosen (Rotklee, Weisser Steinklee) im nördlichen Teil des Wiener Beckens, wurde zu jedem der drei Erntetermine innerhalb der Vegetationsperiode der Evapotranspirationskoeffizient ermittelt. Dieser variiert zwischen 313 und 1049 l/kg TM. An der Lysimeterstation Brandis, wurden von HAFERKORN (2000) Untersuchungen zum Wasserhaushalt verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung vorgenommen. Die in unterschiedlichen Jahren, als mittel über 8 Lysimeterstationen, ermittelten Evapotranspirationskoeffizienten betragen für die Reinsaatens Welsches Weidelgras 291 l/kg TM und Rotklee 1682 l/kg TM. Für Grünbrachesituationen wurden Werte von 2420 und 1274 l/kg TM berechnet. Die auffallend ungünstigen Evapotranspirationskoeffizienten von Grünbrache und Rotklee wurden auf schlechte Bestandsentwicklung und, im Falle des Rotklees, auf einen geringen Trockenmasseertrag auf Grund der großen Blattfläche gegenüber einer sehr hohen Verdunstung zurückgeführt.

Wie diese wenigen Beispiele zeigen, können die Evapotranspirationskoeffizienten über einen breiten Bereich streuen, der nur individuell für jede Untersuchung zu erklären ist. Generell kann jedoch festgehalten werden, dass die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit Lite-

raturbeispiele, sowohl in den Absolutwerten als auch in den Schwankungsbreiten, reflektieren.

7.4 Zusammenfassung

Hohe Verdunstungsraten und geringe Sickerwasserhöhen sind, wie anhand der mit dem Soil-Water-Balance-Ansatz quantifizierten Wasserbilanzgrößen für den Zeitraum April 2003-Dezember 2004 gezeigt, charakteristisch für den Untersuchungsstandort. Im Mittel entfallen 86% des Jahresniederschlages auf die Evapotranspiration, während 18% an der Profiltiefe 0,35 m unter den Grünlandbeständen effektiv versickern. Da das Niederschlagsdargebot während der Sommerhalbjahre fast vollständig dem Verdunstungsanspruch unterliegt, ist das Auftreten von abwärts gerichteten Flüssen im Wesentlichen auf die Winterhalbjahre beschränkt (Siehe Kapitel 5.6). Die Sickerwasserhöhe unterhalb des Wurzelraumes, in der Profiltiefe 1,25 m, wird durch kapillaren Aufstieg modifiziert.

Im Gegensatz zu den Sommerhalbjahren ist die räumliche Variabilität der bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen in den Winterhalbjahren nur sehr gering. Dies kann weitgehend auf die nach der 2. Mahd weniger stark differenzierte Ausprägung der Vegetation zurückgeführt werden, so dass die Wasserhaushaltsgrößen im Wesentlichen durch die vorherrschenden meteorologischen Bedingungen gesteuert werden. In den Sommerhalbjahren konnte die Variabilität der Sickerwasserhöhe als auch der Evapotranspiration auf den differenzierten Vegetationsbestand zurückgeführt werden, wobei sich in Abhängigkeit der klimatischen Gegebenheiten diese Interaktionen unterschiedlich stark ausprägen.

Unter Trockenstress, wie im Sommerhalbjahr 2003, bildet sich im Bodenprofil eine klare Differenzierung zwischen evaporativen und transpirativen Wasserentzug aus. Oberflächennah erfolgt mit Zunahme des Biodiversitätsniveaus (Zunahme der Artenzahl, der Anzahl der funktionellen Gruppen, des Blattflächenindex und der Biomasse) eine Abnahme der direkten Bodenverdunstung. Dagegen wird im Unterboden der umgekehrte Effekt der Transpiration beobachtet. Die beobachtete Differenzierung des transpirativen Wasserentzugs in Abhängigkeit vom Vegetationsbestand entspricht der bereits in Kapitel 6.2 herausgestellten Zusammenhänge anhand der Messwerte des Matrixpotentials. Die Gesamtverdunstung ($E_{Ta_{125}}$), als Summe von Evaporation und Transpiration, zeigt keine Abhängigkeit zu den Vegetationsparametern.

In klimatisch normalen Jahren, wie das SHJ 2004, wenn der Bodenwasservorrat nicht als limitierender Faktor gilt, ist der Einfluss der Vegetation in Bezug auf die Bilanzgrößen

weniger offensichtlich. Obwohl die Ausprägung der bereits im SHJ 2003 erzielten Effekte auch für das Sommerhalbjahr 2004 zutreffend waren, sind Transpirationsunterschiede zwischen den Plots weniger offensichtlich. MURPHY & LODGE (2001) haben in Ihren Untersuchungen erwiesen, dass unter feuchten Bedingungen die Evaporation mit 63-87% den Großteil der Evapotranspiration insgesamt ausmachen können. Unterschiede in der Höhe der Evaporation in Abhängigkeit von den Vegetationseigenschaften bedingen somit den funktionalen negativen Zusammenhang zwischen der Gesamtverdunstung und dem Biodiversitätsniveau im klimatisch „normalen“ Sommerhalbjahr 2004. Demnach nimmt der Wasserverbrauch mit Abnahme der Biomasse, des Blattflächenindex und Zunahme des prozentualen Anteils an kleinen Kräutern in der Mischung zu. LODGE et al. (2001) der für Weideland mit unterschiedlichem Bedeckungsgrad (80% vs. 50%) die Komponenten Transpiration und Evaporation von der Bodenoberfläche ermittelte, fand ebenfalls heraus, dass Flächen mit einem hohen Bedeckungsgrad zwar mehr transpirieren, die Verdunstung insgesamt aber aufgrund der reduzierten Evaporation um 37% geringer sein kann.

Die Variabilität der zumeist nur sehr geringen effektiven Flüsse innerhalb der Sommerhalbjahre kann zwar durch die untersuchten Vegetationsparameter erklärt werden, der maßgebliche Faktor ist jedoch die Höhe der Evapotranspiration bzw. die Ausprägung der Teilprozesse Evaporation und Transpiration im Bodenprofil. Während im SHJ 2003, aufgrund des geringen Sickerwasseraufkommens, kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem effektiven Fluss an der Profilmgrenze 0,35 m und der aktuellen Verdunstung aus dem Wurzelraum bestand, wurde im Sommerhalbjahr 2004 eine stark negative Abhängigkeit ($r = -0,708$, $p < 0,01$) zwischen diesen Bilanzgrößen registriert. Demnach ist die Sickerwasserhöhe umso geringer, je höher die aktuelle Verdunstung ist. Zunehmende Diversität führt somit in klimatisch normalen Jahren zu einer Abnahme der aktuellen Verdunstung und zur Zunahme des Sickerwasseranteils. Dieses Ergebnis steht zwar im Gegensatz zu der Hypothese von HOOPER & VITOUSEK (1998), kann aber im Wesentlichen durch den hohen evaporativen Anteil der Grünlandbestände während der Vegetationsperiode aufgrund der Mahd, im Unterschied zu landwirtschaftlichen Kulturen, erklärt werden.

Unter Einbezug der Produktivität sowie der Evapotranspiration konnten, anhand des Evapotranspirationskoeffizienten, Aussagen über die Effektivität des Wasserverbrauchs der verschiedenen Systeme gemacht werden. Trotz verschiedener klimatischer Gegebenheiten wurden innerhalb der zwei untersuchten Sommerhalbjahre konsistente Muster nachgewiesen. Höher diverse Systeme nutzen, aufgrund geringerer evaporativer Verluste, das Bodenwasserdargebot effizienter, was in eine gesteigerte Produktivität der Systeme resultiert.

8 Wasserhaushaltsmodellierung mit WAVE für Block 2: Eingangsparameter – Modellgüte – Ergebnisse

Im Gegensatz zum Soil Water Balance – Bilanzmodell erlaubt die Verwendung des physikalisch basierten Modells WAVE eine höhere Auflösung der Wasserbilanzgrößen, sowohl zeitlich als auch räumlich. Während beispielsweise mit SWB lediglich in zwei Profiltiefen der effektive Fluss quantifiziert wurde, werden nun 5 Profiltiefen betrachtet. Im Rahmen des *Jenner Experiments* stellen diese eine Grundlage im Hinblick auf die Bilanzierung der Nährstoffkreisläufe dar. Die Aufteilung der Evapotranspiration in ihre Komponenten Evaporation und Transpiration durch den physikalisch basierten Ansatz des Modells WAVE, sollte zudem weitreichendere Informationen liefern. Außerdem kann die Güte des Modells SWB durch den Abgleich der mittels WAVE quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen abgeschätzt werden. Die Beschränkung der Modellanwendung auf 21 Plots in Block 2 liegt zum einen in dem erforderlichen umfangreichen Eingangsdatensatz und zum anderen in zeitlichen Restriktionen begründet.

8.1 Eingangsgrößen des Modells

In Tab. 4-4 sind die benötigten Parameter für die Modellanwendung aufgelistet. Diese umfassen „harte“ Daten wie beispielsweise die atmosphärischen und hydraulischen Randbedingungen, welche für alle Plots einheitlich sind, als auch plotspezifische Parameter, wie z.B. die Anfangsbedingungen und der Blattflächenindex als Zeitreihe. Die Ermittlung weiterer Vegetationsparameter und die Parameteridentifikation der bodenhydraulischen Kennkurven, zu der bereits in Kapitel 4.3.2.2 ein Lösungsansatz aufgeführt ist, wird nachfolgend ausgeführt.

8.1.1 Bestandeskoeffizient k_c

Wie bereits in Kapitel 4.3.2.2 dargelegt, ist der Bestandeskoeffizient k_c der sensitivste Parameter des Modells. In der Praxis werden die k_c -Faktoren für verschiedene Pflanzenbestände auf der Grundlage von zuverlässigen Messwerten als Quotient aus der potentiellen Bestandsverdunstung (ET_{crop}) und der potentiellen Verdunstung für kurzes Gras ermittelt (ROTH et al. 2005). Die potentielle Bestandsverdunstung beschreibt die Verdunstungshöhe innerhalb der Hauptwachstumsperiode, wenn keine Limitierung des Bodenwasservorrats vorliegt (ALLEN et al. 1998, Siehe Kapitel 4.3.2.2). Mittels Lysimetermessungen unter definierten Wachstums-

bedingungen (Berechnung) können beispielsweise ETcrop bzw. die Bestandeskoeffizienten für verschiedene Kulturen abgeleitet werden (ROTH et al. 2005). In der Literatur werden für optimal wasserversorgte Standorte kc-Werte von 1,0-1,1 (Mähweiden, DVWK 238 1996) bis maximal 1,2-1,9 (Welsches Weidelgras nach ROTH et al. 2005) angegeben. Die Verwendung von Literaturangaben setzt jedoch voraus, dass das absolute Niveau der potentiellen Verdunstung von einer kurzen Grasdecke auf dem jeweiligen Untersuchungsstandort bei $kc = 1$ liegt. In Abhängigkeit des verwendeten Verfahrens zur Bestimmung der potentiellen Verdunstung können sich auch dadurch Modifikationen der Bestandeskoeffizienten ergeben (ROTH et al. 2005). Dieser kurze Exkurs verdeutlicht, dass selbst wenn dieser modell-sensitive Parameter aus der Literatur entnommen wird, eine kritische Evaluierung vorzunehmen ist.

Um dennoch die zeitliche und räumliche Variabilität dieses Faktors auf dem Untersuchungsstandort abzuschätzen, wurde ein *modifizierter Bestandeskoeffizient* berechnet. Im Gegensatz zu den oben gemachten Angaben stellt dieser, aufgrund des Berechnungsverfahrens, einen Abminderungsfaktor dar, der alle Einflüsse die zu einer Reduzierung der Verdunstung gegenüber dem nach PENMAN-WENDLING ermittelten potentiellen Wert der Verdunstung führen, zusammenfassen.

Auf Basis der, mit dem Soil Water Balance-Ansatz plotspezifisch ermittelten, aktuellen Evapotranspirationen (Sommerhalbjahr 2003: ET_{a125} , Sommerhalbjahr 2004: ET_{a35}) und der, nach PENMAN-WENDLING für kurzes Gras berechneten, potentiellen Verdunstung wurden kc-Faktoren als Quotient dieser Größen für die Vegetationsperioden, getrennt nach Mahdterminen, berechnet (Tab. 8-1, Anhang-Tab. 10). Dieser Quotient ist somit auch ein Indikator für Wasserstress. Nimmt der Quotient Werte nahe 1 an, besteht geringer Stress, weil dann soviel Wasser verfügbar ist, dass die tatsächliche Verdunstung der klimatisch bedingten, maximal möglichen entspricht. Je geringer dieser Wert umso höher ist der Wasserstress.

Tab. 8-1 Potentielle Evapotranspiration und statistische Maßzahlen der Bestandeskoeffizienten kc für zwei Zeiträume innerhalb der Vegetationsperioden

	Sommerhalbjahr 2003			Sommerhalbjahr 2004		
	kc_1 24.4.-5.6.	kc_2 12.6.-4.9.	kc_gesamt 24.4.-4.9.	kc_1 16.4.-3.6.	kc_2 11.6.-2.9.	kc_gesamt 16.4.-2.9.
ETp [mm]	128	331	459	138	238	376
MW	0,67	0,55	0,58	0,80	0,82	0,81
SD	0,13	0,05	0,04	0,09	0,06	0,05
min	0,30	0,45	0,48	0,51	0,67	0,68
max	0,86	0,72	0,70	0,96	0,93	0,91

kc_1 - Bestandeskoeffizient für den Zeitraum vor 1. Mahd, kc_2: Bestandeskoeffizient für den Zeitraum zwischen 1. und 2. Mahd. ETp - potentielle Evapotranspiration nach PENMAN-WENDLING, MW – Mittelwert (n=82), SD – Standardabweichung, min – Minimum, max - Maximum

Wie Tab. 8-1 zu entnehmen, variieren die Bestandskoeffizienten in den betrachteten Zeiträumen zwischen 0,3 und 0,96. Kc-Werte von >1 waren, aufgrund der vereinfachten Annahmen des Bilanzierungsverfahrens, nicht möglich (vgl. Kapitel 4.3.1).

Auf Plots *ohne Bestand* betrug der prozentuale Anteil der aktuellen Verdunstung im Sommerhalbjahr 2003 durchschnittlich 51% und im Sommerhalbjahr 2004 75%, gemessen an der nach PENMAN-WENDLING berechneten potentiellen Verdunstung (Anhang-Tab. 10).

Im Halbjahresmittel wurden im SHJ 2003, aufgrund der extremen Witterungsbedingungen, generell niedrigere kc-Werte registriert als 2004 (Tab. 8-1). Besonders innerhalb der 2. Hälfte der Vegetationsperiode 2003, welche sich durch einen extrem hohen Verdunstungsanspruch ($ET_p = 331$ mm) und geringe Niederschläge ($P = 141$ mm) auszeichnete, war die aktuelle Verdunstung stark reduziert. Im SHJ 2004 dagegen, war die Wasserversorgung für die Pflanzen sehr viel optimaler. Die aktuelle Verdunstung auf bewachsenen Plots betrug im Mittel 81% der potentiellen Verdunstung. Dies wirft natürlich die Frage auf, ob der nach PENMAN-WENDLING berechnete Wert der potentiellen Verdunstung, der per Definition die Verdunstung von einer kurzen Grasdecke bei ausreichender Wasserversorgung ($kc = 1$) angibt, das absolute Niveau der potentiellen Verdunstung auf dem Untersuchungsstandort überhaupt trifft. Um dieser Frage nachzugehen, erfolgte ein Vergleich des im November 2004 mittels der Bowen-Ratio-Energiebilanzmethode und des nach PENMAN-WENDLING quantifizierten Wertes der potentiellen Verdunstung. Ausgehend davon, dass im November 2004 der im Spätsommer aufgezehrte Bodenwasserspeicher weitgehend wieder ersetzt war und demzufolge potentielle Verdunstungsbedingungen gegeben waren, liefert der an der Klimastation nach dem Bowen-Ratio-Verfahren erfasste Wert, wie der PENMAN-WENDLING Ansatz einen Wert für die potentielle Verdunstung. Während im November 2004 die additive potentielle Verdunstung nach PENMAN-WENDLING 12 mm betrug, wurden mittels Bowen-Ratio-Verfahren lediglich 7 mm, entspricht 71%, quantifiziert. Somit ist zu vermuten, dass das absolute Niveau der potentiellen Verdunstung einer kurzen Grasdecke auf dem Untersuchungsstandort eher unterhalb der nach PENMAN-WENDLING berechneten Verdunstung liegt. Auch die mittels der SWB-Methode quantifizierten kc-Werte während der Winterhalbjahre, welche durchschnittlich 0,7 betragen, stützen diese Vermutung (Anhang-Tab. 10).

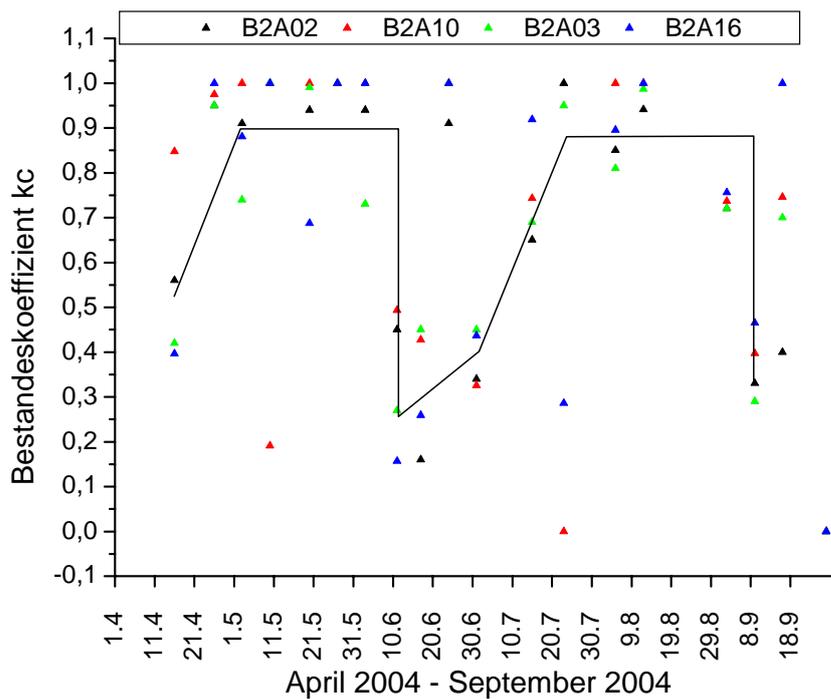


Abb. 8-1 Messwerte (Symbole) und generalisierter Verlauf (durchgezogene Linie) des Bestandeskoeffizienten im Sommerhalbjahr 2004

Aufgrund der 2-maligen Mahd sowie der phänologischen Entwicklung der Bestände, unterliegen die kc-Faktoren einer typischen Dynamik (Abb. 8-1), die durch Untersuchungen von MEYER et al. (1999) bestätigt wird. Demnach steigt der Bestandeskoeffizient zumeist bis zum Erreichen der maximalen Ausbildung des Blattapparates an. Mit der Mahd erfolgt eine plötzliche Reduktion des Bestandeskoeffizienten. Nach der 2. Mahd steigt der kc-Faktor bei Erreichen potentieller Verdunstungsbedingungen auf ca. 0,7 wieder an.

Die plotspezifisch berechneten kc-Faktoren, die jeweils als 2-malige Messdaten innerhalb der Vegetationsperioden vorlagen, wurden in das WAVE-Modell implementiert und im Zuge der Kalibrierung des Modells geringfügig modifiziert. In Anlehnung an Abb. 8-1 wurde deren zeitlichen Dynamik gewählt.

8.1.2 Wurzelentwicklung und maximaler Wasserentzug

Das physiologisch begründete Pflanzenmodell zur Reduktion der ungestressten Transpiration nach FEDDES et al. (1978) setzt die Parametrisierung des maximalen Wasserentzugs durch die Pflanzenwurzeln (S_{max}) in Abhängigkeit von der Wurzeltiefe voraus. Die jahreszeitliche Wurzelentwicklung (Tiefenwachstum) wurde für die untersuchten Vegetationsperioden durch inverse Optimierung bestimmt. Die gemessenen Wasserspannungen ließen sich im Sommer-

halbjahr 2003 mit maximalen Wurzeltiefen von 1,0m und im Sommerhalbjahr 2004 mit Wurzeltiefen von 0,3 m gut nachvollziehen. Die Parametrisierung von S_{max} , dem maximalen Wasserentzug, in Abhängigkeit von der Wurzeltiefe entstammt VANCLOOSTER et al. (1994). Demnach variiert der maximale Wasserentzug zwischen $0,05 \text{ d}^{-1}$ im oberflächennahen Bereich und $0,002 \text{ d}^{-1}$ in 0,6 und 1,0 m Tiefe.

8.1.3 Parametrisierung der Materialfunktionen nach VAN GENUCHTEN und GARDNER

Zur Lösung der RICHARDS-GLEICHUNG muss die Matrixpotential-Wassergehaltsbeziehung (pF-Kurve) einerseits und die funktionale Abhängigkeit der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit vom Matrixpotential andererseits, parametrisiert werden. Dies erfolgte anhand der bereits in Kapitel 4.3.2.2 beschriebenen Ansätze nach VAN GENUCHTEN (1980) und GARDNER (1958). Im Rahmen der Modellkalibrierung wurden diese geringfügig modifiziert. Tab. 8-2 können die Modellparameter, welche eine Tiefendiskretisierung in Anlehnung an die Horizontierung des Bodenprofils aufweisen, entnommen werden. Die aufgelisteten Parameter wurden einheitlich für jeden Plot in Block 2 verwendet.

Tab. 8-2 Parameter der pF-Kurve nach VAN GENUCHTEN (1980) sowie der Wasserleitfähigkeits-Matrixpotential- Beziehung nach GARDNER (1958)

Layer	Untergrenze [m]	Horizontierung	Θ_r [cm ³ /cm ³]	Θ_s [cm ³ /cm ³]	α [1/cm]	n	m	k_f [cm/d]	b	N
1	0,1	aAh	0,15	0,57	0,79	1,12	0,10	100	1,11	1,49
2	0,2	aAh	0,15	0,52	0,79	1,12	0,10	25	1,20	1,48
3	0,3	aAh	0,15	0,52	0,79	1,12	0,10	25	1,07	1,49
4	0,4	Verdichtungshorizont (= Pflugsohle)	0,15	0,48	0,79	1,12	0,10	12	1,38	1,47
5	0,6	aM	0,24	0,50	0,62	1,18	0,14	25	1,51	1,45
6	0,8	(II)aG	0,24	0,50	0,62	1,18	0,14	15	2,33	1,41
7	2,0	(II)aG	0,23	0,46	1,05	1,08	0,07	15	1,95	1,41
8	4,0	Sande, Kiese	0,02	0,81	0,41	1,54	0,35	593	0,10	2,59

Θ_r – Restwassergehalt, Θ_s – Sättigungswassergehalt, α - van Genuchten Scale Parameter, n , m – Formparameter der pF-Kurve, k_f – gesättigte Wasserleitfähigkeit, b , N – Formparameter der Beziehung zwischen Leitfähigkeit und Matrixpotential

8.2 Modellgüte

Die Modellkalibrierung erfolgte anhand der im hydrologischen Jahr 2004/2005 zur Verfügung stehenden Daten und orientierte sich in erster Linie an den Messwerten der Tensiometer, da diese auf physikalisch direktem Weg das für die Flüsse im Boden entscheidende Matrixpoten-

tial messen und darüber hinaus weniger empfindlich gegenüber Störungseinflüssen sind. Dennoch wurden auch die plotspezifisch erfassten volumetrischen Wassergehalte einbezogen, da diese wichtige zusätzliche Informationen für die Modellkalibrierung, bspw. hinsichtlich der Dynamik der Bodenfeuchte während extrem trockenen (Messbereich der Tensiometer überschritten) als auch sehr feuchten Zeiträumen (Matrixpotential geht gegen null bzw. zeigt positive Werte im Zusammenhang mit kapillaren Aufstieg an), liefern. Die nicht zeitabhängigen Modellparameter (Tab. 8-2) wurden ohne Modifikation für den Validierungszeitraum (10.04.2003-30.03.2004) angewandt. Um die Güte der Anpassung des Modells zu beurteilen, wurden für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum der Koeffizient der *Model efficiency* (*ME*) nach NASH & SUTCLIFFE (1970) zwischen den modellierten und gemessenen Tageswerten des Matrixpotentials sowie das Bestimmtheitsmaß der Korrelation zwischen gemessenen und modellierten Tageswerte der Wassergehalte in den Tiefen 0,1-0,3-0,6 und 1,0 m ermittelt (vgl. Kapitel 4.3.2.1). In Anhang-Tab. 11 sind diese plotspezifisch als Mittelwert für das hydrologische Jahr 2003/2004 (Validierungszeitraum) und für das hydrologische Jahr 2004/2005 (Kalibrierungszeitraum) aufgeführt.

In guter Übereinstimmung befindet sich in beiden Untersuchungsjahren die Dynamik der gemessenen und simulierten Wassergehalte ($0,2 < r^2 < 0,8$) (Tab. 8-3). Abgesehen von größeren Abweichungen in den Profiltiefen 0,1 und 0,3 m im hydrologischen Jahr 2003/2004 und in der Messtiefe 1,0 m im hydrologischen Jahr 2004/2005 waren auch die simulierten und gemessenen Matrixpotentiale in zufriedenstellender Übereinstimmung ($0,2 < ME < 0,7$).

Tab. 8-3 Mittlerer Nash-Sutcliffe-Koeffizient (ME) als Abgleich zwischen simulierten und gemessenen Matrixpotentialen sowie mittleres Bestimmtheitsmaß (r^2) als Abgleich der Dynamik zwischen simulierten und gemessenen Wassergehalten in verschiedenen Messtiefen, (n=21 Plots)

<i>Messtiefe [m]</i>	<i>Hydrologisches Jahr 2003 /2004</i>		<i>Hydrologisches Jahr 2004/2005</i>	
	<i>ME</i>	<i>r²</i>	<i>ME</i>	<i>r²</i>
0,1	-0,936	0,794	0,520	0,717
0,3	-0,027	0,600	0,719	0,659
0,6	0,219	0,218	0,452	0,418
1,0	0,218	0,257	-0,697	0,084

Nach VERSTRAETEN et al. (2005) sind Nash-Sutcliffe-Koeffizienten <0 inakzeptabel. Negative Werte für *ME* wurden zum einen unter extrem trockenen Bedingungen in oberflächennahen Bereichen und zum anderen unter gesättigten Bedingungen in der Profiltiefe 1,0 m registriert (Tab. 8-3). Die Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Matixpotentialen, die von Juni/Juli-August/September 2003 bis in die Profiltiefe 0,6 m registriert wurden, sind auf die Überschreitung des Messbereich der Tensiometer zurückzuführen (Abb. 8-2).

Wie bereits in Kapitel 5.4 ausgeführt, mussten in diesem Zeitraum immer wieder Messwertausfälle aufgrund der extremen Trockenheit hingenommen werden. Demnach ist davon auszugehen, dass die Modellrechnungen durchaus realistisch sind, da auch im weiteren Verlauf die Dynamik als auch die Absolutwerte der gemessenen und simulierten Matrixpotentiale in 0,1 m und 0,3 m nahezu vollständig übereinstimmen. Auf die Ergebnisse der Interdependanz zwischen Matrixpotentialen und Vegetationseigenschaften in Kapitel 6.2, hat die hier gewonnene Erkenntnis keinen Einfluss.

Weiterhin hat sich gezeigt, dass Sättigungsbedingungen ($pF < 1$), insbesondere in der Profiltiefe 1,0 m, durch die Modellrechnung schlecht wiedergespiegelt werden. Diese Bedingungen liegen nur vor, wenn das Grundwasser unmittelbar in der jeweiligen Profiltiefe ansteht, wie z.B. im Februar 2005 (Abb. 8-2). Geringe Grundwasserflurabstände als auch starke Niederschlagsereignisse führten jedoch auch im Zeitraum Januar / Februar-Juli 2004 zu Wasserspannungen > -10 kPa in der Profiltiefe 1,0 m (Abb. 5-15), was auf gesättigte Bedingungen hindeutet. Das Modell gibt für diesen Zeitraum, wie Abb. 8-2 zu entnehmen, lediglich Werte um die Feldkapazität ($pF \approx 2$) an. Dies erklärt die negativen Nash-Sutcliffe-Koeffizienten in der Profiltiefe 1,0 m im hydrologischen Jahr 2004/2005. Der Grund für das geringe Bestimmtheitsmaß ($r^2 = 0,084$) zwischen gemessenen und simulierten Wassergehalten im hydrologischen Jahr 2004/2005 in 1,0 m Tiefe liegt ebenfalls in dieser Insensitivität des Modells bei Grundwasseranbindung bzw. hohen Wassergehalten begründet.

Eine eingehendere Betrachtung von Abb. 8-2 zeigt weiterhin, dass den Modellrechnungen zufolge nach der 2. Mahd im September 2003 eine schnellere Wiederauffüllung des entleerten Bodenwasserspeichers erfolgt, als die Beobachtungsdaten in den Profiltiefen 0,6 m und 1,0 m wiedergeben. Obwohl die Vegetationsperioden und somit „theoretisch“ der transpirative Wasserentzug modellintern erst enden, wenn die Lufttemperaturen bei $\leq 5^\circ\text{C}$ liegen, bedingen geringe Blattflächenindizes sowie Bestandeskoeffizienten (vgl. Abb. 8-1) direkt nach der 2. Mahd stark abgeminderte Transpirationsraten bzw. erfolgt keine Transpiration während der Winterhalbjahre aus dem Wurzelraum. Somit könnten die im Zeitraum von Mitte September/Oktober – Mitte Dezember 2003 mit WAVE quantifizierten Transpirationsraten unterschätzt und Flüsse in den Profiltiefen $\geq 0,6$ m überschätzt sein.

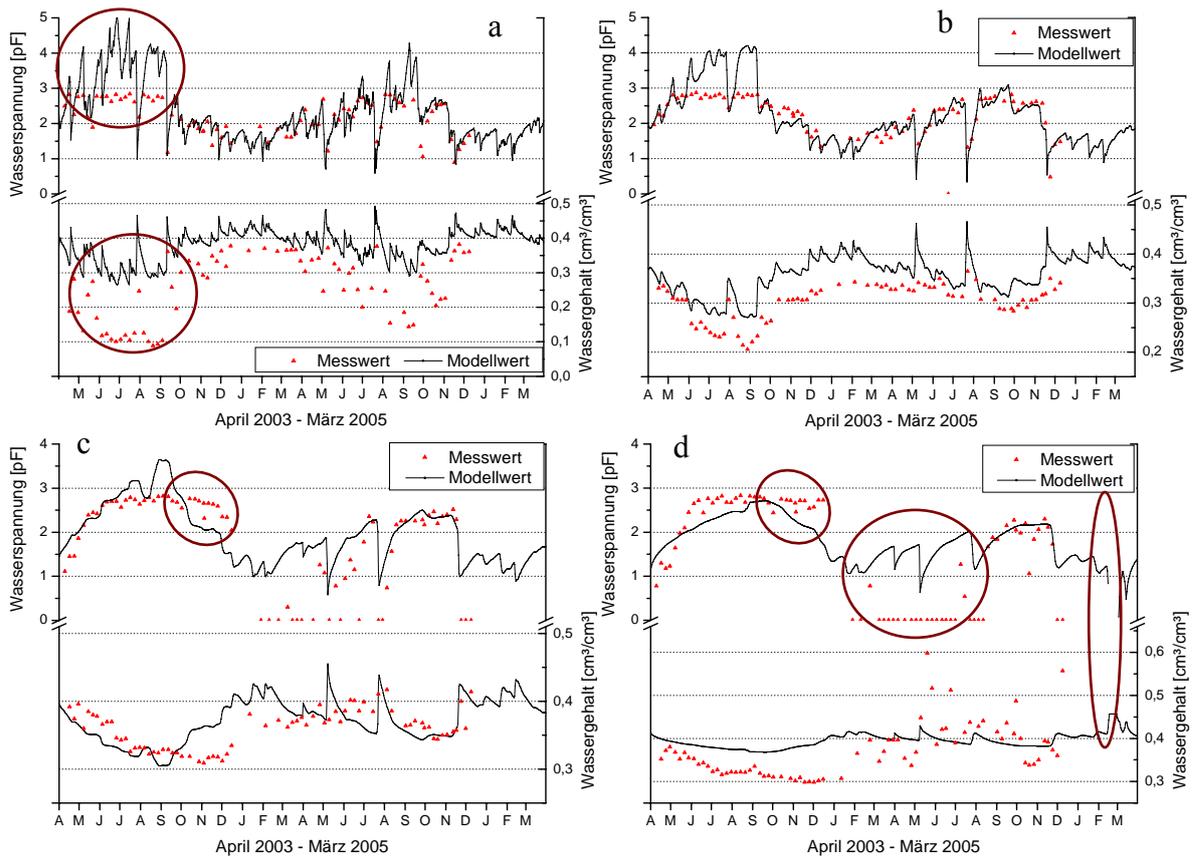


Abb. 8-2 Simulierte und gemessene Wasserspannungen und Wassergehalte in den Profiltiefen 0,1m (a), 0,3m (b), 0,6m (c) und 1,0m (d) exemplarisch für den ausgewählten Plot B2A01 (Artenanzahl = 4, Anzahl funktioneller Gruppen = 4)

Bezüglich der simulierten und gemessenen Wassergehalte wäre festzuhalten, dass, während die Dynamik der gemessenen Wassergehalte durch das Modell in allen Untersuchungstiefen gut wiedergegeben wird, die Absolutwerte, insbesondere während der oberflächennahen Austrocknungszeiträume in 0,1 m, erhebliche Diskrepanzen aufweisen. Im Gegensatz zu den in dieser Profiltiefe mittels FDR-Profilsonde gemessenen und bereinigten Wassergehalten, die über ein breites Bodenfeuchtigkeitsspektrum ($0,1\text{-}0,4\text{ cm}^3/\text{cm}^3$) variieren, schwanken die modellierten Wassergehalte lediglich zwischen $0,3$ und $0,5\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ und erreichen praktisch nie den als Randbedingung vorgegebenen Restwassergehalt von $0,15\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (Tab. 8-2). Da die mittels FDR-Profilsonde gemessenen Wassergehalte $< 0,35\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ nicht korrigiert worden sind (vgl. Kapitel 4.2.5.1), könnte eine Erklärung ein Offset dieser Werte von ca. $-0,1\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ - $-0,15\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ für die Abweichung vom tatsächlichen Wert sein. Jedoch muss auch darauf verwiesen werden, dass die in 0,1 m verwendete pF-Kurve aus der Bodentiefe 0,3 m entstammt und bezüglich der Formparameter, nach dem VAN GENUCHTEN Modell, keine Modifikationen vorgenommen wurden. Da hinsichtlich der bodenphysikalischen sowie -chemischen Parameter der aAh-Horizont doch eine gewisse Differenzierung aufweist, sollten meines Er-

achtens auch die pF-Kurven tiefenräumlich höher aufgelöst ermittelt werden. Dies war im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht möglich.

Auch andere Anwender des Modells WAVE verweisen im Rahmen von Wasserhaushaltsuntersuchungen auf gewisse Diskrepanzen zwischen simulierten und gemessenen Bodenfeuchtemesswerten, die in negative Nash-Sutcliffe-Koeffizienten resultieren (DUWIG et al. 2003, VERSTRAETEN et al. 2005). Als Ursachen hierfür wird eine Überschätzung der Bodenfeuchte zumeist in oberflächennahen Bereichen, oder Unterschätzung, zumeist in tieferen Bodenbereichen angegeben.

Unter der Prämisse, wurden für 21 Plots in Block 2 die Wasserhaushaltsgrößen in täglicher Auflösung vom 01.04.2003 bis zum 31.03.2005 ermittelt. Die Quantifizierung der ab- und aufwärtsgerichteten Flüsse erfolgte entsprechend der Ziele des *Jenaer Experimentes* in den Profiltiefen 0,1 – 0,2 – 0,3 – 0,6 – 1,2 m. Bevor im Folgenden die Ergebnisse der Modellierung aufgezeigt werden, erfolgt zunächst ein Vergleich der mit verschiedenen „Werkzeugen“ (Modellen) bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen.

8.3 Vergleich der mit WAVE ermittelten Wasserbilanzgrößen mit dem Soil Water Budget-Modell SWB

Getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahren erfolgt für die in Block 2 untersuchten Plots (n=21) eine Gegenüberstellung der absoluten Wasserhaushaltsgrößen und deren Variabilität (Mittelwert \pm Standardabweichung) (Abb. 8-3). Für das Sommerhalbjahr 2003 wurde die mittels SWB plotspezifisch quantifizierte Größe ET_{a125} , was der Verdunstung aus dem Bodenprofil bis 1,25 m entspricht, verwendet. Für die Winterhalbjahre und das Sommerhalbjahr 2004 wurde ET_{a35} (Verdunstung aus dem Wurzelraum $< 0,35$ m) herangezogen. Die effektiven Flüsse wurden mit SWB lediglich unterhalb des aAh-Horizontes (DF_{eff35}) und zum anderen in der Profiltiefe 120/125 cm (DF_{eff125}) quantifiziert. Aufgrund der räumlichen Diskretisierung des Bodenprofils in 0,1 m Schritten (Kompartimentierung) in WAVE, ergibt sich die Diskrepanz von 0,05 m in Bezug auf die betrachteten Profilmargen des effektiven Flusses (DF_{eff30} , DF_{eff120}).

Um auch die zeitliche Dynamik der mit den zwei Modellen bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen abzugleichen, wurden die kumulativen Größen der Evapotranspiration sowie des effektiven Sickerwasseraufkommens in 0,35/0,3 m (Abb. 8-3) sowie in 1,25/1,2 m (Anhang-Abb. 8) exemplarisch für B2A01 gegeneinander abgetragen.

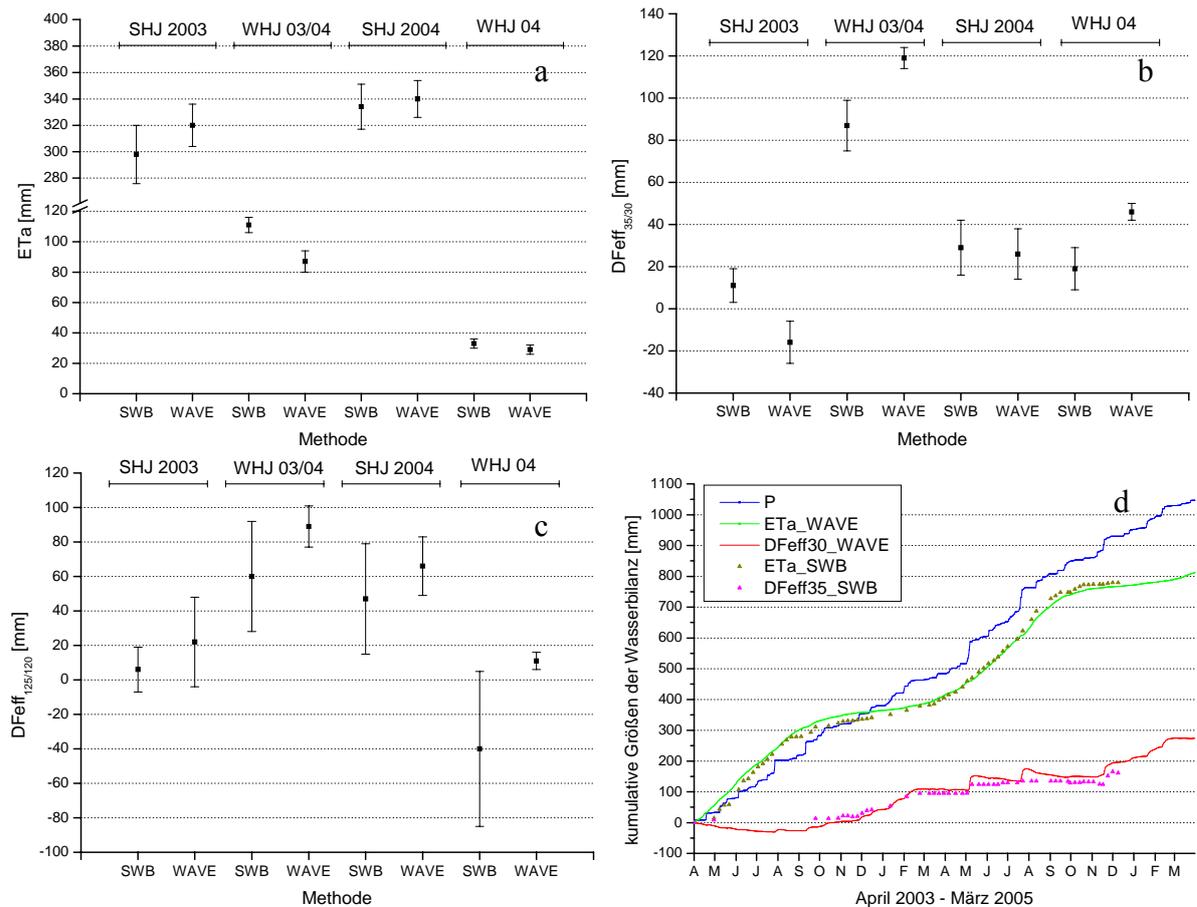


Abb. 8-3 Gegenüberstellung der bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen mit WAVE und SWB für den Zeitraum April 2003-Anfang Dezember 2004. Mittelwert und Standardabweichung der absoluten additiven Größen: Evapotranspiration (ETa) (a), effektiver Fluss an den Profilgrenzen 0,35 bzw. 0,3 m (DFeff_{35/30}) (b) sowie in 1,25 / 1,20m (DFeff_{120/125}) (c) für 21 Plots in Block 2 getrennt nach Sommerhalbjahren (SHJ) und Winterhalbjahren (WHJ). Zeitliche Dynamik der Wasserhaushaltsgrößen: Niederschlag (P), ETa und DFeff35/30 exemplarisch für B2A01 (d).

Die mit WAVE modellierten Wasserhaushaltsgrößen variieren in den Sommerhalbjahren stärker als in den Winterhalbjahren. Dies konnte auch bezüglich der räumlichen Variabilität der mit SWB quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen festgestellt werden (vgl. Kapitel 7.2.1). Die berechneten Wasserhaushaltsgrößen stimmen sowohl hinsichtlich ihrer Absolutwerte als auch in ihrer zeitlichen Dynamik sehr gut überein, insbesondere die berechneten aktuellen Evapotranspirationen (Abb. 8-3). Im Gegensatz zu den Winterhalbjahren sind die Sommerhalbjahre gekennzeichnet durch hohe Evapotranspirationen (Abb. 8-3 a) sowie geringe effektive Flüsse an der Untergrenze des aAh-Horizontes (Abb. 8-3 b). Im hydrologischen Jahr 2004/2005 ist die Differenzierung der effektiven Flüsse zwischen SHJ und WHJ weniger offensichtlich, da mit SWB die Bilanzgrößen lediglich bis Anfang Dezember 2004 erstellt wurden. Die hohe Sensitivität der FDR-Profilsonde bei Grundwasseranbindung bedingt die höhere Variabilität des erfassten effektiven Flusses an der Profilgrenze 1,25 m (Abb. 8-3 c).

Demnach könnten die, mittels des Soil Water Budget Modells quantifizierten Flüsse, für diese Profiltiefe ein realistischeres Bild liefern als die mit WAVE quantifizierten Flüsse.

Die hinsichtlich der benötigten Eingabeparameter als auch in der Umsetzung hydrologischer Prozesse völlig verschiedenen Modelle WAVE und SWB zeigten bezüglich der raumzeitlichen Wasserbilanzgrößen eine gute Übereinstimmung in den jeweiligen hydrologischen Halbjahren. Demzufolge liegt mit dem Bilanzierungsverfahren SWB, trotz des einfachen Ansatzes ein Werkzeug vor, mit dem die Wasserhaushaltsgrößen, auf Basis einfach zu ermittelnder Parameter, plotgenau quantifiziert werden können.

8.4 Ergebnisse der Modellierung

8.4.1 Zeitliche Dynamik der Bodenwasserhaushaltsgrößen

Aufgrund der guten Übereinstimmung der absoluten Höhe und der zeitlichen Dynamik der quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen mittels SWB und WAVE, kann die prozentuale Aufgliederung der Terme der Wasserhaushaltsgleichung (Tab. 8-4) generell mit der bereits in Kapitel 7.1 ausführlich beschriebenen längerfristigen Bilanz verglichen werden. In diesem Kapitel erfolgte auch die Einordnung der in dieser Arbeit quantifizierten Wasserhaushaltskomponenten mit Literaturangaben.

Der Einbezug des vollständigen Winterhalbjahres 2004/2005, im Gegensatz zu dem mit SWB untersuchten Zeitraum, resultiert in eine Reduktion des prozentualen Anteils der aktuellen Verdunstung um 7% auf 79% des Niederschlagsdargebots (1047 mm) im Untersuchungszeitraum (01.04.2003 - 31.03.2005) und ein im Mittel 6% höheren effektiven Fluss an der Profilmgrenze 0,30 m, was 24% des Gesamtniederschlags entspricht. Dies bekräftigt weiterhin die Kennzeichnung des Untersuchungsstandortes als hoch verdunstungs- bzw. gering sickerungsaktiv. Weitere Ausgabegrößen des Modells WAVE sind die Höhe der Evaporation und der Transpiration (Tab. 8-4). Demnach nimmt mit 63% die direkte Verdunstung von der Bodenoberfläche den überwiegenden Anteil an der Gesamtverdunstung ein. Der Transpiration können lediglich 38% zugesprochen werden. Dieser Anteil könnte jedoch aufgrund der starken Abminderung bzw. gänzlichen Unterdrückung der Transpiration nach der 2. Mahd in der Modellrechnung jedoch unterrepräsentiert sein. Dennoch kann festgehalten werden, dass im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Kulturen, in Grünlandssystemen aufgrund der 2-maligen Mahd die Evaporation einen bedeutenden Anteil an der Verdunstung insgesamt einnimmt.

Die Differenz der aktuellen Evapotranspiration in den untersuchten Vegetationsperioden resultiert aus den verschiedenen Transpirationsraten. Diese war im Sommerhalbjahr 2004

mit 170 mm um 18% höher als im Sommerhalbjahr 2003. Diese Reduktion der Transpiration aufgrund der Trockenstresssituation im Sommerhalbjahr 2003 hatte wie bereits in Kapitel 7.3 ausgeführt, eine Reduktion des Ertrages um 27%, im Vergleich zum Jahr 2004, zur Folge.

Im Gegensatz zu den mit dem SWB-Modell berechneten Speicheränderungen, sind die Niederschlagsüberschüsse innerhalb der Winterhalbjahre nicht ausreichend, um die mit WAVE berechneten sommerlichen Defizite im Gesamtprofil aufzufüllen. Dies könnte wiederum in der nur unzureichend simulierten kapillaren Anbindung begründet liegen.

Tab. 8-4 Wasserhaushaltsgrößen als Mittelwert über alle Plots in Block 2 (n=21)

Angaben in mm

	<i>SHJ 2003</i> 1.4. - 31.09.	<i>WHJ 2003/2004</i> 1.10. - 31.3.	<i>SHJ 2004</i> 1.4. - 31.9.	<i>WHJ 2004/2005</i> 1.10. - 31.3.	<i>Untersuchungszeitraum</i> 1.4.2003-31.3.2005	
P	282	202	365	198	1047 (100%)	
ETp	564	134	495	131	1324	
ETa	320	87	340	76	823 (79% von P)	
T	144	3	170	-	317 (38% von ETa)	
E	178	84	178	76	516 (63% von ETa)	
	PG 30 PG120	PG 30 PG120	PG 30 PG120	PG 30 PG120	PG 30	PG120
DF	24 15	122 91	84 66	128 126	358 (34% von P)	298 (28% von P)
UF	40 9	3 2	58 -	5 27	106 (10% von P)	38 (4% von P)
DF _{eff}	+16 6	119 89	26 66	123 99	252 (24% von P)	260 (25% von P)
ΔS	-22 -44	-4 26	-1 -41	-1 23	-28	-36

P – Niederschlag, ETp – potentielle Evapotranspiration, ETa – aktuelle Evapotranspiration, T – Transpiration, E – Evaporation, DF – abwärtsgerichteter Fluss, UF – kapillarer Aufstieg, DF_{eff} – effektiver Fluss (DF-UF), ΔS – Speicheränderung, PG – Profiltiefe

Im Gegensatz zum Bilanzmodell SWB war mit Hilfe des Modells WAVE nicht nur eine zeitlich höher aufgelöste Quantifizierung der Wasserhaushaltskomponenten möglich, sondern auch eine höhere räumliche Auflösung der Flüsse innerhalb des Bodenprofils. Für die Profiltiefen 0,1 – 0,2 – 0,3 – 0,6 – 1,2 m wurden plotspezifisch Tageswerte der auf- und abwärtsgerichtete Flüsse ermittelt. Im Folgenden werden die berechneten effektiven Flüsse, welche die Differenz von DF und UF darstellen, bezüglich ihrer Differenzierung im Bodenprofil für den Kontrast bewachsen und unbewachsen aufgezeigt und diskutiert.

Während das Sickerwasseraufkommen unter bewachsenen Plots von der Wurzeltiefe abhängt und tendenziell eine Abnahme mit der Profiltiefe verbunden ist, erfolgt vegetationsfreien Flächen nur oberflächennah (<0,1 m) ein evaporativer Wasserentzug, so dass das Sickerwasseraufkommen mit zunehmender Profiltiefe weitgehend konstant bleibt bzw. tendenziell zunimmt (Tab. 8-5). Durch den Bewuchs und der daraus resultierenden Beschattung des Bodens wird die Evaporation so stark herabgesetzt, dass das Sickerwasseraufkommen der bewachsenen Plots, das der unbewachsenen Plots in 0,1 m um 70% im HY

2003/2004 und um 88% im HY 2004/2005 deutlich übersteigt. Dies erscheint meiner Meinung nach eher unrealistisch und wirft die Frage auf, ob der in WAVE implementierte Ansatz zur Aufteilung der Bestandesverdunstung (ETcrop) (vgl. Gleichung 4-15, Gleichung 4-16) neu evaluiert werden sollte. Weitreichendere Ausführungen hierzu werden in Kapitel 8.4.2 gegeben. Der Einfluss der Vegetation auf die Höhe des Sickerwasseraufkommens ist demnach nur unmittelbar unterhalb des effektiven Wurzelraumes offensichtlich. Das geringste Sickerwasseraufkommen unter bestandenen Flächen, war im hydrologischen Jahr 2003/2004 in der Profiltiefe 0,6 m und im HY 2004/2005 in 0,3 m Tiefe zu beobachten.

Tab. 8-5 Kumulatives effektives Sickerwasseraufkommen in Abhängigkeit von der Profiltiefe als Mittelwert für bewachsene Plots (n=20) und für B2A07 (unbewachsener Plot)

Angaben in mm

Messtiefe [m]	bewachsene Plots		B2A07 - unbewachsen	
	HY 2003/2004	HY 2004/2005	HY 2003/2004	HY 2004/2005
0,1	228	319	134	170
0,2	118	152	134	168
0,3	100	147	135	170
0,6	87	151	146	182
1,2	91	163	171	202

Hydrologisches Jahr (HY) 2003/2004: P = 486 mm, HY 2004/2005: P = 564 mm

Für diese Profiltiefen beläuft sich das effektive Sickerwasseraufkommen auf dem unbewachsenen Plot auf ca. 30% des jährlichen Niederschlagsdargebots. Die Grundwasserneubildung auf bewachsenen Flächen beträgt im HY 2003/2004 im Mittel 18% und im HY 2004/2005 durchschnittlich 27%. Diese Differenz ist auf die unterschiedlichen klimatischen Verhältnisse der zwei untersuchten Jahre zurückzuführen. Zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots war die Diskrepanz bezüglich der Sickerwasserhöhe im extrem trockenen und warmen hydrologischen Jahr 2003/2004 sehr viel offensichtlicher als im darauf folgenden klimatisch „normalen“ hydrologischen Jahr 2004/2005.

Zusammenfassend kann entsprechend den Berechnungen mit WAVE sowie dem Soil Water Budget-Modell davon ausgegangen werden, dass die Grundwasserneubildungsrate auf dem Untersuchungsstandort zwischen 20% und 30% des jährlichen Niederschlagsaufkommens beträgt.

8.4.2 Interaktion zwischen mit WAVE quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen und Vegetationseigenschaften

Inwieweit die räumliche Variabilität der Wasserhaushaltskomponenten in den Sommerhalbjahren durch den differenzierten Vegetationsbestand erklärt werden kann bzw. inwieweit Parallelen zu den Interaktionen, die bereits im Kapitel 7.2.2 anhand der mit SWB quantifizierten Wasserbilanzgrößen bestehen, soll in diesem Kapitel nachgegangen werden. Dazu wurden die plotspezifisch ermittelten Wasserhaushaltsgrößen (aktuelle Evapotranspiration, Evaporation, Transpiration und effektive Flüsse in verschiedenen Profiltiefen) als kumulative Größen über den Zeitraum vom 01.04.-30.09. in Bezug zu den Vegetationsparametern gesetzt. Aufgrund der dem Modell WAVE zugrunde liegenden Berechnungsprozeduren (Kapitel 4.3.2.2), ergeben sich enge Zusammenhänge zwischen den Vegetationsparametern und den Teilgrößen der Evaporation (E) und der Transpiration (T) (Tab. 8-6).

Tab. 8-6 Korrelationsmatrix zwischen plotspezifischen Vegetationsparametern und Wasserbilanzgrößen (n=20, ohne B2A07)

<i>Vegetationseigenschaften</i>	<i>ETa</i>	<i>T</i>	<i>E</i>	<i>DFeff₁₀</i>	<i>DFeff₂₀</i>	<i>DFeff₃₀</i>	<i>DFeff₆₀</i>	<i>DFeff₁₂₀</i>
<i>Sommerhalbjahr 2003 (1.4. – 30.9.)</i>								
additive Biomasse	-.231	.604**	-.763**	.653**	.657**	.447	.323	-.370
mittlerer Blattflächenindex LAI	-.063	.928**	-.829**	.952**	.808**	.421	.113	-.367
Artenanzahl S	-.279	.404	-.319	.459*	.410	.128	.235	-.093
Anzahl funktioneller Gruppen F	-.127	.435*	-.268	.463*	.312	-.024	.316	.160
<i>Sommerhalbjahr 2004 (1.4. – 30.9.)</i>								
additive Biomasse	.124	.501*	-.465*	.489*	.106	-.146	.057	-.154
mittlerer Blattflächenindex LAI	-.083	.736**	-.790**	.805**	.321	.172	-.121	-.021
Artenanzahl S	-.237	.219	-.323	.321	.311	.200	-.143	.027
Anzahl funktioneller Gruppen F	-.078	.420	-.463*	.473*	.209	.111	-.130	.106

Die mit einem * versehenen Korrelationen sind mindestens auf dem 99,95%-Niveau signifikant, die mit ** versehenen Korrelationen sind mindestens auf dem 99,99%-Niveau signifikant. ETa – aktuelle Evapotranspiration, T – Transpiration, E – Evaporation, DFeff_{10/20/30/60/120} – effektiver Fluss in den Bodentiefen 10/20/30/60/120 cm

Die Gesamtverdunstung (ETa) als auch die quantifizierten effektiven Sickerwassermengen an den Profilgrenzen $\geq 0,3$ m weisen keine signifikanten Zusammenhänge zu den Vegetationsparametern auf. Dagegen besteht für die oberflächennah (bis 0,2 m) ermittelten effektiven Flüsse ein Zusammenhang mit den Vegetationseigenschaften. Der abwärtsgerichtete Fluss an den jeweiligen Profilgrenzen ist demnach umso höher, je diverser der Bestand ist. Der stärkste Zusammenhang besteht erwartungsgemäß zum Blattflächenindex. Somit kann die in Kapitel 8.4.1 gemachte Aussage spezifiziert werden. Die Diskrepanz der effektiven Flüsse in der Profiltiefe 0,1 m ist nicht nur für den Kontrast bewachsen und unbewachsen ersichtlich, es erge-

ben sich auch Variationen in Abhängigkeit von der Ausprägung des Bestandes. Während im SHJ 2003 der effektive Fluss an der Profiltiefe 0,1 m in Plots mit einem LAI < 1 im Mittel 51 mm betrug, wird in Beständen mit einem LAI > 3 um 208% (308 mm) höhere Sickerwassermengen registriert (Abb. 8-4). Im Sommerhalbjahr 2004 waren diese Abstufungen weniger offensichtlich. Der effektive Sickerwasserfluss war mit 224 mm in Beständen mit einem LAI > 3 um 31% höher als in Beständen mit einem LAI zwischen 1 und 2, wo das effektive Sickerwasseraufkommen 171 mm betrug. Selbst unter Einbezug der Interzeption, die in der Modellanwendung vernachlässigt wurde, können diese Diskrepanzen nicht aufgehoben werden. Nach DYCK & PESCHKE (1995:181) kann die Höhe der Interzeptionsverdunstung landwirtschaftlicher Kulturen lediglich zwischen 10-24% des Niederschlages während der Vegetationsperiode betragen und für Grünlandbestände eher noch geringer sein.

Auch andere Anwender des Bodenwasserhaushaltsmodells WAVE, wie beispielsweise DUWIG et al. (2003), bestätigen dieses Ergebnis. Sie zeigte auf, dass, wenn alle Parameter konstant bleiben und nur der Blattflächenindex erhöht wird, es zu einem stärkeren Rückgang der Evaporation kommt als der Zuwachs aus der Transpiration in diesen Profiltiefen und der Interzeption ist. Dies bedingt die hohen Flüsse im oberflächennahen Bereich, die wie bereits erwähnt, meiner Meinung nach am Untersuchungsstandort eher schwer nachvollziehbar sind.

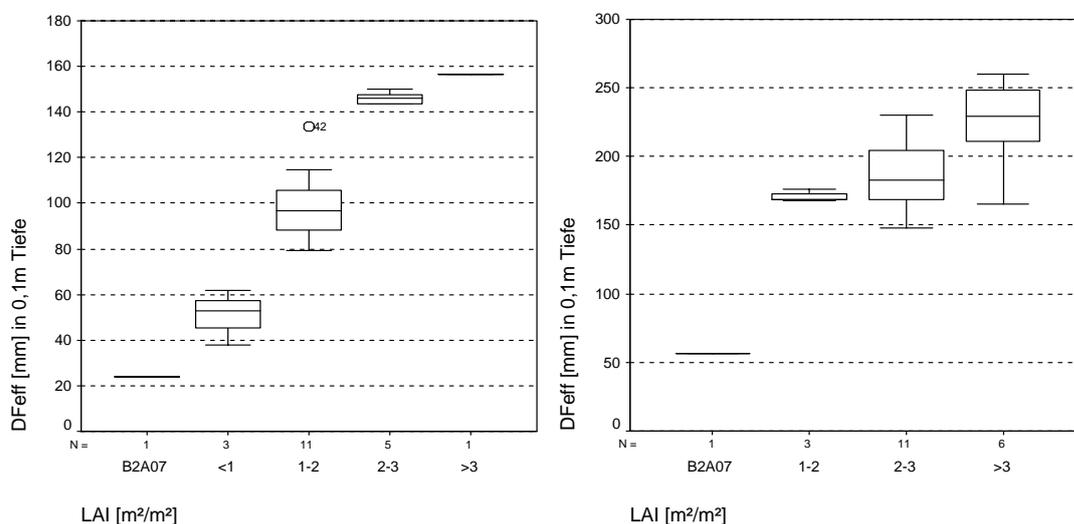


Abb. 8-4 Effektives Sickerwasseraufkommen (D_{Feff}) in 0,1m Tiefe in Abhängigkeit vom Blattflächenindex (LAI) sowie für den unbewachsenen Plot B2A07 im Sommerhalbjahr 2003 (links) und im Sommerhalbjahr 2004 (rechts)

Ein Vergleich der statistischen Zusammenhänge von Vegetationsparametern und den bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen mittels SWB und WAVE ist aufgrund der unterschiedlichen Grundgesamtheit (SWB: n = 86 Plots, WAVE: n = 21) eher unzulänglich. Dennoch können vereinzelt Parallelen gezogen werden. Unterschiede in der Vegetationsbedeckung spiegeln

sich v. a. in der Höhe der Transpiration und Evaporation wider. Die aktuelle Verdunstung, als Summe dieser Teilprozesse, zeigt keine Abhängigkeit zu den Vegetationsparametern (wie mit SWB im SHJ 2003). Der Bodenwasserhaushalt der oberflächennahen Bereiche wird geprägt durch die Höhe der Evaporation. Mit Zunahme der betrachteten plotspezifischen Charakteristika (additive Biomasse, Blattflächenindex, Artenanzahl, Anzahl funktioneller Gruppen) vermindert sich die Strahlungsdurchlässigkeit und somit die direkte Verdunstung von der Bodenoberfläche. Damit verbunden ist die Zunahme des effektiven abwärtsgerichteten Flusses.

Die quantifizierten Sickerwassermengen in den unteren Profiltiefen (0,6 m, 1,2 m) weisen keinen signifikanten Zusammenhang zu den Vegetationsparametern auf. Dies kann v.a. auf das zumeist nur an stärkere Niederschlagsereignisse gekoppelte geringe Sickerwasseraufkommen während der Vegetationsperioden zurückgeführt werden (Abb. 8-5).

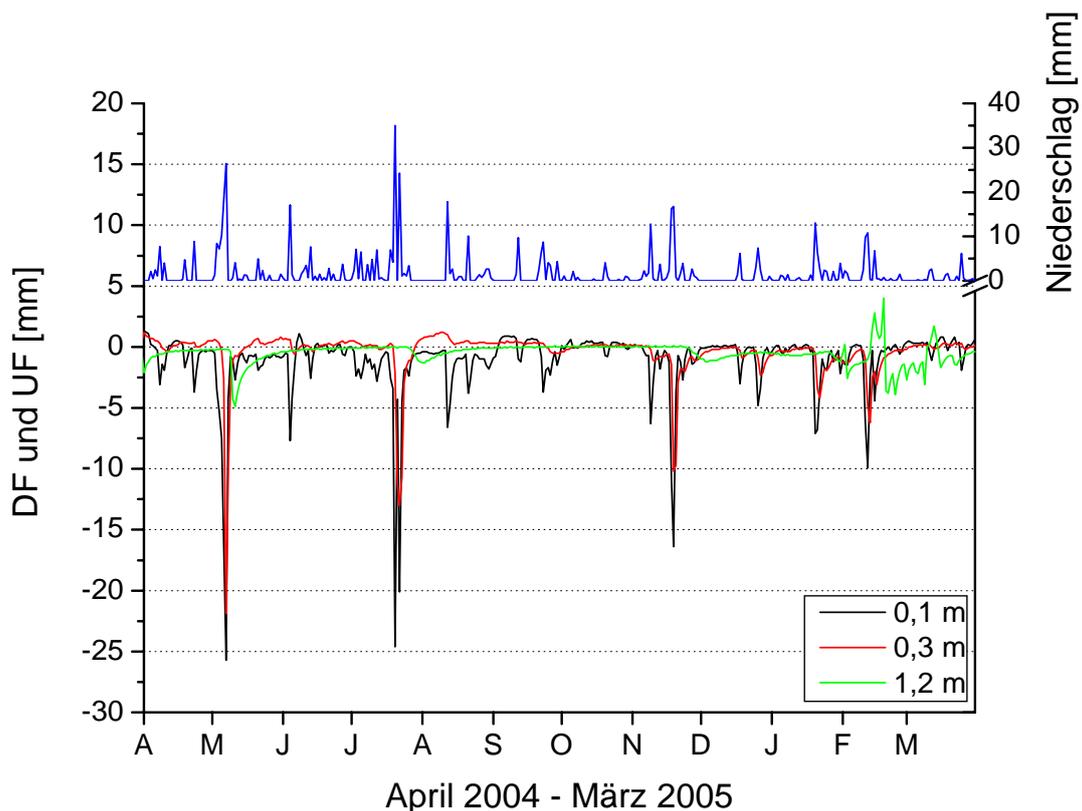


Abb. 8-5 Tageswerte des Niederschlages und des effektiven Flusses an den Profiltiefen 0,1; 0,3 und 1,2 m für das hydrologische Jahr 2004/2005 exemplarisch für B2A01

8.5 Zusammenfassung

Mit Hilfe des Modells WAVE wurden für 21 Plots in Block 2 die Wasserhaushaltsgrößen im Zeitraum vom 1.4.2003 – 31.3.2005 als Tageswerte ermittelt. Die auf- und abwärtsgerichteten Flüsse wurden, tiefendiskretisiert, bis 1,20 m Tiefe quantifiziert.

Der sensitivste Eingangsparameter des Modells ist der Bestandeskoeffizient k_c . Für die betrachteten Grünlandbestände waren der Literatur nur unspezifizierte Angaben zu entnehmen, so dass davon abgesehen wurde diese zu verwenden. Unter Einbezug der mit dem Soil Water Budget – Bilanzmodell quantifizierten aktuellen Verdunstung und der potentiellen Verdunstung nach PENMAN-WENDLING, war es möglich einen modifizierten Bestandeskoeffizienten, sowohl plotspezifisch als auch zeitlich aufgelöst, zu berechnen. Die Modifikation besteht darin, dass der so berechnete Bestandeskoeffizient einen Abminderungsfaktor darstellt, der bereits alle Einflüsse, die zu einer Verringerung der potentiellen gegenüber der aktuellen Verdunstung führen, zusammenfasst. Es ergaben sich Hinweise, dass der nach PENMAN-WENDLING berechnete Wert der potentiellen Verdunstung einer kurzen Grasdecke, das tatsächliche Niveau der potentiellen Verdunstung auf dem Untersuchungsstandort um ca. 30% überschätzt. Die quantifizierten k_c -Faktoren wurden in das Modell WAVE implementiert und im Zuge der Kalibrierung geringfügig modifiziert.

Die Modellkalibrierung erfolgte in erster Linie anhand der Messwerte der Matrixpotentiale. Trotz gewisser Unzulänglichkeit des Modells, wie z.B. die eher schlechte Nachbildung von gesättigten Verhältnissen in 1,0 m Tiefe oder die starke Abminderung bzw. gänzliche Unterdrückung der Transpiration nach der 2. Mahd, ist die Güte der Anpassung des Modells an den Untersuchungsstandort mit Nash-Sutcliffe-Koeffizienten zwischen 0,2 und 0,7 zufriedenstellend.

Ein Vergleich der mit SWB und WAVE quantifizierten Wasserbilanzgrößen, zeigte überwiegend eine sehr gute Übereinstimmung sowohl hinsichtlich der Absolutwerte und der Streubreite als auch im zeitlichen Verlauf. Demnach liegt mit dem Bilanzmodell SWB, trotz des einfachen Ansatzes, ein Werkzeug vor, mit dem die Wasserhaushaltsgrößen, auf der Basis einfacher Parameter, plotspezifisch und hinreichend genau quantifiziert werden können.

Mit Hilfe des Modells WAVE war es möglich, die Teilprozesse der Verdunstung voneinander abzugrenzen. 79% des Niederschlagdargebots entfallen im 2-jährigen Mittel auf die aktuelle Verdunstung. Davon werden 38% der Transpiration und 63% der Evaporation zuge-

sprochen. Dieses Ergebnis ist jedoch aufgrund der oben gemachten Angaben (Modellkalibrierung) eher kritisch zu betrachten.

Die oberflächennahen Bereiche waren am stärksten durch die Evaporation beeinflusst. Diese ist in unbewachsenen Plots maximal und nimmt mit Zunahme des Blattflächenindex sehr stark ab. Das führt dazu, dass unter Beständen mit dem höchsten Blattflächenindex, maximale Flüsse in 0,1 m zu verzeichnen sind. Selbst durch Einbezug der Interzeptionsverdunstung hätte dieses Resultat Bestand. Je nach Wurzeltiefe erfolgt der transpirative Wasserentzug in verschiedenen Profiltiefen. Längerfristig ist davon auszugehen, dass 20-30% des jährlichen Niederschlagsangebots den effektiven Wurzelraum verlassen und zur Grundwasserneubildung beitragen.

Der differenzierte Blattflächenindex als auch die Biomasse der verschiedenen Bestände waren, aufgrund der implementierten Rechenprozeduren in WAVE, die besten Erklärungsgrößen für die Variabilität der Evaporation und Transpiration. Die Summe dieser Teilgrößen, die Evapotranspiration, korreliert in beiden Vegetationsperioden nicht mit den Parametern, die die Vegetationsbestände charakterisieren. Aufgrund der oben gemachten Angaben, korrelieren die effektiven Flüsse im oberflächennahen Bereich statistisch hoch signifikant positiv mit den Vegetationsparametern. Die unterhalb des Wurzelraumes quantifizierten effektiven Flüsse zeigen keine funktionelle Abhängigkeit zu Parametern, die den differenzierten Vegetationsbestand charakterisieren.

9 Zusammenfassende Schlussbetrachtung der Ergebnisse und Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit wurden bodenhydrologische Prozessstudien über einen Zeitraum von 2 Jahren (01.04.2003-31.03.2005) auf verschiedenen Skalen (Feldebene, Plotebene) an einem Standort in der Jenaer Unteraue durchgeführt. Vorrangiges Ziel war es, die Auswirkungen des simulierten Biodiversitätsverlustes in Grünlandökosystemen auf den Bodenwasserhaushalt zu untersuchen. Auf Basis räumlich und zeitlich aufgelöster Daten, war es unter Zuhilfenahme von zwei konzeptionell verschiedenen Modellansätzen möglich, die Bodenwasserbilanz plotspezifisch zu erstellen. Die Verwendung des einfachen Bilanzmodells SWB, das im Wesentlichen auf der Bodenwasserspeicheränderung zwischen zwei Messterminen beruht, ermöglichte die Bilanzierung für 86 Plots des *Jenaer Experimentes*. Mittels des physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodells WAVE war eine höhere räumliche und zeitliche Auflösung der Bodenwasserhaushaltskomponenten möglich, jedoch war die Verwendung des Modells auf 21 Plots limitiert. Die Bilanzgrößen als auch die Messwerte des Matrixpotentials wurden statistisch in Relation zu plotspezifischen Vegetationseigenschaften gesetzt und im Hinblick auf die primäre Zielsetzung der Arbeit bewertet. Auf Grundlage einer Bodenrasterbeprobung sowie weitreichenderen Untersuchungen (Farbtracerversuche, Sedimenteintrag, Grundwasser) konnten bodenhydrologische Charakteristiken auf Feldebene herausgestellt sowie eine Bewertung des Standortfaktors Boden hinsichtlich homogener abiotischer Bedingungen als experimentelle Voraussetzung getroffen werden.

Im Rahmen von Biodiversitätsversuchen in Grünlandökosystemen erfolgte somit erstmalig eine kontinuierliche und umfassende Untersuchung des Bodenwasserhaushalts. Die bisherigen Untersuchungen beschränkten sich im Wesentlichen darauf, die Variabilität der oberflächennah, an Stichtagen erfassten volumetrischen Wassergehalte als Reaktion des differenzierten Vegetationsbestandes zu analysieren. In dieser Arbeit wurden verschiedene Zeiträume innerhalb der Vegetationsperiode anhand von Messwerten des Matrixpotentials, die tiefendiskretisiert bis 1m erfasst wurden, bzw. das Sommerhalbjahr im Ganzen auf Basis der bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen betrachtet. Somit konnten die erzielten Effekte hinsichtlich ihrer Zeitstabilität und ihrer Übertragbarkeit in Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnisse besser bewertet bzw. generalisierte Aussagen getroffen werden.

Anhand der in Kapitel 1.2 aufgestellten Arbeitshypothesen können die Ergebnisse wie folgt zusammengefasst werden:

- ✓ Auenböden stellen einen besonderen Standorttyp dar, der geprägt ist durch ein heterogenes, kleinflächiges Bodenmosaik (KUNTZE et al. 1994:309). Speziell im Bereich der Jenaer Saaleaue ist nach STEINMÜLLER (1971:1117) von einer unterschiedlichen Korngrößenzusammensetzung des Auelehms auszugehen, wobei fein- und mittelkörnige Sande als mehr oder weniger ufernahe Bildungen anzusehen sind.

Der vorherrschende Bodentyp auf dem Untersuchungsstandort ist der semiterrestrische Subtyp der Gley-Vega. Mit der Entfernung vom Vorfluter ist eine gradierte Abstufung der Korngrößen und somit der Bodenarten, bis in die Profiltiefe 0,6m, festzustellen. Die Variabilität der Bodenarten lässt sich jedoch durch das experimentelle Design weitgehend fassen, so dass für den saalenahen Block 1 ein schluffig lehmiger Sand und für den saalefernen Block 4 ein stark toniger Schluff kennzeichnend ist. In Block 2 und 3 dominiert die Bodenart schluffiger Lehm. Innerhalb der einzelnen Blöcke kann somit von weitgehend homogenen Bedingungen bezüglich der Bodenarten ausgegangen werden. Wenn demzufolge in den statistischen Analysen, die Variable Block berücksichtigt wird, lässt sich eine Modifikation der Analyseergebnisse durch die Variabilität der Bodenarten ausschließen. Die Ausprägung der Bodenarten von 0,6m –1,0m gleicht nach KUNTZE et al. (1994) einem kleinflächigen Bodenmosaik, was ein Hinweis auf ein vormals verändertes Erosions- bzw. Akkumulationsgeschehen beispielsweise durch Landnutzungswandel sein kann. Aufgrund des geogenen Hintergrundes des Einzugsgebiets der Saale ist der Standort sehr carbonatreich. Die vertikale Differenzierung der organischen Substanz als auch der Trockenrohichte lässt den vormals 40-jährigen Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung des Untersuchungsstandortes erkennen. So konnte zwischen 0,3m und 0,4m der ehemalige Pflughorizont, welcher durch vergleichsweise geringe Porositäten gekennzeichnet ist, nachgewiesen werden. Der Anteil an organischer Substanz geht mit der Tiefe zurück, wobei der aAh-Horizont als stark humos gekennzeichnet ist.

- ✓ Der Bodenwasserhaushalt von Auestandorten wird in der Regel vom Grundwasser beeinflusst (SOPHOCLEOUS 2002). Der Grundwasserspeisung aus Niederschlägen kommt in der Jenaer Saaleaue nur eine geringe Bedeutung zu (GÖTZE 1985).

Kennzeichnend für den Auestandort sind hohe Verdunstungsraten (ca. 79% des Niederschlagsangebots im 2-jährigen Mittel) und eine geringe Grundwasserneubildung (20-30%). Während der Niederschlag in den Sommerhalbjahren fast vollständig durch die Vegetation aufgezehrt wird, erwiesen sich die Winterhalbjahre als sickerungsaktive Zeiträume. Der Grundwasserflurabstand beträgt im Mittel 2,09 m und unterliegt einer hohen zeitlichen und räumlichen Va-

riabilität aufgrund der hydraulischen Anbindung an die Saale. Diese raumzeitliche Variabilitäten unterliegende Interaktion nimmt mit der Entfernung von der Saale ab. Grundwasserflurabstände von < 2 m führen bei Vorhandensein eines aufwärtsgerichteten Gradienten zur kapillaren Anbindung bis mindestens in die Profiltiefe 1 m, wie anhand der Bodenfeuchtemesswerte nachzuweisen war. Durch den zeitweisen Grundwasseranstieg, bis teilweise 0,4m unter GOK, wird die Wiederauffüllung des entleerten Bodenwasserspeicher und somit die Wasserversorgung der Pflanzen sichergestellt. Es ergaben sich Hinweise, dass bei mittleren Grundwasserverhältnissen die saalefernen Standorte aufgrund geringerer Grundwasserflurabstände stärker durch den kapillaren Aufstieg beeinflusst werden als die saalenahen Flächen.

- ✓ In Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnisse und mit dem Fortschreiten der Vegetationsperiode prägt sich der Vegetationseinfluss auf die Bodenfeuchte in verschiedenen Bodentiefen aus. Mit Zunahme der Artenzahl bzw. der Anzahl der funktionellen Gruppen ist eine Abnahme der Bodenfeuchte verbunden (SCHERER-LORENZEN 1999).

Die Variabilität der volumetrischen Wassergehalte zwischen den Plots ist mit im Mittel $\pm 0,046 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ sehr gering und im Jahresverlauf v.a. im Unterboden recht undynamisch. Zudem lassen sie sich auf räumlich variable Bodeneigenschaften sowie Grundwasserflurabstände zurückführen. Im Gegensatz dazu, reagieren die Messwerte des Matrixpotentials wesentlich sensitiver auf Bodenfeuchteänderungen, sind direkt miteinander vergleichbar und besitzen zudem eine höhere Aussagekraft bzgl. der Wasserverfügbarkeit für Pflanzen. Somit sind diese Werte besser geeignet, um den Einfluss des differenzierten Vegetationsbestandes zu untersuchen. Es konnte gezeigt werden, dass in Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnissen und mit dem Fortschreiten der Vegetationsperiode der Einfluss der untersuchten Grünlandökosysteme in verschiedenen Bodentiefen besonders offensichtlich wird. Des Weiteren wurden im oberflächennahen Bereich sowie im Unterboden unterschiedliche Effekte registriert. Zeitresistente Effekte konnten insbesondere im Trockenjahr 2003 verzeichnet werden. So bestand über den Zeitraum von 9 Monaten ein ausgeprägter Kontrast zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots in 0,6 m Tiefe, wobei aufgrund der fehlenden Transpirationsleistung unbewachsene Flächen wesentlich feuchter waren. Bei den bestandenen Plots, war mit steigender Diversität eine Abnahme des Matrixpotentials zu verzeichnen. Während im Mai 2003 dieser Effekt noch in 0,3 m Tiefe ausgeprägt war, erfolgte mit fortschreitender Wurzelentwicklung und Nutzbarmachung der Bodenwasservorräte im Untergrund, eine Tiefenverlagerung dieses Effektes. So konnte im August 2003 dieser Effekt noch in 1,0m

nachgewiesen werden. Die Bodenfeuchteentnahme aus diesen Profiltiefen kann nur über die Wurzeln, also transpirativ erfolgen. Insbesondere die Monokulturen als auch die 2-Arten Mischungen konnten die gegebenen Ressourcen im Untergrund nur unzureichend nutzen. Im Sommerhalbjahr 2004, welches durch einen ständigen Wechsel von Aufzehrung und Wiederauffüllung des entleerten Bodenwasserspeichers gekennzeichnet war, ergaben sich weniger offensichtliche Effekte. Nach vollständiger Sättigung des Bodenprofils im Juli 2004, wurde im August 2004 im oberflächennahen Bereich (0,1 m) mit steigender Diversität ein Anstieg des Matrixpotentials (feuchtere Bedingungen) registriert. Dies lässt vermuten, dass die Evaporation in höher diversen Grünlandbeständen herabgesetzt ist. In den Profiltiefen $> 0,3\text{m}$ wurde ähnlich wie im Jahr zuvor eine Umkehrung dieses Effekts durch den differenzierten Vegetationsbestand initiiert.

- ⇓ Die höhere Produktivität von artenreicheren Grünlandökosystemen ist gekoppelt an einen höheren Wasserverbrauch (VAN PEER et al. 2004).
- ✓ In Abhängigkeit von der Wasserverfügbarkeit ergibt sich der Ertrag (TILMAN & DOWNING 1994).

Der differenzierte Vegetationsbestand spiegelt sich insbesondere in den Teilgrößen der Evapotranspiration wider. Der Verlust biologischer Vielfalt in Grünlandökosystemen geht einher mit der Zunahme der Evaporation und der Abnahme der Transpiration. In Abhängigkeit von den klimatischen Gegebenheiten prägt sich deren Einfluss in verschiedenen Bodentiefen aus. Der Wasserverbrauch als Summe von Evaporation und Transpiration zeigte im Sommerhalbjahr 2003 keine Abhängigkeit zum Vegetationsbestand. Im Sommerhalbjahr 2004 dagegen, in dem man aufgrund des hohen Niederschlagsdargebots von eher potentiellen Verdunstungsbedingungen ausgehen konnte, war der Wasserverbrauch artenarmer Bestände insgesamt höher als in höher diversen Plots. Dieses Resultat ist im Wesentlichen auf den hohen evaporativen Anteil der Gesamtverdunstung zurückzuführen. Unter diesen Bedingungen ist demzufolge die höhere Produktivität nicht an einen höheren Wasserverbrauch gekoppelt.

Das um 122 mm höhere Niederschlagsdargebot im Sommerhalbjahr 2004 führte zu einem um $0,264\text{ kg/m}^2$ gesteigerten Ertrag gegenüber dem Sommerhalbjahr 2003. Aufgrund der hohen Evaporation, ist die Wasserverfügbarkeit in artenarmen Beständen herabgesetzt. Höher diverse Grünlandssysteme können im Gegensatz dazu, aufgrund geringerer uneffektiver Wasserverluste durch die Evaporation, das Bodenwasserdargebot effizienter für die Transpiration und somit für den Aufbau von Biomasse nutzen. An die Höhe der Transpiration ist die Nährstoffaufnahme bzw. Fixierung in der Pflanze gekoppelt. Diese Ökosystemleistung, hinsichtlich des

Stoffaustrages aus der durchwurzelten Bodenzone in das Grundwasser, sollte somit bei einem Verlust an biologischer Vielfalt abgemindert werden. Untersuchungen zum Nährstoffaustrag von Nitrat aus der Wurzelzone bestätigen dies (EWEL et al. 1991, TILMAN et al. 1996).

- ✓ Als Erklärungsgröße für die Variabilität der Bodenwasserhaushaltskomponenten könnten die jahreszeitlich dynamischen Parameter (Biomasse, Blattflächenindex) der verschiedenen Bestände eher geeignet sein als die statischen Vegetationsparameter des *Jenaer Experimentes* (ALLEN et al. 1998, SCHERER-LORENZEN 1999).

Anhand der Messwerte des Matrixpotentials konnte aufgezeigt werden, dass die hohe Variabilität, insbesondere innerhalb der 1- und 2-Artenplots, auf pflanzenartspezifische Eigenschaften zurückgeführt werden kann. Die Monokultur Saat-Esparsette, welche sich durch sehr hohe Erträge auszeichnete bzw. aufgrund der Pfahlwurzel auch tiefere Bodenwasservorräte nutzbar machen kann, trat im Vergleich zu den anderen Monokulturen besonders hervor. Hinsichtlich der Prozessanalyse bzgl. der Beziehung zwischen Bodenwasserhaushalt und Vegetationsparametern sollte somit in zukünftigen Arbeiten auch das differenzierte Wurzelsystem, als zeitlich dynamischer Vegetationsparameter, der Bestände einbezogen werden.

Auch die Variabilität der mit dem SWB-Modell quantifizierten Wasserhaushaltsgrößen konnte beispielsweise durch den Anteil kleiner Kräuter in der Mischung oder den Leguminosenanteil erklärt werden. In Abhängigkeit von diesem Mischungsverhältnis erfolgt jedoch auch die Ausprägung des Blattflächenindex. So war mit Zunahme der kleinen Kräuter in der Mischung bzw. mit der Abnahme des prozentualen Leguminosenanteils eine Abnahme des Blattflächenindex verbunden. Dies bedingte in beiden Vegetationsperioden einen höheren evapo(transpi)rativen Wasserverbrauch. Die Variabilität der Bodenwasserhaushaltskomponenten lässt sich demnach eher auf die plotspezifischen jahreszeitlich dynamischen Parameter zurückführen.

- ⇓ Mit Zunahme der biologischen Artenvielfalt ist eine Abnahme der Sickerwasserhöhe aus dem effektiven Wurzelraum verbunden (HOOPER & VITOUSEK 1998).

In Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnissen variiert das Sickerwasseraufkommen, dass, wie bereits erwähnt, innerhalb der Vegetationsperioden nur sehr gering ist. Erhöhte Sickerwasseraufkommen wurden zumeist in Verbindung mit starken bzw. ergiebigen Niederschlagsereignissen (>30 mm/d) registriert, wovon ein Teil über präferentielle Fließwege direkt den Grundwasserleiter erreicht. Mittels der „Water Table Fluctuation“ Methode von HEALY & COOK (2002) wurde dieser Anteil mit 2-12% des Jahresniederschlages quantifiziert.

Der stärkste Kontrast in der Sickerwasserhöhe war zwischen bewachsenen und unbewachsenen Plots nachzuweisen. Aufgrund der fehlenden Transpirationsleistung in unbestandenen Plots, ist der Sickerwasseraustrag aus dem aAh-Horizont langfristig um ca. 20% höher als in bestandenen Plots (HOOPER & VITOUSEK 1998). Der Einfluss des differenzierten Vegetationsbestandes auf die Sickerwasserhöhe sollte insbesondere unterhalb des effektiven Wurzelraumes offensichtlich werden und richtet sich dann v.a. nach der Höhe der Evapotranspiration im Bodenprofil. So konnte beispielsweise für das Sommerhalbjahr 2004, in dem die Verdunstung im Wesentlichen auf den humosen Oberboden beschränkt war, gezeigt werden, dass mit zunehmender Diversität eine Zunahme der Sickerwasserhöhe verbunden ist (s.o. Wasserverbrauch), wobei der Effekt nur sehr schwach ausgeprägt war und durch die Modellergebnisse von WAVE nicht bestätigt wurden. Jedoch zeigte sich auch hier, dass das Sickerwasseraufkommen in den oberflächennahen Bereichen stark von der Evaporation, die in Abhängigkeit von der Diversität bzw. des Blattflächenindex variiert, gesteuert wird. Demnach trifft in klimatisch „normalen“ Jahren für Grünlandökosysteme eher der Gegensatz zur Hypothese von HOOPER & VITOUSEK (1998) zu.

Resümierend kann aus den Bodenwasserhaushaltsuntersuchungen im *Jenaer Experiment* festgehalten werden, dass ein Mechanismus für die hohe Produktivität von artenreicheren Grünlandökosystemen, die effizientere Nutzung des Bodenwasserdargebots ist. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass die unproduktiven Wasserverluste der Evaporation, aufgrund der schnellen und wirksamen Bedeckung des Bodens durch die Ausbildung der verdunstungsrelevanten Blattoberfläche in artenreicheren Systemen, minimiert werden. Auch in der landwirtschaftlichen Erzeugung stellt die Steuerung der Evaporation eine Strategie zur Optimierung des Wasserangebots dar, um so maximale Gewinne (Erträge) zu erzielen (EHLERS 1996). Dies kann im Gegensatz zum natürlichen Potential der Biodiversität nur durch ackerbauliche Maßnahmen (oberflächliche Lockerung, Mulchen, Anbau von Deck- u. Untersaaten) oder Züchtung von Sorten mit rascher Blattbildung und planophiler Blatthaltung erzielt werden (KÖPKE 2002, HARTWIG & AMMON 2002).

Bei Bedarf, wie beispielsweise im Trockenjahr 2003, erwiesen sich höher diverse Artenmischungen besser in der Lage das Wasserdargebot aus tieferen Bodenbereichen zu erschließen als artenarme Bestände, was sich wiederum in einen gesteigerten Ertrag ausdrückt. Darin kommt zum Ausdruck, dass Biodiversität eine „Versicherung“ der Ökosystemfunktionen (Ertrag) gegenüber Störungseinflüssen (z.B. Trockenheit) darstellt.

Auch im Hinblick auf die Schwerpunkte des gesamten *Jenaer Experimentes* konnten im Rahmen dieser Arbeit weitreichendere Erkenntnisse gewonnen werden. So erfolgte mit der Überflutung der Untersuchungsfläche im Januar 2003 eine Sedimentauflandung von insgesamt 21 t. Da das eingetragene stark humose Material, den stofflichen Status der Böden verändert, sollte dieser Nährstoffeintrag bei der Quantifizierung der Nährstoffkreisläufe Beachtung finden. Zudem ergab die Auswertung von Farbtracerversuchen als auch der Grundwasserganglinien, dass gekoppelt an starke bzw. ergiebige Niederschlagsereignisse während der Sommerhalbjahre ein rascher vertikaler Wassertransport in Makroporen stattfindet. Dies führt, gegenüber der Verlagerung in der Bodenmatrix, zumeist auch zu einer beschleunigten Stoffverlagerung und stellt zum einen ein Grundwassergefährdungspotenzial als auch eine schwer zu fassende Verlustgröße in der Nährstoffbilanzierung dar.

Trotz der erreichten Ziele und gewonnenen Erkenntnisse gibt es noch ein breites Betätigungsfeld für zukünftige Untersuchungen. Hinsichtlich der abiotischen Randbedingungen konnte für den Faktor Boden gezeigt werden, dass dessen räumliche Variabilität durch das experimentelle Design erfasst werden kann. Jedoch ist auf dem Untersuchungsstandort auch ein räumlich variabler Grundwasserflurabstand zu verzeichnen, in Abhängigkeit dessen, eine Beeinflussung des Bodenwasserhaushaltes der einzelnen Plots erfolgen kann. Hierzu wären mittels eines dichteren Grundwassermessnetzes auf dem Untersuchungsstandort weitreichendere Informationen zu gewinnen und in Bezug auf Vorliegen homogener Randbedingungen zu bewerten. Bezüglich eingehenderer Untersuchungen zur Prozessanalyse, Beziehung zwischen Komponenten des Bodenwasserhaushaltes und Vegetationsparametern, sollte versucht werden, die Teilprozesse der Verdunstung getrennt voneinander zu quantifizieren, sowie die unterschiedliche Wurzelcharakteristik der Artenmischungen einzubeziehen. Da bisher die Interzeption vernachlässigt wurde, sollte in nachfolgenden Arbeiten auch diese Wasserbilanzgröße Beachtung finden. Der Einbezug der Interzeption könnte insbesondere während der Sommerhalbjahre bei voll entwickeltem Bestand nach einem Niederschlagsereignis Auswirkungen auf die Bodenfeuchte im oberflächennahen Bereich, aufgrund der Reduktion der infiltrierten Niederschlagsmenge, als auch auf die Höhe der uneffektiven Verdunstung (Evaporation + Interzeption), v.a. in artenreichen Systemen, haben. Weiterhin waren den zwei untersuchten hydrologischen Jahren sehr warme Spätsommer gemein, so dass auch nach der 2. Mahd (anfang September) das Pflanzenwachstum weiter erfolgt. Für die plotspezifische Modellierung der Bodenwasserhaushaltsgrößen wäre es hier sinnvoll, den Blattflächenindex, der als Modelleingangsgröße steht, kurz vor Ende der Vegetationsperiode (Lufttemperatur um

5°C) nochmals zu bestimmen. Anhand zeitlich höher aufgelöster Messwerte der Bodenfeuchte im Profil könnten weiterhin zum einen kurzzeitige Ereignisse erfasst und zum andern die Übergänge - Aufzehrung und Auffüllung des Bodenwasserspeichers der verschiedenen Bestände - genauer analysiert werden. Insbesondere während der Aufzehrungsphase könnte dann, in Verbindung mit einer höheren Auflösung der Messwerte im Bodenprofil, beispielsweise in 0,1 m Abständen, das Tiefenwachstum der Wurzeln in den einzelnen Beständen näher untersucht werden.

10 Literaturverzeichnis

- AARSSSEN, L.W. (1997): *High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species*. Oikos 80:183-184.
- AG Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der BRD, 5. Auflage.
- ALBRECHT, A. U. SCHULTZE, M. LIEDGENS, H.FLÜHLER & E. FROSSARD (2002): *Incorporating soil structure and root distribution into plant uptake models for radionuklides: toward a more physically based transfer model*. Journal of environmental radioactivity 59(3): 329-350.
- AL-KHAFRAF, S., P. J. WIERENGA & B. C. WILLIAMS (1978): *Evaporative flux from irrigated cotton as related to leaf area index, soil water and evaporative demand*. Agron. J. 70: 912-917.
- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES & M. SMITH (1998): *Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56: 300 pp. FAO, Rom (Italien).
- ALTERMANN, M., O. ROSCHE, H. WIECHMANN & V. EISENMANN (2001): *Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt, Teilprojekt 2: Bodenkunde und Ökologie: Zustand und Eigenschaften der Auenböden sowie deren ökologische Eigenschaften nach Deichrückbau*. Halle/Saale: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.).
- BAUER, L. (1959): *Thüringer Becken und Randplatten*. In: Meynen, E., J. Schmithüsen, J. Gellert, E. Neef, H. Müller-Miny & H. J. Schultze (Hrsg.): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands* Lfg. 6. Remagen: 722-756.
- BEHRENS, T. & T. SCHOLTEN (2005): *A Comparison of Data Mining Techniques in Predictive Soil Mapping*. Global Workshop on Digital Mapping (submitted).
- BEHRENS, T., H. FÖRSTER, T.SCHOLTEN, U. STEINRÜCKEN & E.D. SPIES (2005): *Digital Soil Mapping using Artificial Neural Networks*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 168:21-33.
- BEIERKUHNLEIN, C. (2003): *Der Begriff Biodiversität*. In: Nova Acta Leopoldina, Abhandlungen der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina 328 (87), Benno Parthier (Hrsg.): *Biodiversität und Landschaftsnutzung in Mitteleuropa*: 51-71.
- BEVEN, K. & P. GERMAN (1982): *Macropores and water flow in soils*. Water Resources Research 18:1311-1325.
- BISCHOFF, W.-A., J. SIEMENS & M. KAUPERHOHANN (1999): *Stoffeintrag ins Grundwasser-Feldmethodenvergleich unter Berücksichtigung von preferential flow. Solute leaching into groundwater-A comparison of field methods considering preferential flow*. Berlin: Blackwell Wissenschafts-Verlag. Wasser & Boden, 51: 37-42.
- BÖHM K. E., P. CEPUDER, G. EDER, J. FANK, F. FEICHTINGER, F. FÜHR, H. GAUDLITZ, M. H. GERZABEK, G. HINREINER, H. HOLZMANN, D. KLOTZ, S. KNAPPE, A. KRENN, A. LEIS, R. MEISSNER, W. MITTELSTAEDT, H. P. NACHTNEBEL, TH. PÜTZ, J. RIESING, H. RUPP, J. SEEGER, G. VON UNOLD & H. VEREECKEN (2002): *Lysimeter-Anforderungen, Erfahrungen, technische Konzepte*. Beiträge zur Hydrogeologie 53: 115-232.
- BOWYER-BOWER, T. A. S. & T. P. BURT (1989): *Rainfall Simulators for investigating soil response to rainfall*. Cremlingen-Destedt: Datena Verlag. Soil Technology 2: 1-16.
- BREH, W., V. GIURGEA & H. HÖTZL (2002): *Langzeitbeobachtungen zum Verhalten einer verstärkten mineralischen Dichtungsschicht in einer kombinierten Oberflächenabdichtung*. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften 3: 75-90.
- BREWER, R. (1988): *The science of ecology*. Saunders College Publications, Philadelphia.
- BRIGGS, L.J. & H.L. SHANTZ (1927): In: Shantz, H.L. & L.N. Peimeisel: *The water requirement of plants at Akron*. J.Agric. Res. 34: 1093-1190.

- BUCHMANN, N., E.-D. SCHULZE, B. SCHMID (2004): *Functional traits and plasticity of Plant Functional Types in experimental grasslands*. Proposal, unveröffentlicht.
- BUCKINGHAM, E. (1907): *Studies on the movement of soil moisture*. U.S. Dept. of Agr. Bur. Soils Bull. 38.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1997): *Erhaltung der biologischen Vielfalt- Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge*. Bonn-Bad Godesberg: Landwirtschaftsverlag.
- BUREK, P.-A. (2003): *Langfristige, hydrologische Betrachtung der Grundwasserdynamik am Beispiel der Mittleren Elbe*. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH), Franz Nestmann (Hrsg.): Heft 220: 64-83.
- BURKE, I.C., W.K. LAUENROTH & W.J. PARTON (1997): *Regional and temporal variation in net primary production and nitrogen Mineralization in grasslands*. Ecology 78(5): 1330-1340.
- CAMPBELL, J. E. (1990): *Dielectric Properties and Influence of Conductivity in Soils at One to Fifty Megahertz*. Soil Science Society of America Journal 54: 332-341.
- CEPUDER, P. & G. HAUER (2003): *Rohrsonden zur Wasseranteilsbestimmung*. Bericht über die 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) Gumpenstein, 157-159.
- CHAIS, PH., M. REICHSTEIN, N. VIOVY, A. GRANIER, J. OGEE, V. ALLARD, M. AUBINET, N. BUCHMANN, CHR. BERNHOFER, A. CARRARA, F. CHEVALLIER, N. DE NOBLET, A. D. FRIEND, P. FRIEDLINGSTEIN, T. GRÜN WALD, B. HEINESCH, P. KERONEN, A. KNOHL, G. KRINNER, D. LOUSTAU, G. MANCA, G. MATTEUCCI, F. MIGLIETTA, J. M. OURCIVAL, D. PAPALE, K. PILEGAARD, S. RAMBAL, G. SEUFERT, J. F. SOUSSANA, M. J. SANZ, E. D. SCHULZE, T. VESALA & R. VALENTINI (2005): *Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003*. Nature 437: 529-533.
- DARCY, H. (1858): *Note relative à quelques modifications à introduire dans le tube de Pitot*. Annales des Ponts et Chaussées 3(15): 351-359.
- DASBERG, S. & F. N. DALTON (1985): *Time Domain Reflectometry Field Measurements of Soil Water Content and Electrical Conductivity*. Soil Science Society of America Journal 49: 293-297.
- DATHE, A., B. DIEKKRÜGER & F. STANGE (1996): *Untersuchungen der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften unter besonderer Berücksichtigung der Makroporenstruktur*. In: Richter, O., D. Söndgerath & B. Dieckrüger (Hrsg.): Sonderforschungsbereich 179 „Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen“, Abschlussbereich Band 2. Braunschweig: Selbstverlag Institut für Geographie und Geoökologie der TU Braunschweig. Heft 24(2): pp. 730-781.
- DE WITT, C.T. (1958): *Transpiration and crop yields*. Versl. Landbouwk. Onderz. No. 64. Wageningen, Netherlands.
- DEUTSCH, M. & K.-H. PÖRTGE: *Die Hochwassermeldeordnung von 1889 - ein Beitrag zur Geschichte des Hochwasserwarn- und Meldedienstes in Mitteldeutschland*. In: Tetzlaff, G., T. Trautmann, K.S. Radtke (Hrsg.): Zweites Forum Katastrophenvorsorge „Extreme naturereignisse-Folgen, Vorsorge, Werkzeuge“. Institut für Meteorologie, Universität Leipzig.
- DIELS, J. (1994): *A validation procedure accounting for model input uncertainty: Methodology and application to the SWATRER model*. Fakultät Landbouwkundige en Toefepaste Biologisch, Dissertation
- DIMITRAKOPOULOS, P. G. & B. SCHMID (2004): *Biodiversity effects increase linearly with biotope space*. Ecology Letters 7: 574-583.
- DIN 19683-2 (1973): *Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat*.
- DIN 19684-5 (1977): *Bestimmung des Carbonatgehaltes im Boden*.

- DIRKSEN, C. & S. DASBERG (1993): *Improved Calibration of Time Domain Reflectometry Soil Water Content Measurements*. Soil Science Society of America Journal 57: 660-667.
- DOORENBOS, J. & W.O. PRUITT (1977): *Crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 24. FAO, Rom (Italien).
- DROOGERS, P. (1998): *Effects of spatial variability and temporal variability on simulated transpiration ratios*. Journal of Hydrology 203: 189-197.
- DUCHEYNE, S. (2000): *Derivation of the parameters of the WAVE model using a deterministic and stochastic approach*, PhD thesis No. 434, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, Katholieke Universiteit Leuven, 123 pp.
- DUKES, J.S. (2001): *Biodiversity and invisibility in grassland microcosms*. Oecologia 126: 563-568.
- DURNER, W. (1994): *Shyfit user's manual*. Research Rep. 94.1. Universität Bayreuth, Institut für Hydrologie.
- DUWIG, C., B. NORMAND, M. VAUCLIN, G. VACHAUD S. R. GREEN & T. BECQUER (2003): *Evaluation of the WAVE Model for predicting nitrate leaching for two contrasted soil and climate conditions*. Vadose Zone Journal 2: 76-89.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU) (Eds.) (1996): *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen*. Bonn: Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238.
- DWD (Unwetterkriterien): *Erläuterungen und Kriterien zu Unwetterwarnungen*. 29.08.2005, <http://www.dwd.de/de/WundK/Warnungen/info/Unwetterkriterien.htm>.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. Berlin: Verlag für Bauwesen, 3. Auflage.
- EHLERS, W. (1990): *Leaf area and transpiration efficiency during growth stages of oates*. Manuskript Veröff. Göttingen.
- EHLERS, W. (1991): *Leaf area and transpiration efficiency during different growth stages in oates*. Journal of agricultural. Science. 116: 183-190.
- EHLERS, W. (1996): *Wasser in Boden und Pflanze: Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co.
- EPSTEIN, H.E., W.K. LAUENROTH & I.C. BURKE (1997): *Effects of temperature and soil texture on ANPP in the U.S. Great Plains*. Ecology 78(8): 2628-2631.
- EVETT, S. R. & J. L. STEINER (1995): *Division S-1-Soil Physics, Precision of Neutron Scattering and Capacitance Type Soil Water Content Gauges from Field Calibration*. Soil Science Society of America Journal 59: 961-968.
- EWEL, J.J., M.J. MAZZARINO & C.W. BERISH (1991): *Tropical Soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structure*. Ecological Applications 1: 289-302.
- FAMIGLIETTI, J. S., J. W. RUDNICKI & M. RODELL (1998): *Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill, Texas*. Journal of Hydrology 210: 259-281.
- FEDDES, R.A., P.J. KOWALIK & H. ZARADNY (1978): *Simulation of field water use and crop yield*. Simulation Monographs, PUDOC, Wageningen, Niederlande. 189 pp.
- FLURY, M. & H. FLÜHLER (1994a): *Brilliant Blue FCF as a dye tracer for solute transport studies-a toxicological overview*. Journal of Environmental Quality 23 (5): 1108-1112.
- FLURY, M. & H. FLÜHLER (1994b): *Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study*. Water Resources Research 30 (7): 1945-1954.
- GARDNER, W. R. (1958): *Some steady state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table*. Soil Science 85:228-232.
- GERIK, T. & D. FREEBAIRN (2004): *Management of extensive farming systems for drought-prone environments in North America and Australia*. Proceedings of the 4th International Crop Science Congress, Brisbane, Australien.

- GERKE, H.H. & M.T. VAN GENUCHTEN (1993): *Evaluation of a First-Order Water Transfer Term for Variably Saturated Dual-Porosity Flow Models*. Water Resources Research 29 (4):1225-1238.
- GERMAN, P. (1986): *Rapid drainage response to precipitation*. Journal of Hydrological Processes 1:3-13.
- GIERTZ, S. (2004): *Analyse der hydrologischen Prozesse in den sub-humiden Tropen Westafrikas unter besonderer Berücksichtigung der Landnutzung am Beispiel des Aguima-Einzugsgebietes in Benin*. Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn. Dissertation.
- GIMMI, T. (2004): *Verlagerung gelöster Stoffe durch den Boden ins Grundwasser*. Schriftenreihe Umwelt 349. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- GÖTZE, J. (1985): *Hydrogeologischer Ergebnisbericht zur Grundwasservorratsberechnung Jena*. VEB Hydrogeologie Nordhausen.
- GRANT, L., M. SEYFRIED & J. MCNAMARA (2004) : *Spatial variation and temporal stability of soil water in a snow-dominated, mountain catchment*. Hydrological Processes 18: 3493-3511.
- GÜNTHER, R. (2003): *Zur Wasserausnutzung landwirtschaftlicher und gärtnerischer Kulturen*. Bericht über die 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) Gumpenstein: 85-89.
- HÄCKEL, H. (1999): *Meteorologie*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, Auflage 4.
- HAFERKORN, U. & S.KNAPPE (1999): *Höhe und Beschaffenheit der Grundwasserneubildung in Abhängigkeit vom Bodenwasserspeicher und der Bewirtschaftung*. Bericht über die 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) Gumpenstein: 149-150.
- HAFERKORN, U. (2000): *Größen des Wasserhaushalts verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes – Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis*. Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Agrarwissenschaften, Dissertation.
- HART, G. L. & B. LOWERY (1996): *Partitioned Flow Domains of Three Wisconsin Soils*. Science Society of America Journal 60: 1686-1696.
- HARTGE, K. H. & R. HORN (1999): *Einführung in die Bodenphysik*. Stuttgart: Enke Verlag, 3. Auflage.
- HARTWIG, N.L. & H.U. AMMON (2002): *Cover crops and living mulches*. Weed Science 50(6): 688-699.
- HAUDE, W. (1955): *Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise*. Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes 11(2):1-24.
- HAWLEY, M.E., T.J. JACKSON & R.H. MC CUEN (1983): *Surface soil moisture variation on small agricultural watersheds*. Journal of Hydrology 62: 179-200.
- HEALY, R.W. & P.G. COOK (2002): *Using groundwater levels to estimate recharge*. Hydrogeology Journal 10(1): 91-109.
- HECTOR, A., B.SCHMID, C. BEIERKUHNEIN, M.C. CALDEIRA, M. DIEMER, P.G. DIMITRAKOPOULOS, J.A. FINN, H.FREITAS, P.S. GILLER, J. GOOD, R. HARRIS, P. HÖGBERG, K. HUSS-DANELL, J. JOSHI, A. JUMPPONEN, C. KÖRNER, P.W. LEADLEY, M. LOREAU, A. MINNS, C.P. MULDER, G. O'DONOVAN, S.J. OTWAY, J.S. PEREIRA, A. PRINZ, D.J. READ, M. SCHERER-LORENZEN, E.-D. SCHULZE, A.-S. D. SIAMANTZIOURAS, E.M. SPEHN, A.C. TERRY, A.Y. TROUMBIS, F.I. WOODWARD, S. YACHI & J.H. LAWTON (1999): *Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands*. Science 286: 1123-1127.
- HELLRIEGEL, H. (1883): *Beiträge zu den naturwissenschaftlichen Grundlagen des Ackerbaues*. Braunschweig.
- HENNINGER, D.L., G.W. PETERSEN & E.T. ENGMAN (1976): *Surface Soil Moisture within a Watershed-Variations, Factors Influencing, and relationship to Surface Runoff*. Soil Science Society of America Journal 40:773-776.

- HERBST, M. (2001): *Regionalisierung von Bodeneigenschaften unter Berücksichtigung geomorphometrischer Strukturen für die Modellierung der Wasserflüsse eines mikroskaligen Einzugsgebiets*. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Dissertation.
- HERBST, M., W. FIALKIEWICZ, T. CHEN, T. PÜTZ, D. THIÉRY, C. MOUVET, G. VACHAUD & H. VEREECKEN (2005): *Intercomparison of Flow and Transport Models Applied to Vertical Drainage in Cropped Lysimeters*. *Vadoze Zone Journal* 4: 240-254.
- HÖHN, A., W. HIEROLD, C. PRIETZSCH & G. SCHALITZ (2000): *Schwermetallverteilung in Auenböden des Nationalparks Unteres Odertal*. In: Friese, K., B. Witter, G. Miehlich & M. Rode (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag: 359-368.
- HOOK, P. B., & I. C. BURKE (2000): *Biogeochemistry in a shortgrass steppe landscape: Control by topography, soil texture, and microclimate*. *Ecology* 81: 2686-2703.
- HOOPER, D.U. & P.M. VITOUSEK (1998): *Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling*. *Ecological Monographs* 68(1):121-149.
- HOOPER, D.U. & P.M. VITOUSEK (1997): *The effects of plant composition and diversity ecosystem processes*. *Science* 277: 1302-1305.
- HOPPE, W. (1952): *Die hydrogeologischen Grundlagen der Wasserversorgung in Thüringen*. Fischer Verlag.
- HÖRMANN, G. & J. SMIDTH (1995): *Dokumentation von Wasserhaushaltsmodellen*. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Band 42, S. 1-111.
- HOWELL, T.A. (1990): *Relationships between crop production and transpiration, evapotranspiration and irrigation*. In: Stewart, B.A. & D.R. Nielsen (Ed.): *Irrigation of Agricultural Crops*. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy 30.
- HUNDT, R. (1961): *Die Auswirkungen der Saaletalsperren auf die Grünlandvegetation des mittleren Saaletales*. *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft* 14: 21-60.
- HUWE, B. & M. SCHLATHER (1994): *BLAU-Programmbibliothek Bodenphysik*. Lehrstuhl Bodenphysik, Universität Bayreuth.
- JAMISON, V.C. & E. M. KROTH (1958): *Available Moisture Storage Capacity in Relation to Textural Composition and Organic Matter Content of Several Missouri Soils*. *Soil Science Society of America Proceedings* 22 (3):189-192.
- KASTEEL, R., M.BURKHARDT, S.GIESA & H.VEREECKEN (2005): *Characterization of Field Tracer Transport Using High Resolution Images*. *Vadoze Zone Journal* 4: 101-111.
- KINZELBACH, W. & R. RAUSCH (1995): *Grundwassermodellierung, Eine Einführung mit Übungen*. Gebrüder Borntraeger Berlin-Stuttgart.
- KIRKHAM, M.B. (1990): *Plant response to water deficits*. In: *Irrigation of agricultural crop*, Agronomy 30, Madison, Wisconsin: 323-342.
- KLAUS, G., J. SCHMILL, B. SCHMID & P. J. EDWARD (2001): *Biologische Vielfalt. Perspektiven für das neue Jahrhundert. Erkenntnisse aus dem Schweizer Biodiversitätsprojekt*. Berlin: Birkhäuser Verlag.
- KLUGE, G. & G. MÜLLER-WESTERMEIER (1988): *Das Klima ausgewählter Orte der BRD-Jena*. Berichte des Deutschen Wetterdienstes (Hrsg.) 213.
- KNOBLAUCH, S. (2001): *Stoffverlagerung und Stoffumsatz in einem Wassereinzugsgebiet der Unstrut*. Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irnding: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) Gumpenstein: 37-41.
- KOLLE, O. (2004): *Documentation of the Bowen-Ratio-System*. Max-Planck-Institut für Biogeochemie in Jena, unveröffentlicht.
- KÖPKE, U. (2002): *Acker- und pflanzbauliche Voraussetzungen*. In: *Workshop Züchtung für den Ökolandbau*, Bundessortenamt (Hrsg.):15-22.
- KRAUSE, S. (2005): *Brandenburgische Umwelt Bericht. Untersuchung und Modellierung von Wasserhaushalt und Stofftransportprozessen in grundwassergeprägten Landschaften am Beispiel der unteren Havel*. Potsdam: Universitätsverlag.

- KUNERT, M., F. KRÜGER, O. BÜTTNER & K. FRIESE (2000): *Elementzusammensetzung rezenter Hochwassersedimente in einer Elbaue der mittleren Elbe*. In: Friese, K., B. Witter, G. Miehllich & M. Rode (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag: 181-188.
- KUNTZE, H. (1985): *Die ökologische Bedeutung des Grünlandes in der intensiv genutzten Agrarlandschaft*. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 26: 230-238.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN, G. SCHWERDTFEGER (1994): *Bodenkunde*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 5. Auflage.
- KUTILEK, M. & D. R. NIELSEN (1994): *Soil Hydrology*. Dremlingen-Destedt: Catena Verlag.
- LEADLEY, P.W. & C. KÖRNER (1996): *Effects of elevated CO₂ on plant species dominance in a highly diverse calcareous grassland*. In: Körner, C. & F.A. Bazzaz (Eds.): Carbon Dioxide, Populations, and Communities. San Diego: Academic Press. pp.159-175.
- LEPPER, L. & W. HEINRICH (1999): *Naturwanderungen um Jena-Band 1. Jena-Landschaft, Natur, Geschichte Heimatkundlicher Lehrpfad*. Jena: Ahorn-Verlag.
- LIBBERT, E. (1987): *Lehrbuch der Pflanzenphysiologie*. Jena: VEB Gustav Fischer Verlag. Auflage 4.
- LODGE, G.M., S.R. MURPHY & I.R. JOHNSON (2001): *Soil water balance modelling highlights limitations for pasture production in northern NSW*. Proceedings of the 10th Australian Agronomy Conference, Hobart, Australien.
- LOREAU, M. (2000): *Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances*. Oikos 91: 3-17.
- LÜTTGER, A., B. DITTMANN & H. SOURELL (2005): *Leitfaden zur Berechnung landwirtschaftlicher Kulturen. Schriftenreihe des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurerneuerung, Reihe Landwirtschaft, Band 6, Heft VII*. Potsdam : Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (Hrsg.).
- MÄGDEFRAU, K. (1940): *Der geologische Aufbau der Umgebung von Jena*. In: Natürliche Grundlagen der Stadt Jena. Jena: Verlag Gustav Fischer. 1-36.
- MANUAL DELTA-T DEVICES LTD. (2001): *Profile Probe type PRI*. Delta-T Devices, Cambridge, England.
- MENDEL, H. G. (2000): *Elemente des Wasserkreislaufs. Eine kommentierte Bibliographie zur Abflussbildung*. Berlin: Analytica Verlagsgesellschaft.
- MEYER, S. W., D. J. SMITH & GRAEME SHELL (1999): *Estimating reference evaporation an crop evapotranspiration from weather data and crop coefficients. An addendum to AWRAC Research Project 84/162 quantifying components of water balance under irrigated crops*. Technical Report 34/98. CSIRO Land and Water.
- MEYNEN, E., J. SCHMIDTHÜSEN, J. GELLERT, E. NEEF, H. MÜLLER-MINY & H. J. SCHULTZE (1959): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands Lfg. 6*. Remagen.
- MOTHES, D. (1999): *Integrierter Einsatz von GIS, digitaler Luftbilddauswertung und MODFLOW zur Simulation der hydrogeologischen Dynamik eines Talauenaquifers bei Vorfluteraufstau-Das Fallbeispiel „Kunitzer Wehr“, Saale*. Institut für Geographie der Friedrich-Schiller- Universität Jena, Diplomarbeit, unveröffentlicht.
- MULDER, C.P.H., J.KORICHEVA, K. HUSS-DANELL, P. HÖGBERG & J. JOSHI (1999): *Insects affect relationships between plant species richness and ecosystem processes*. Ecology letters 2:237-246.
- MÜLLER; J., P. JÖRN, A. SCHUMANN & H. SCHELLIN (2002): *Evapotranspirations- und Versickerungsverhalten sowie Häufigkeit von Bodendürren im Mitteldeutschen Trockengebiet unter Berücksichtigung von Substrat und Bewuchs*. Deutscher Wetterdienst (Hrsg.): DWD Klimastatusbericht 2001, Offenbach: 258-268.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & W. RIECKE (2003): *Die Witterung in Deutschland 2003. Klimastatusbericht*. Deutscher Wetterdienst (Hrsg.)

- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & W. RIECKE (2004): *Die Witterung in Deutschland 2004. Klimastatusbericht*. Deutscher Wetterdienst (Hrsg.)
- MUNDEL, G. (1992): *Untersuchungen zur Evapotranspiration von Silomaisbeständen in Lysimetern*. Berlin: Archiv Acker-Pflanzenbau-Bodenkunde 36:35-44.
- MUÑOZ-CARPENA, R., D. BOSCH, A. RITTER, B. SCHAFFER & T.POTTER (2002): *Calibration of water quality models to assess agricultural best management practices in Floridas south Dade Everglades Basin*. Society for engineering in agricultural, food, and biological systems: 02-2128. Chicago.
- MURPHY, S.R. & G.M. LODGE (2001): *Plant density, litter and bare soil effects on actual evaporation and transpiration in autumn*. Proceedings of the 10th Australian Agronomy Conference, Hobart, Australien.
- NAEEM, S., K.HÅKANSSON, J.H. LAWTON, M.J. CRAWLEY & L.J. THOMPSON (1996): *Biodiversity and plant productivity in a model assemblage of plant species*. Oikos 76: 259-264.
- NAEEM, S., L.J. THOMPSON, S.P. LAWLER, J.H. LAWTON & R.M. WOODFIN (1994): *Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems*. Nature 368: 734-737.
- NAEEM, S., L.J. THOMPSON, S.P. LAWLER, J.H. LAWTON & R.M. WOODFIN (1995): *Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London 347:249-262.
- NASH, J. & J. SUTCLIFFE (1970): *River Flow Forecasting through Conceptual Models - Part I: A Discussion of Principles*. Journal of Hydrology 10: 282-290
- NIKLAUS, P.A., P.W. LEADLEY, B. SCHMID & C. KÖRNER (2001): *A long-term field study on biodiversity x elevated CO₂ interactions in grassland*. Ecological Monographs 71 (3): 341-356.
- NILLER, H.-P. (1998): *Regensburger Geographische Schriften Heft 31. Prähistorische Landschaften im Lößgebiet bei Regensburg - Kolluvien, Auenlehme und Böden als Archive der Paläoumwelt*. Regensburg: Institut für Geographie an der Universität Regensburg, Selbstverlag.
- ONBERDORFER, E. (1994): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. 7.Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- ONBRIST, D., P.S.J. VERBURG, M.H. YOUNG, J.S. COLEMAN, D.E. SCHORRAN & J.A. ARNONE (2003): *Quantifying the effects of phenology on ecosystem evapotranspiration in planted grassland mesocosms using EcoCELL technology*. Agricultural and Forest Meteorology 118: 173-183.
- ORTLEPP, S. (2004): *Holozäne fluviale Dynamik im mittleren Saaletal. Sedimentologische Untersuchungen in der Unteraue, Jena*. Institut für Geographie der Friedrich-Schiller-Universität Jena, Diplomarbeit, unveröffentlicht.
- PACHEPSKY, Y. A. & W. J. RAWLS (1999): *Division S-5-Pedology. Accuracy and Reliability of pedotransfer functions as affected by grouping soils*. Soil Science Society of America Journal 63: 1748-1757.
- PAUL, W. & H. SPECKMANN (2004): *Radarsensoren: Neue Technologien zur präzisen Bestandsführung, Teil 1: Grundlagen und Messung der Bodenfeuchte*. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (Eds.): Landbauforschung Völkenrode 54 (2): 73.
- PFISTERER, A.B. & B.SCHMID (2002): *Density-dependent production can decrease the stability of ecosystem functioning*. Nature 416: 84-86.
- PIETSCH, M. G.(2004): *N₂-Fixierungsleistung und Wasserverbrauch von Futterleguminosen im Ökologischen Landbau unter den klimatischen Bedingungen der pannonischen Region Österreichs*. Universität für Bodenkultur, Wien. Dissertation.
- PLAGGE, R., C. H. ROTH, M. A. MALICKI & M. RENGER (1995): *Berücksichtigung der Lagerungsdichte bei der dielektrischen Bestimmung des Wassergehaltes von Böden mit Hilfe der Time Domain Reflectometry (TDR)*. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76: 133-136.

- RAU, D. (1974): *Böden*. In: Hoppe, W. & G. Seidel (Hrsg.): *Geologie von Thüringen*. Gotha: 965-985.
- REGISTER OF ECOLOGICAL MODELS (REM) (2005): Universität Kassel: <http://eco.wiz.uni-kassel.de/ecobas.html>.
- RENGER, M., O. STREBEL, G. WESSOLEK & W.M. DUYNISVELD (1986): *Evaporation and groundwater recharge.-A case study for different climate, crop patterns, soil properties and groundwater depth conditions*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 149: 371-381.
- REYNOLD, S. G. (1970): *The gravimetric method of soil moisture determination Part III. An examination of factors influencing soil moisture variability*. Hydrogeology Journal 11(3): 288-300.
- REYNOLDS, H.L., B.A. HUNGATE, F.S. CHAPIN & C.M. D'ANTONIO (1997): *Soil Heterogeneity and Plant Competition in an annual grassland*. Ecology 78(7):2076-2090.
- RICHARDS, L.A. (1941): *A pressure-membrane extraction apparatus for soil solution*. Soil Science 51: 377-386.
- RIEDMILLER, M. & H. BRAUN (1992): *RPROP – a fast adaptive learning algorithm*. Proceedings of the 1992 International Symposium on Computer and Information Sciences VII, Antalya, Türkei: 279-285.
- RINGERSMA, J. & A.F.S. SIKKING (2001): *Determining transpiration coefficients of Sahelian vegetation barriers*. In: *Agroforestry Systems* 51(1): 1-9.
- ROSCHER, C. (2004): *Biodiversität und Ökosystemfunktion auf Grünlandflächen-das Jenaer Biodiversitätsexperiment*. In: *Agrarproduktion und Biodiversität*. Kolloquium unter Schirmherrschaft des Thüringer Ministers für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Jena: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, VDL Landesverband Thüringen, Friedrich Schiller Universität Jena (Hrsg.): 40-43.
- ROSCHER, C., J. SCHUMACHER, J. BAADE, W. WILCKE, G. GLEIXNER, W. W. WEISSER, B. SCHMID & E.-D. SCHULZE (2004): *The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community*. Basic and Applied Ecology 5: 107-121.
- ROSS, P. J. & K. R. J. SMETTEM (1993): *Describing soil hydraulic properties with sums of SIMPLE functions*, Soil Science Society of America Journal, 57: 26-29.
- ROTH, D. & H. BERGMANN (1988): *Trockenstreß und seine Auswirkung auf die Erträge landwirtschaftlicher Fruchtarten sowie Möglichkeiten zur ertragswirksamen Verbesserung der Trockenresistenz-Übersichtsbeitrag*. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 32 : 459-471.
- ROTH, D. (1988): *Naturwissenschaftliche Grundlagen und Lösungen für eine hohe Ertragswirksamkeit des natürlichen Wasserdargebots und von Zusatzwasser in der Pflanzenproduktion*. Berlin: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, pp 96.
- ROTH, D., D. BÖTTGER & M. SCHWABE (2002): *Einfluss der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf die Landschaft, dargestellt an Beispielen aus 800 Jahren im mittleren Saaleetal bei Jena*. TTL Schriftenreihe: Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen Heft 13/2002 (8. Geschichtsheft): 125-143.
- ROTH, D., R. GÜNTHER, S. KNOBLAUCH & H. MICHEL (2005): *Schriftenreihe Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen. Wasserhaushaltsgrößen von Kulturpflanzen unter Feldbedingungen. Ergebnisse der TLL-Lysimeterstation. Schriftenreihe Heft 1*. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Eigenverlag.
- ROTH, D., R. GÜNTHER, S. KNOBLAUCH & H. MICHEL (2005): *Wasserhaushaltsgrößen von Kulturpflanzen unter Feldbedingungen*. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Eigenverlag.
- ROTH, D., S. KNOBLAUCH, R. ROTH (1993): *Beziehung von Wasserversorgung und (Evapo-)Transpirationswasserverbrauch in einzelnen Ontogeneseabschnitten zur Biomassebildung*

- von Kulturpflanzen. Jena: Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Thüringen.
- SCHALITZ, G. (2004): *Das Grünland in der Kulturlandschaft zwischen Gestern und Morgen*. Archives of Agronomy and Soil Science 50:149-159.
- SCHAEFFER, F., P. SCHACHTSCHABEL (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag, 14. Auflage.
- SCHERER-LORENZEN, M. (1999): *Effects of plant diversity on ecosystem processes in experimental grassland communities*. Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK)(Hrsg.): Bayreuther Forum Ökologie 75
- SCHERZER, J., W. SCHAAF & R. F. HÜTTL (1996): *Eignung von FDR - und TDR - Sonden zur Erfassung der Bodenfeuchte in Kippsubstraten mit erhöhter elektrischer Leitfähigkeit*. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 80: 279-282.
- SCHLÄPFER, F. & B. SCHMID (1999): *Ecosystem effects of biodiversity: A classification of Hypotheses and exploration of empirical results*. Ecological Applications 9(3): 893-912.
- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME & K. STAHR (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. 2. Auflage. Berlin: Blackwell.
- SCHMID, B. & F. SCHLÄPFER (2000): *Die voraussichtlichen Kosten des Nicht-Schützens der Biodiversität*. In: Bartmann H., K.D. John (Hrsg.): Natur und Umwelt. Beiträge zum 10.Mainzer Umweltsymposium. Schriftenreihe der Chemnitzer wirtschaftswissenschaftlichen Gesellschaft, Band 3. Aachen: Shaker-Verlag, pp. 242-268.
- SCHMID, B. (2003a): *Biodiversität. Die funktionelle Bedeutung der Artenvielfalt*. Weinheim, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA: Biol. Unserer Zeit 6: 356-365.
- SCHMID, B. (2003b): *Wie wirkt sich ein Rückgang der Artenvielfalt auf die Produktivität von Graslandökosystemen aus?*. In: Nova Acta Leopoldina, Abhandlungen der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina 328 (87), Benno Parthier (Hrsg.): Biodiversität und Landschaftsnutzung in Mitteleuropa: 113-131.
- SCHMID, B., A. HECTOR, M.A. HUSTON, P. INCHAUSTI, I. VAN NIJS, P.W. LEADLEY & D. TILMAN (2002a): *The design and analysis of biodiversity experiments*. In: Loreau, M., S. Naeem & P. Inchausti (Eds.): Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford: Oxford University Press. pp. 61-78.
- SCHMID, B., J. JOSHI & F. SCHLÄPFER (2002b): *Empirical evidence for biodiversity-ecosystem functioning relationships*. In: Kinzig, A.P., D. Tilman & S.W. Pacala (Eds.): Functional consequences of biodiversity: experimental progress and theoretical extensions. Princeton: Princeton University Press. pp. 120-150.
- SCHOEN, R., J.P. GAUDET, & T. BARIAC (1999): *Preferential flow and solute transport in a large lysimeter, under controlled boundary conditions*. Journal of Hydrology 215: 70-81.
- SCHULTZE, J. H. (1952): *Die Stadt Jena. Untersuchungsergebnisse der Strukturgeographie und Stadtforschung*. Jena.
- SCHWARTZ, M.W., C.A. BRIGHAM, J.D. HOEKSEMA, K.G. LYONS, M.H. MILLS & P.J. VAN MANTGEM (2000): *Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology*. Oecologia 122: 297-305.
- SCHWARTZ, R. (2001): *Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung*. Universität Hamburg, Fachbereich Geowissenschaften, Dissertation, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 48, S. 391.
- SCHWARTZ, R. A. GRÖNGRÖFT & G. MIEHLICH (2003): *Beschreibung und Typisierung des feuchteregimes von Aueböden der unteren Mittelelbe*. Mitteilungen der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft, Oldenburg, 102-II: 575-576.
- SEIDEL, G. (1993): *Geologie von Jena*. Jena: Thüringischer Geologischer Verein.
- SIIMES & KÄMÄRI (2003): *A review of available pesticides leaching models: Selection of models for simulation of herbicide fate in Finnish sugar beet cultivation*. Boreal environment research 8:31-51.

- SOPHOCLEOUS, M. (2002): *Interactions between groundwater and surface water: the state of the science*. Hydrogeology Journal 10: 52-67.
- SPEHN, E.M., J. JOSHI, B. SCHMID, J. ALPHEI & CH. KÖRNER (2000b): *Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems*. Plant and Soil 224: 217-230.
- SPEHN, E.M., J. JOSHI, B. SCHMID, M. DIEMER & C. KÖRNER (2000a): *Above-ground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems*. Functional Ecology 14: 326-337.
- STAGNITTI, F., J.-Y. PARLANGE, T. S. STEENHUIS, J. BOLL, B. PIVETZ & D. A. BARRY (1995): *Transport of moisture and solutes in the unsaturated zone by preferential flow*. Environmental Hydrology Chapter 7. V. P. Singh (Ed.): 193-224.
- STAUFFER, W. & E. SPIESS (2005): *Einfluss unterschiedlicher Nutzung und Düngung auf Sickerwassermenge und Nitratauswaschung*. Bericht über die 11. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, Irnding: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft: 213-215.
- STEINMÜLLER, A. (1971): *Die holozänen Sedimente im mittleren Saaletal und zu Fragen der junghistorischen fluvialen Vorgänge in den Tälern der Mittelgebirgsschwelle*. Zeitschrift Geologie 20: 1111-1131.
- STEINMÜLLER, A. (2002): *Stratigraphische Gliederung wechselzeitlicher fluviatiler Sedimente und periglaziärer Deckschichten im unteren Ilmtal und in einem Abschnitt des nördlichen mittleren Saaletals*. In: Beiträge zur Geologie von Thüringen N.F. 9: Tertiär und Quartär in Thüringen: 273-299.
- STOCKER, R., CH. KÖRNER, B. SCHMID, P.A. NIKLAUS & P.W. LEADLEY (1999): *A field study of the effects of elevated CO₂ and plant species biodiversity on ecosystem-level gas exchange in a planted calcareous grassland*. Global Change Biology 5:95-105.
- SULLIVAN, P. (2002): *Drought Resistant Soil*. Appropriate Technology Transfer for Rural Areas (ATTRA) 1-800-346-9140; Richard Earles (Hrsg.): 1-7.
- SYMSTAD, A.J., D. TILMAN, J. WILLSON & J.M.H. KNOPS (1998): *Species loss and ecosystems functioning: effects of species identity and community composition*. Oikos 81: 389-397.
- TANNER, C. B. & T. R. SINCLAIR (1983): *Efficient water use in crop production: Research or re-research?*: 1-27. In: Taylor, H. M., W. R. Jordan & T. R. Sinclair (Eds.): Limitations to efficient water use in crop production. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison.
- TEEPE, R., H. DILLING & F. BEESE (2003): *Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166: 111-119.
- TIETJE, O. & M. TAPKENHINRICHS (1993): *Evaluation of pedo-transfer functions*. Soil Science Society of America Journal 57:1088-1095.
- TILMAN, D. & J.A. DOWNING (1994): *Biodiversity and stability in grasslands*. Nature 367: 363-365.
- TILMAN, D., D. WEDIN & J.KNOPS (1996): *Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems*. Nature 379: 718-720.
- TILMAN, D., J. KNOPS, D. WEDIN, P. REICH, M. RITCHIE & E. SIEMANN (1997): *The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes*. Science 277:1300-1302.
- TOPP, G.C. & J.L. DAVIS (1985): *Measurement of Soil Water Content using Time-domain Reflectometry (TDR): A Field Evaluation*. Soil Science Society of America Journal 49:19-24.
- UNGER, K. P. & D. RAU (1967): *Zur Gliederung der Entwicklung der rezenten Talauen des zentralen Thüringer Beckens. Ergebnisse der geologisch-bodenkundlichen Aufnahme des Messtischblattes Weißensee*. Jahrbuch Geologie 1: 395-410.
- VAN GENUCHTEN, M.T. (1980): *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*. Soil Science Society of America Journal 44: 892-898.

- VAN PEER, L., I. NIJS, D. REHEUL & B. DE CAUWER (2004): *Species richness and susceptibility to heat and drought extremes in synthesized grassland ecosystems: compositional vs physiological effects*. *Functional Ecology* 18: 769-778.
- VAN PELT R.S. & P.J. WIERENGA (2001): *Temporal Stability of Spatial Measured Soil Matrix Potential Probability Density Function*. *Soil Science Society of America Journal* 65: 668-677.
- VANCLOOSTER, M., P. VIANE, J. DIELS & K. CHRISTIAENS (1994): *WAVE a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Reference & user's manual (release 2.1)*. Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.
- VANDERMEER, J., M. VAN NORDWIJK, J. ANDERSON, C. ONG & I. PERFECTO (1998): *Global change and multispecies agroecosystems: concepts and issues*. *Agricultural Ecosystems & Environment* 67:1-22.
- VEREecken, H., M. VANCLOOSTER & M. SWERTS (1990): *A Simulation model for the estimation of nitrogen leaching with regional applicability*. In: Merckx R. & H. Vereecken (Eds.): *Fertilization and the environment*. Leuven Academic Press, Belgium, 250-263.
- VERSTRAETEN, W. W., B. MUYS, J. FEYEN, F. VEROUSTRATE, M. MINNAERT, L. MEIRESONNE & A. DE SCHRIJVER (2005): *Comparative analysis of the actual evapotranspiration of Flemish forest and cropland, using the soil water balance model WAVE*. *Hydrology. Earth System Sciences Discussions* 2: 761-799.
- WBGU - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2000a): *Dramatischer Verlust biologischer Vielfalt gefährdet Chancen zukünftiger Generationen*. Berlin, Presseerklärung vom 13.09.2000.
- WBGU - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2000b): *Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Jahresgutachten 1999*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag.
- WEINZIERL, W. (1984): *Wasserhaushalt und Ertrag landwirtschaftlicher Kulturpflanzen ausgewählter Löss-Standorte im Raum Göttingen*. Georg-August-Universität Göttingen, Fachbereich für Agrarwissenschaften, Dissertation.
- WENDLING, U. (1991): *Schätzmethode der Verdunstung landwirtschaftlicher Bestände nach den Ansätzen von Penman und Turc*. Berlin: Archiv Acker-Pflanzenbau Bodenkunde 35(4): 251-257.
- WENDT, C., O. WILKE & L. NEW (1978): *Use of Methanol-Water Solutions for Freeze Protection of Tensiometers*. *Agronomy Journal* 70: 890-891.
- WILLIAMS, A. G., H. F. DOWD, D. SCHOLEFIELD, N. M. HOLDEN & L. D. DEEKS (2003): *Preferential Flow Variability in a Well-Structured Soil*. *Science Society of America Journal* 67: 1272-1281.
- WRANA (1961): *Teilerneuerung des Wehres bei Kunitz*. VEB Baugrund Berlin, Zweigstelle Naumburg.
- ZEHE, E. (1999): *Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone auf verschiedenen Skalen*. Universität Karlsruhe, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Versuchsanstalt für Wasserbau-, Theodor-Rehbock-Laboratorium“, Dissertation.
- ZENKER, T. & H. DIESTEL (1999): *Quantität und Dynamik der Grundwasserneubildung als Reaktion auf einzelne Niederschlagsereignisse*. Bericht über die 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) Gumpenstein: 203-204.

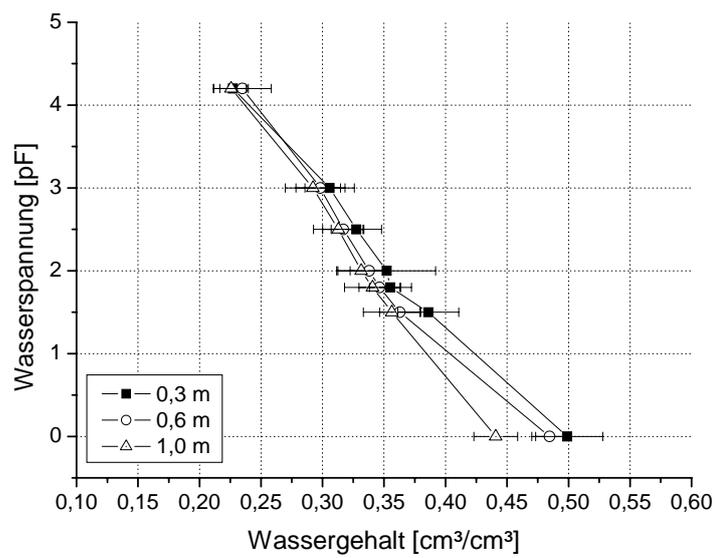
11 Anhang

Abbildungsverzeichnis

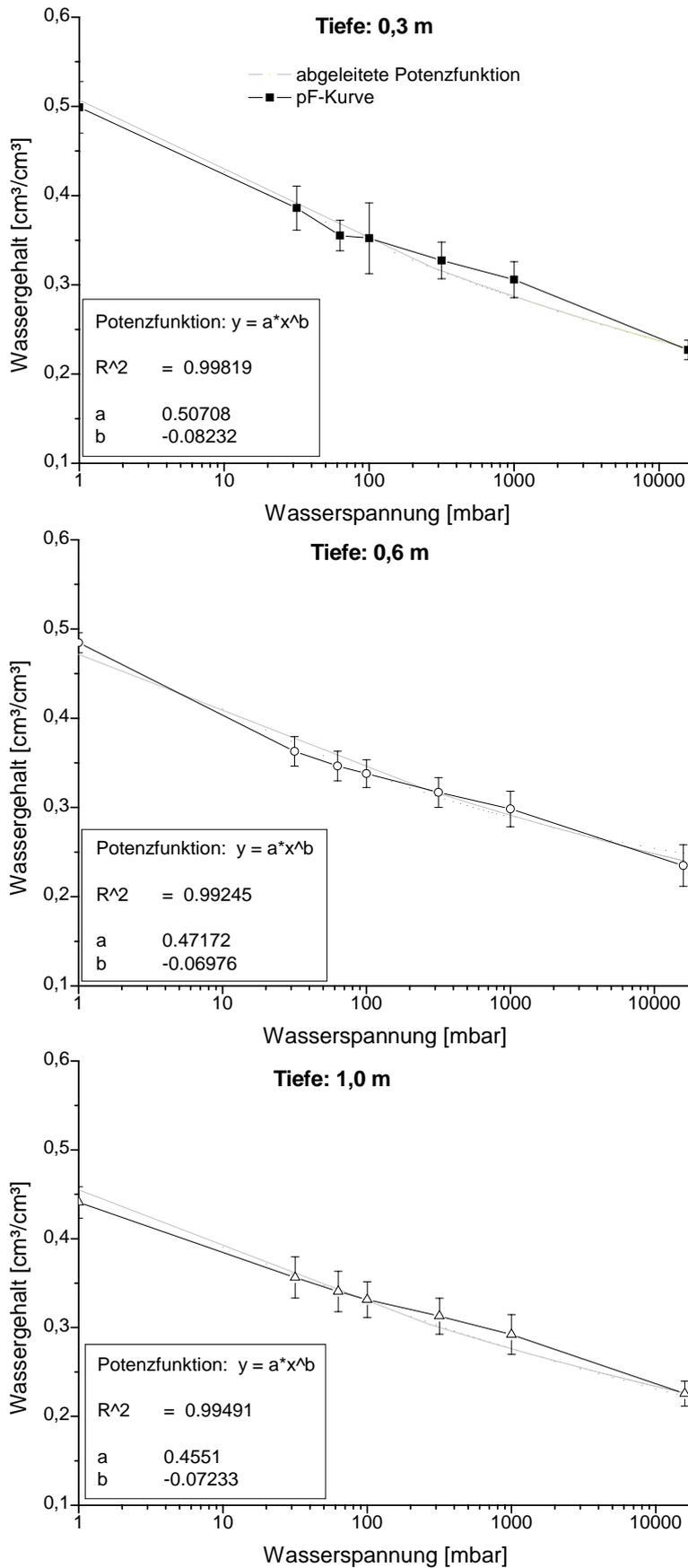
<i>Anhang-Abb. 1 Tiefendiskretisierte Darstellung der in Block 2 erhobenen pF-Kurven, Standardabweichung kennzeichnet die Variabilität zwischen den drei Standorten B2A02, B2A06, B2A11</i>	156
<i>Anhang-Abb. 2 Abgeleitete Potenzfunktionen für verschiedene Tiefen – Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung</i>	157
<i>Anhang-Abb. 3 Gegenüberstellung der gemessenen Wassergehalte (Messwerte der FDR-Profilsonde) und der abgeleiteten Wassergehalte anhand der pF-Kurve</i>	158
<i>Anhang-Abb. 4 pF-Kurven von B2A03 und B2A11 in 0,3m Tiefe</i>	159
<i>Anhang-Abb. 5 Zeitreihen der Matrixpotentiale und Wassergehalte auf bewachsenen und unbewachsenen Plots in 0,1m (oben) und 1,0m (unten)</i>	160
<i>Anhang-Abb. 6 Kumulative Größen der Wasserhaushaltsbilanz für den Kontrast bewachsenen vs. unbewachsene Flächen im Untersuchungszeitraum, effektiver Fluss am Profilrand 1,25m</i>	161
<i>Anhang-Abb. 7 Räumliche Variabilität (Feldmittelwert \pm Standardabweichung) der mit SWB quantifizierten kumulativen Wasserhaushaltsgrößen, auf Basis wöchentlich erfasster Messwerte des volumetrischen Wassergehalts sowie anhand von Tageswerten</i>	161
<i>Anhang-Abb. 8 Zeitliche Dynamik der Wasserhaushaltgrößen: Niederschlag (P), aktuelle Evapotranspiration (ETa) und effektiver abwärtsgerichteter Fluss (DFeff125/120) exemplarisch für B2A01</i>	162

Tabellenverzeichnis

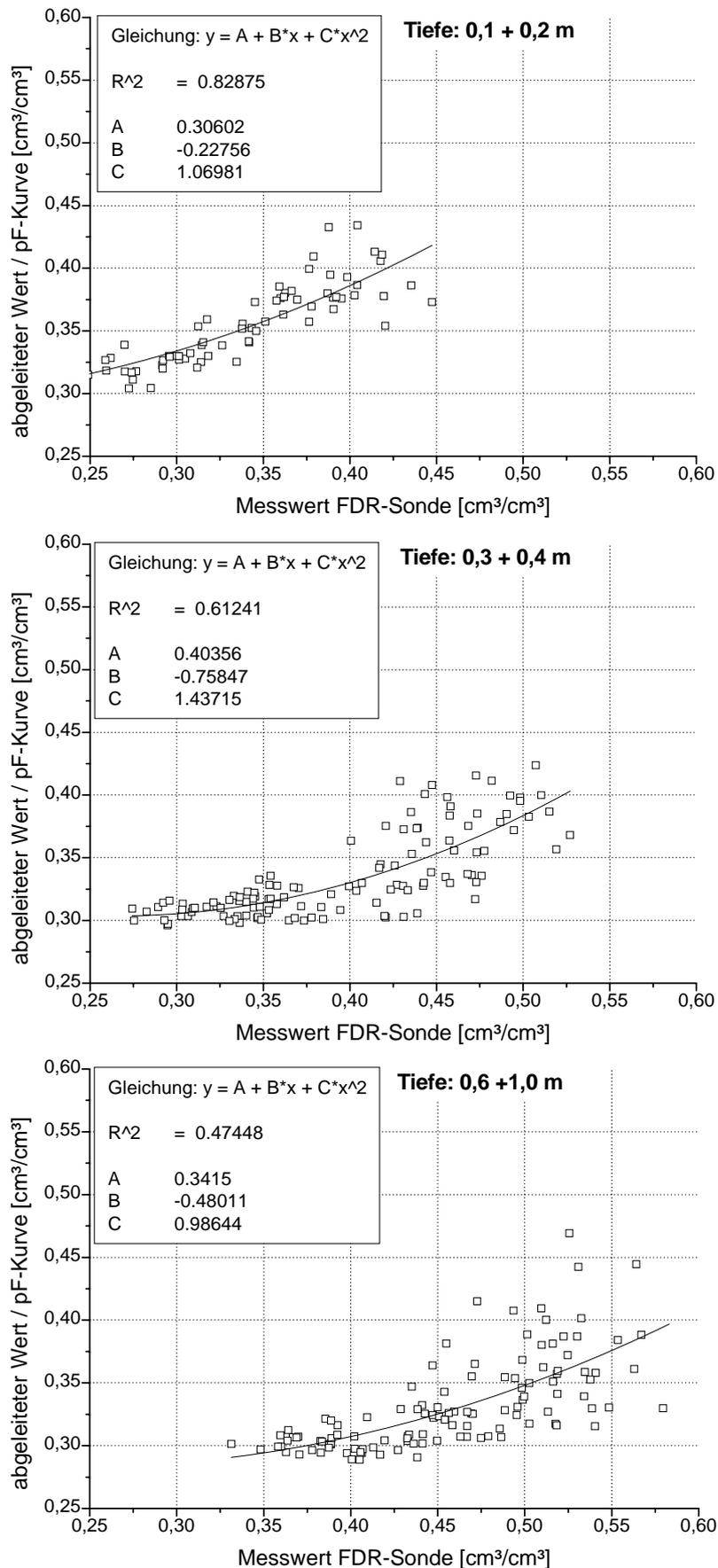
<i>Anhang-Tab. 1 Plotspezifische Charakteristika zur Artenanzahl (S), Anzahl funktioneller Gruppen (F) sowie jahreszeitlich dynamische Vegetationsparameter</i>	163
<i>Anhang-Tab. 2 Kenndaten der Grundwassermessstellen</i>	164
<i>Anhang-Tab. 3 Charakteristische Bodenkennwerte, abgeleitet nach AG Boden (2005)</i>	164
<i>Anhang-Tab. 4 Sand-Schluff-Tongehalt der Bodenproben</i>	165
<i>Anhang-Tab. 5 Anteil an organischer Substanz und Calcium-Carbonat sowie Trockenrohddichte der Bodenproben</i>	166
<i>Anhang-Tab. 6 Feldmittelwert (n=86) und Standardabweichung des volumetrischen Wassergehalts zu jedem Messtermin im Untersuchungszeitraum (April 2003- Dezember 2004)</i>	167
<i>Anhang-Tab. 7 Feldmittelwert und Standardabweichung des Matrixpotentials zu jedem Messtermin im Untersuchungszeitraum (April 2003- Dezember 2004)</i>	168
<i>Anhang-Tab. 8 Plotspezifische kumulative Größen der Wasserbilanz für das hydrologische Jahr 2003/2004, quantifiziert mit dem Bilanzmodell Soil Water Balance (SWB)</i>	169
<i>Anhang-Tab. 9 Plotspezifische kumulative Größen der Wasserbilanz für das hydrologische Jahr 2004/2005, quantifiziert mit dem Bilanzmodell Soil Water Balance (SWB)</i>	170
<i>Anhang-Tab. 10 Plotspezifische Bestandeskoeffizienten k_c für die Sommerhalbjahre 2003/2004</i>	171
<i>Anhang-Tab. 11 Plotspezifische Gütemaße (Nash-Sutcliffe-Effizienzen, Bestimmtheitsmaß) der Anpassung des Modells WAVE als Mittelwert für die hydrologischen Jahre 2003/2004 sowie 2004/2005</i>	172
<i>Anhang-Tab. 12 Plotspezifische kumulative Größen der Wasserbilanz für Block 2, quantifiziert mit WAVE</i>	173



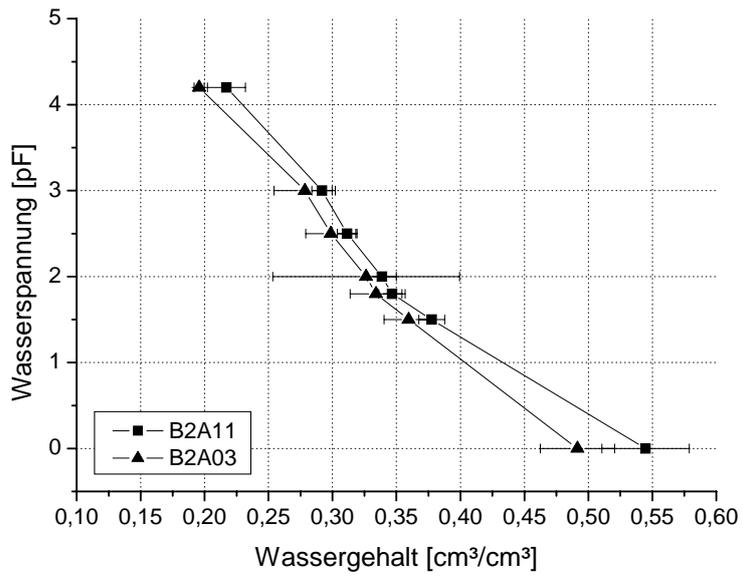
Anhang-Abb. 1 Tiefendiskretisierte Darstellung der in Block 2 erhobenen pF-Kurven, Standardabweichung kennzeichnet die Variabilität zwischen den drei Standorten B2A02, B2A06, B2A11



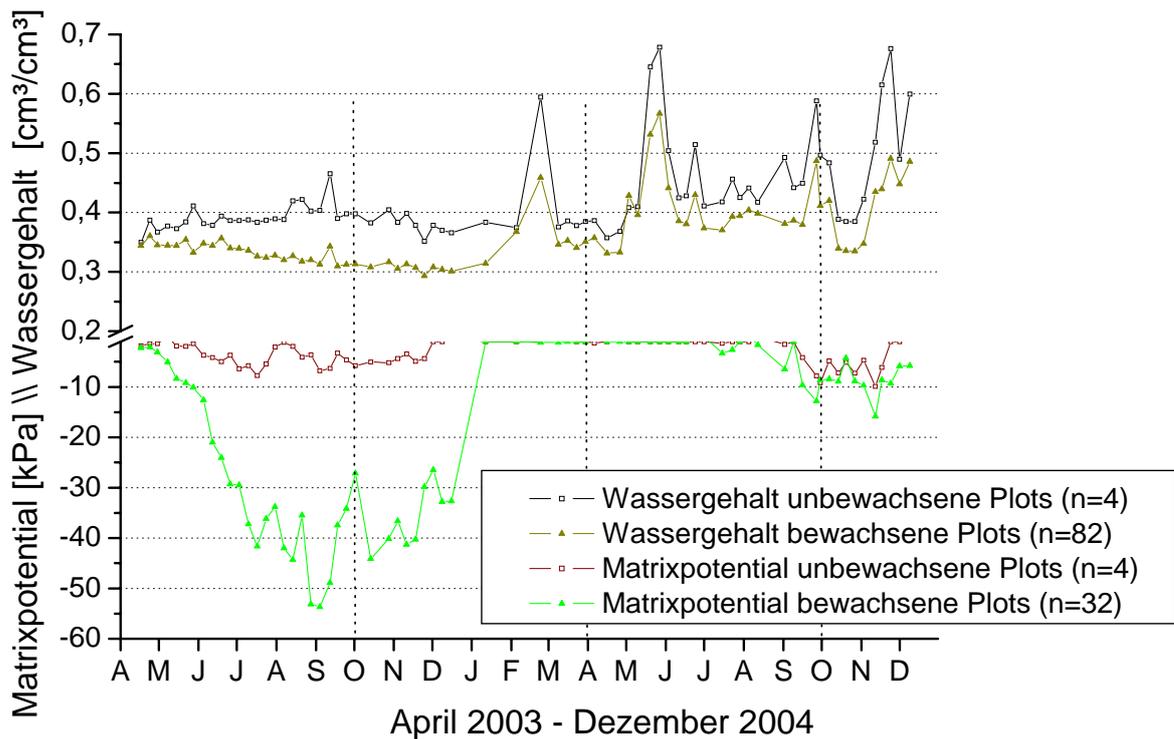
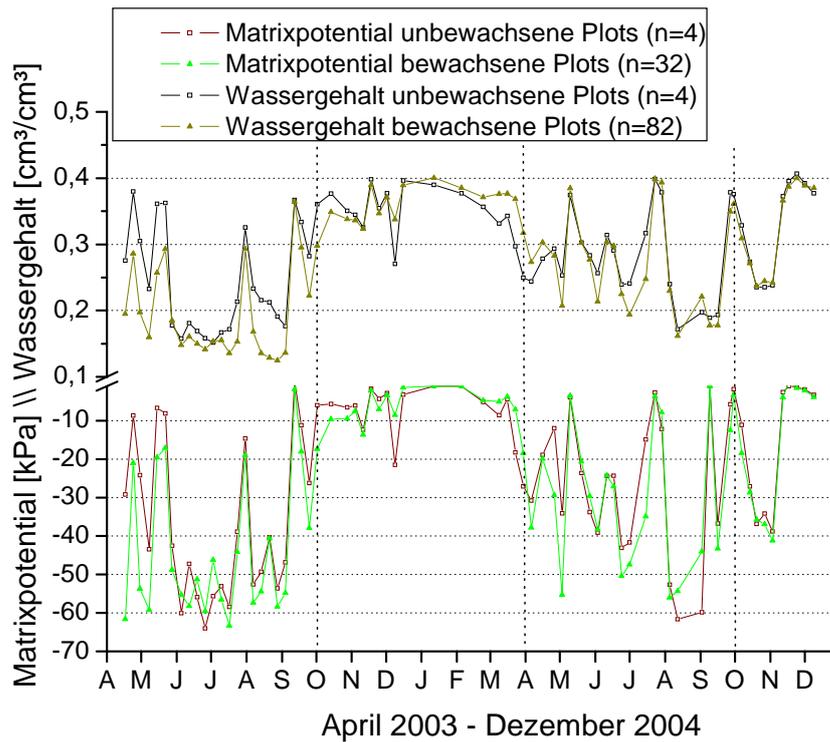
Anhang-Abb. 2 Abgeleitete Potenzfunktionen für verschiedene Tiefen – Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung



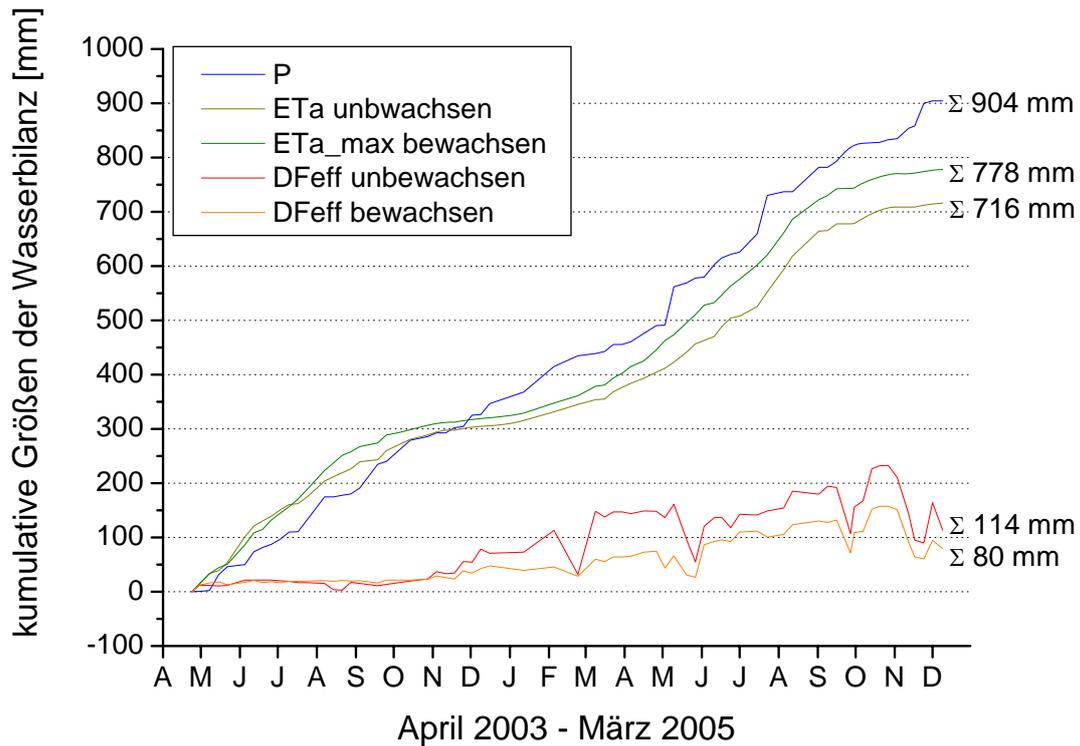
Anhang-Abb. 3 Gegenüberstellung der gemessenen Wassergehalte (Messwerte der FDR-Profilsonde) und der abgeleiteten Wassergehalte anhand der pF-Kurve



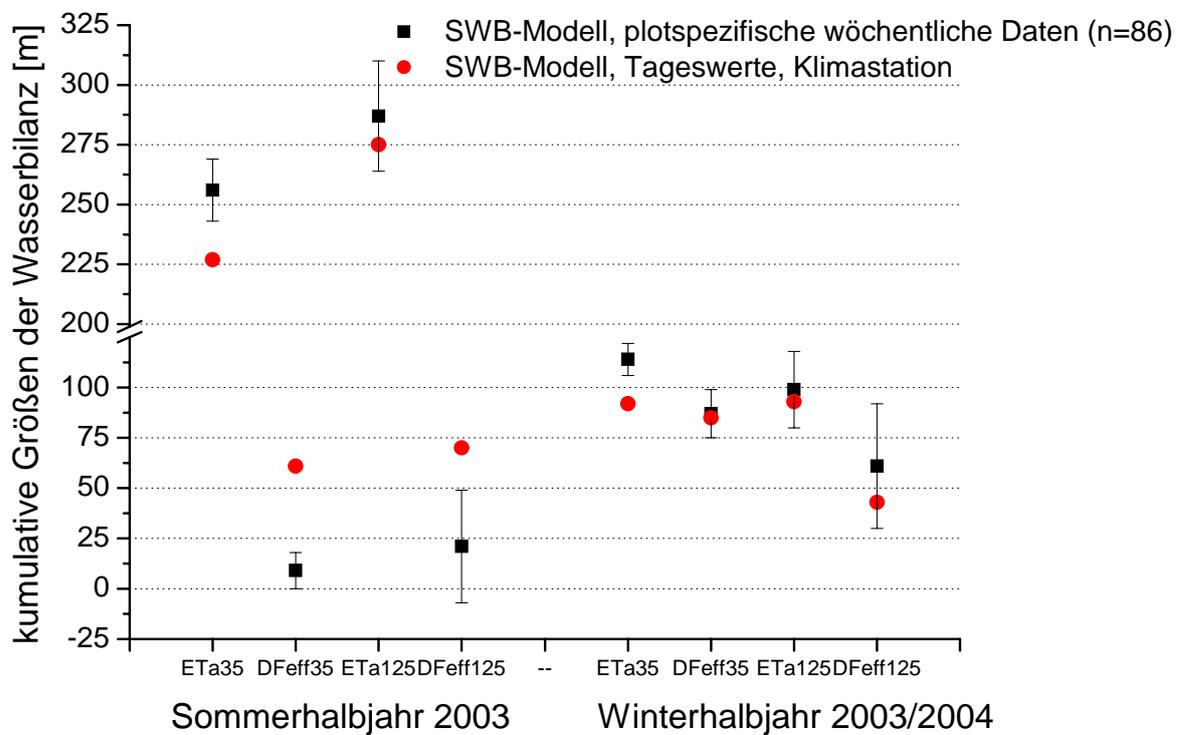
Anhang-Abb. 4 pF-Kurven von B2A03 und B2A11 in 0,3 m Tiefe



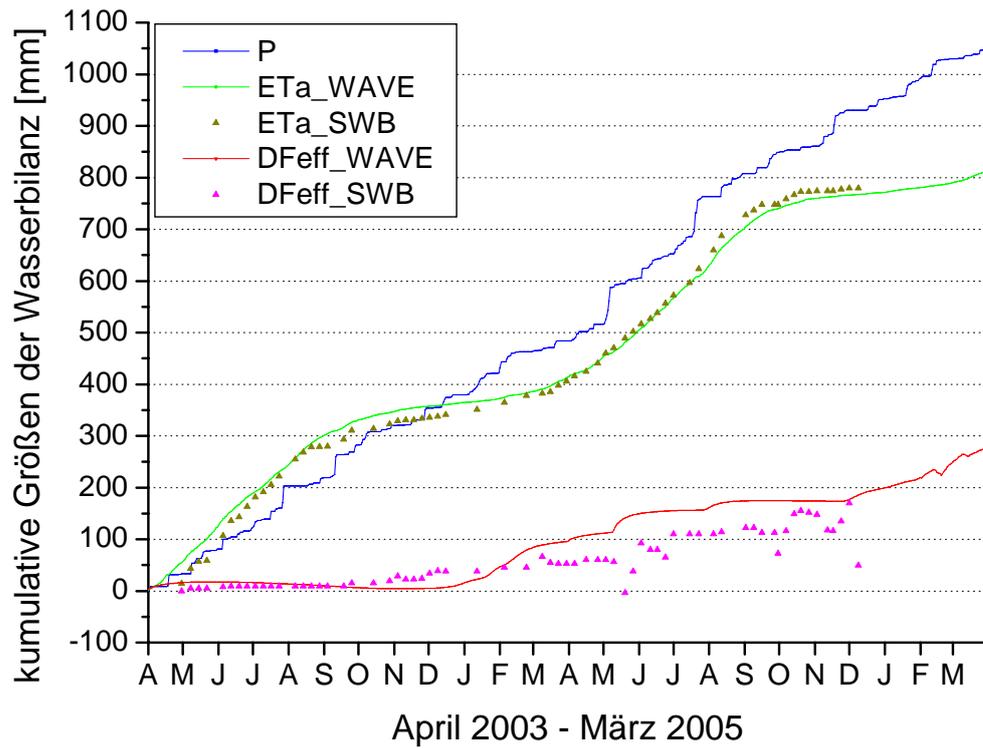
Anhang-Abb. 5 Zeitreihen der Matrixpotentiale und Wassergehalte auf bewachsenen und unbewachsenen Plots in 0,1 m (oben) und 1,0 m (unten)



Anhang-Abb. 6 Kumulative Größen der Wasserhaushaltsbilanz für den Kontrast bewachsenen vs. unbewachsene Flächen im Untersuchungszeitraum, effektiver Fluss am Profilrand 1,25 m



Anhang-Abb. 7 Räumliche Variabilität (Feldmittelwert \pm Standardabweichung) der mit SWB quantifizierten kumulativen Wasserhaushaltsgrößen, auf Basis wöchentlich erfasster Messwerte des volumetrischen Wassergehalts sowie anhand von Tageswerten



Anhang-Abb. 8 Zeitliche Dynamik der Wasserhaushaltgrößen: Niederschlag (P), aktuelle Evapotranspiration (ETa) und effektiver abwärtsgerichteter Fluss (DFeff_{125/120}) exemplarisch für B2A01

Anhang-Tab. 1 Plotspezifische Charakteristika zur Artenanzahl (S), Anzahl funktioneller Gruppen (F) sowie jahreszeitlich dynamische Vegetationsparameter

Plotcode	S	F	Biomasse [g/m ²]						Blattflächenindex (LAI) [m ² /m ²] in Wuchshöhe 0,05 m								
			Mai 03	Aug 03	Σ 2003	Mai 04	Aug 04	Σ 2004	07.06.03	15.07.03	07.08.03	22.08.03	LAI 2003 mittel	10.05.04	28.05.04	10.08.04	LAI 2004 mittel
B1A01	16	4	364	199	563	321	325	646	2,2	2,0	4,2	2,6	2,7		4,6	2,1	3,4
B1A02	8	2	336	99	435	725	726	1451	1,7	0,5	1,4	0,9	1,1		3,3	1,5	2,4
B1A03	8	3	402	185	587	581	596	1177	2,3	1,1	2,4	2,0	2,0		4,2	1,7	2,9
B1A04	4	4	633	243	876	749	802	1551	2,4	2,4	2,5	2,5	2,5		7,8	2,5	5,1
B1A05	2	1	640	583	1223	821	867	1688	1,9	1,4	2,6	2,2	2,0		4,8	2,1	3,4
B1A06	16	2	729	274	1003	657	657	1314	3,4	1,0	2,8	2,3	2,4		4,1	1,2	2,6
B1A07	2	1	191	105	296	398	444	843	1,2	1,1	0,8	1,1	1,0		3,6	3,8	3,7
B1A08	1	1	297	476	773	776	779	1555	3,1	3,2	4,6	4,8	3,9		3,6	4,5	4,0
B1A09	1	1	76	14	90	221	237	458	0,6	0,5	1,1	0,1	0,6	1,3	2,1	0,6	1,3
B1A10	unbewachsen								0,4					0,5		0,5	0,5
B1A11	16	1	716	328	1043	412	415	827	3,4	0,7	4,0	3,8	3,0		2,4	1,1	1,7
B1A12	8	1	447	442	889	759	781	1540	4,0	2,7	3,4	3,3	3,3		4,4	4,8	4,6
B1A13	4	1	710	520	1230	1122	1130	2252	3,3	2,9	3,9	4,7	3,7		5,8	4,9	5,4
B1A14	8	4	508	337	845	354	356	710	1,0		2,3	2,1	1,8	2,0	2,5	1,5	2,0
B1A15	1	1	544	120	664	702	726	1427	1,4	0,7	0,6	0,4	0,8		3,8	0,4	2,1
B1A16	2	2	374	67	441	193	204	396	0,4	1,1	0,8	2,1	1,1	0,9	1,4	1,0	1,1
B1A17	2	2	408	230	637	453	454	907	1,4	1,8	1,8	2,1	1,8		3,2	1,8	2,5
B1A18	1	1	173	84	256	188	193	382	1,8	0,3	0,3	0,3	0,7	0,5	0,7	0,5	0,6
B1A19	4	3	661	228	890	572	572	1145	1,1	1,1	1,0	1,6	1,2		2,7	1,8	2,2
B1A20	16	3	522	385	907	814	827	1641	2,9	2,0	3,7	2,9	2,9		6,4	3,9	5,1
B1A21	4	2	496	346	842	400	403	803	2,8	1,7	3,0	4,5	3,0	2,0	2,4	1,0	1,8
B1A22	60	4	487	483	969	551	553	1104	2,8	1,6	3,5	5,5	3,3		6,8	3,2	5,0
B2A01	4	4	627	330	958	765	766	1531	3,7	1,1	2,7	3,9	2,8	4,0	6,4	4,2	4,9
B2A02	2	1	520	89	609	492	493	985	1,4	0,3	0,4	0,5	0,7	1,7	2,5	1,3	1,9
B2A03	60	4	687	393	1080	560	560	1120	3,1	1,4	3,8	4,8	3,3	3,0	5,2	3,7	4,0
B2A04	1	1	62	213	274	250	313	563	1,9	1,0	0,6	1,6	1,3	1,5	2,7	3,2	2,5
B2A05	1	1	539	219	758	713	715	1428	1,6	0,8	1,5	2,1	1,5	2,7	4,2	2,2	3,0
B2A06	4	2	317	121	439	175	187	362	2,6	1,9	1,3	3,0	2,2	2,1	3,4	2,9	2,8
B2A07	unbewachsen								0,3						0,4		0,4
B2A08	2	2	38	30	67	176	283	459	0,6	0,5	0,6	0,4	0,5	2,9	3,1	1,7	2,6
B2A09	4	1	288	112	399	268	276	543	1,9	0,7	1,1	0,7	1,1	1,6	2,7	1,3	1,9
B2A10	16	2	430	256	687	512	513	1025	1,7	1,3	1,8	2,8	1,9	2,3	4,0	1,0	2,4
B2A11	Sukzession								1,9					2,8	4,3	3,2	3,4
B2A12	8	1	514	129	643	729	729	1457	4,4	1,6	2,6	1,6	2,6	3,0	3,0	0,5	2,2
B2A13	1	1	171	101	272	147	160	308	0,7	1,7	1,4	2,4	1,5	1,7	1,4	1,6	1,6
B2A14	8	4	582	132	714	707	712	1419	3,1	1,0	3,6	2,9	2,6	4,1	5,2	1,9	3,8
B2A15	1	1	890	251	1141	919	943	1862	1,2	1,3	3,0	2,7	2,0	5,0	1,4	2,6	3,0
B2A16	4	3	415	302	717	461	465	926		1,2	1,8	3,2	1,5	2,9	5,5	0,9	3,1
B2A17	8	2				197	197	394	0,9	1,4	2,3	2,6	1,8	2,2	4,0	1,3	2,5
B2A18	16	4	603	113	716	693	710	1403	0,9	1,2	1,1	1,7	1,2	3,5	4,3	1,2	3,0
B2A19	2	1	160	63	223	143	143	286	0,8	0,7	0,8	0,4	0,7	2,6	4,0	1,0	2,5
B2A20	2	2	448	81	529	276	290	566	0,5	1,3	2,3	2,0	1,5	2,0	4,2	1,6	2,6
B2A21	8	3	842	110	952	978	1025	2003	2,2	1,7	2,3	1,8	2,0	5,1	5,8	2,9	4,6
B2A22	16	3	634	340	975	882	891	1773	2,1	1,5	3,7	4,5	2,9	3,7	6,2	2,0	3,9
B2A23	C4-Plot																
B3A01	1	1	316	245	561	311	315	626	2,5		1,9	3,7	2,7	2,2	4,5	2,3	3,0
B3A02	2	2	626	287	913	464	480	944	2,3	0,6	1,1	1,7	1,4	2,1	3,6	0,7	2,2
B3A03	4	3	409	229	638	689	692	1381	3,6	0,6	1,0	2,2	1,8	3,3	5,1	1,6	3,3
B3A04	8	1	659	370	1029	560	562	1122	1,8	1,0	2,2	3,1	2,0	2,6	4,7	1,4	2,9
B3A05	8	3	492	622	1114	683	684	1367	2,9	0,9	2,9	4,4	2,8	4,0	5,8	1,9	3,9
B3A06	1	1	694	57	751	655	678	1333	1,9	0,7	0,6	0,7	0,9	2,0	4,4	0,7	2,4
B3A07	8	4	827	432	1258	1035	1045	2080	2,6	1,7	3,1	3,5	2,7	4,5	7,2	1,9	4,5
B3A08	2	1	528	153	681	391	391	781	2,0	0,6	1,6	2,4	1,6	2,9	4,3	1,3	2,8
B3A09	16	1	387	231	618	535	545	1080	2,2	1,0	2,1	2,7	2,0	2,4	3,7	1,2	2,4
B3A10	unbewachsen								0,4						0,4		0,4
B3A11	4	2	480	118	597	250	250	500	2,1	1,2	0,8	1,3	1,3	0,8	2,2	0,4	1,1
B3A12	1	1	176	205	381	419	580	999	3,2	1,0	1,0	2,3	1,9	2,5	4,6	2,4	3,2
B3A13	4	1	588	83	671	632	633	1265	1,6		1,2	1,8	1,6	3,4	4,6	1,7	3,2
B3A14	60	4	708	346	1054	434	434	868	1,8	1,5	3,6	4,0	2,7	3,5	6,1	4,8	4,8
B3A15	Sukzession								1,3					1,8	4,1		2,9
B3A16	16	2	650	334	984	331	331	663	3,1	2,9	5,7	4,1	3,9	4,5	4,8	2,4	3,9
B3A17	1	1	286	29	315	376	376	752	1,8	0,5	0,2	0,3	0,7	2,3	4,8	0,8	2,6
B3A18	C4-Plot								1,2	1,1				0,1	2,0		1,1
B3A19	2	2	173	151	324	314	314	628	1,5	1,5	3,1	2,9	2,3	2,6	3,2	1,0	2,3
B3A20	2	2	173	151	324	314	314	628	1,5	1,5	3,1	2,9	2,3	2,6	3,2	1,0	2,3
B3A21	8	2	385	298	683	868	869	1738	2,6	0,6	2,9	2,8	2,2	3,5	5,5	1,8	3,6
B3A22	2	1	379	166	545	424	472	896	2,1	1,3	1,7	2,1	1,8	2,9	6,8	2,9	4,2
B3A23	16	4	851	304	1155	992	994	1986	2,5	1,4	2,1	1,8	2,0	3,7	6,6	2,1	4,2
B3A24	4	4	593	77	669	514	516	1031	1,7	1,0	1,9	0,6	1,3	2,2	4,0	0,4	2,2
B4A01	16	3	441	487	927	659	660	1319	1,5	1,8	5,8	6,2	3,8	3,8	5,1	2,8	3,9
B4A02	60	4	832	465	1297	402	415	817	2,4	1,3	4,8	4,8	3,3	5,0	1,9	3,4	
B4A03	16	3	312	207	520	278	280	558	1,9	0,9	2,1	2,1	1,7	2,6	1,1	1,8	
B4A04	1	1	90	11	100	40	57	97	0,8	0,1	0,1	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2
B4A05	4	4	639	105	744	401	403	804	1,5	1,0	1,7	2,8	1,7	2,4	4,1	1,3	1,8
B4A06	unbewachsen								1,3				1,3		1,4		1,4
B4A07	8	1	186	206	393	136	140	276	1,0	1,5	4,6	3,5	2,7		3,6	0,7	2,2
B4A08	4	2	548	102	651	235	347	641	1,6	0,7	1,9	2,8	1,7	7,3	2,5	4,9	4,9
B4A09	8	2	300	93	393	180	180	360	0,7	0,8	1,0	2,6	1,3		1,7	0,5	1,1
B4A10	1	1	318	185	503	368	434	802	4,3	1,7	4,3	3,9	3,5		5,4	2,4	3,9
B4A11	8	3	830	289	1118	218	221	439	3,1	0,5	1,9	4,7	2,5	1,6	2,2	0,8	1,5
B4A12	4	3	728	513	1241	524	524	1048	2,9	1,8	5,2	6,4	4,1		5,4	3,2	4,3
B4A13	1	1	213	76	289	247	258	504	0,6	0,4	0,6	0,8	0,6	1,1	2,6	0,6	1,4
B4A14	1	1	443	278	721	193	193	385	2,4	1,5	4,0	4,2	3,0		5,5	1,7	3,6
B4A15	2	1	162	37	199	219	229	448	1,5	0,8	1,3	1,5	1,3	1,4	2,8	0,6	1,6
B4A16	2	2	390	72	462	131	216	347									

Anhang-Tab. 2 Kenndaten der Grundwassermessstellen

GW-ID	RW	HW	GOK [mNN]	Basis [muGOK]	GWstand [mNN]*	Messstart	Betriebsart	Messmodus	Anmerkungen
<i>Installationen auf dem Untersuchungsfeld</i>									
GWB4A22	1009,7	1054,7	139,1	2,6	137,05	15.04.2003	MDS-Floater	stündlich	
GWB4A24	1010,6	1099,2	139,2	1,6		15.01.2003	Lichtlot	wöchentlich	Hochwasserpegel
GWB3A16	1184,7	1098,5	138,4	1,6		15.01.2003	Lichtlot	wöchentlich	Hochwasserpegel
GWB2A14	1275,9	1099,0	138,5	1,6		15.01.2003	Lichtlot	wöchentlich	Hochwasserpegel
GWB2A18	1276,2	1190,0	138,5	1,6		20.01.2003	Lichtlot	wöchentlich	Hochwasserpegel
GWB2A11	1282,7	1278,5	138,3	2,8	136,09	15.04.2003	MDS-Floater	stündlich	
GWB1A07	1360,2	1212,1	138,8	3,6	135,74	06.03.2003	Lichtlot	wöchentlich	
GWB1A02	1360,3	1099,0	138,6	3,6	136,23	15.04.2003	MDS-Floater	stündlich	
<i>Im Süden, außerhalb des Geländes (Pegelgalerie verläuft senkrecht zur Saale)</i>									
GWEXS10	1348,2	993,7	139,0	2,8	136,51	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	Saale ↓ Wiesenstraße
GWEXS09	1258,1	991,0	138,9	6,2	136,89	05.01.2003	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS08	1212,2	990,8	139,1	2,7	136,90	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS07	1148,5	989,9	139,1	5,8	137,04	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS06	1112,2	986,4	139,4	6,2	137,04	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS05	1080,6	983,7	139,6	3,4	137,07	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS04	1067,9	983,7	139,5		137,09	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS03	1055,5	983,4	139,7		137,13	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS02	1025,2	985,1	139,8	7,2	137,15	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	
GWEXS01	968,4	985,4	140,1		137,23	13.12.2002	Lichtlot	wöchentlich	

GW-ID - Grundwasserkennzeichnung

* mittlerer Grundwasserstand im Zeitraum 03.04.2003-09.12.2004

RW - Rechtswert } im lokalen Koordinatennetz
 HW - Hochwert } im lokalen Koordinatennetz
 GOK - Geländeoberkante

Anhang-Tab. 3 Charakteristische Bodenkennwerte, abgeleitet nach AG Boden (2005)

Angaben in [cm³/cm³]

Tiefe [m]	nutzbare Feldkapazität (nFK) pF 4,2–1,8	Feldkapazität (FK) pF=1,8	Luftkapazität (LK) pF<1,8	Gesamtporenvolumen (FK+LK)
0,3	0,1280	0,3552	0,1438	0,4990
0,6	0,1114	0,3464	0,1382	0,4846
1,0	0,1151	0,3407	0,1002	0,4409
∅	0,1182	0,3474	0,1274	0,4748

Anhang-Tab. 4 Sand-Schluff-Tongehalt der Bodenproben

Plotcode Profiltiefe [m]	Sandgehalt [Masse-%]							Schluffgehalt [Masse-%]							Tongehalt [Masse-%]						
	0.0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0	0.0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0	0.0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0
B1A01	38,6	39,4	47,1	38,1	32,7	29,7	38,8	44,8	43,5	38,1	45,9	52,2	50,6	46,1	16,6	17,1	14,9	16,0	15,1	19,7	15,1
B1A02	40,4	41,5	36,9	38,4	26,7	20,8	29,5	43,8	42,7	48,1	47,3	55,8	57,9	54,0	15,7	15,7	15,0	14,4	17,5	21,3	16,6
B1A03	42,3	46,9	44,7	38,4	30,8	22,4	29,0	41,8	36,7	40,2	45,8	52,9	56,9	53,6	15,8	16,5	15,1	15,8	16,3	20,7	17,4
B1A05	42,9	39,6	37,5	33,8	43,2	23,8	32,3	42,1	44,5	45,6	48,6	40,0	56,7	50,0	15,0	15,9	16,9	17,6	16,7	19,5	17,8
B1A07	42,1	39,8	41,8	33,9	18,1	14,7	23,5	42,1	43,8	43,3	50,1	62,9	62,5	58,3	15,8	16,4	14,9	16,0	18,9	22,8	18,2
B1A09	47,1	42,2	43,1	45,0	22,1	8,1	21,8	38,9	42,7	39,5	42,2	58,3	59,5	59,3	13,9	15,1	17,4	12,8	19,6	32,4	18,9
B1A11	34,1	41,2	31,8	32,6	17,2	23,0	29,7	47,6	43,9	51,6	48,7	59,8	56,9	50,8	18,3	14,9	16,6	18,7	22,9	20,1	19,4
B1A12	36,7	35,5	37,7	36,4	31,6	35,0	44,0	44,8	49,3	45,5	48,5	53,2	50,2	41,6	18,5	15,2	16,8	15,1	15,2	14,8	14,4
B1A13		38,0	35,6	33,7	34,4	22,0	27,9		48,1	46,6	47,4	49,2	55,4	53,8		13,9	17,8	18,9	16,3	22,5	18,3
B2A01	37,9	33,7	37,7	39,8	30,1	6,7	12,9	44,0	48,5	42,2	43,8	48,7	61,8	57,2	18,0	17,8	20,1	16,4	21,2	31,5	29,9
B2A03	29,3	29,2	30,8	27,3	19,5	18,7	20,0	50,9	50,1	50,5	56,0	61,0	60,9	57,0	19,8	20,7	18,7	16,7	19,5	20,4	23,0
B2A05	31,8	29,8	22,5	17,1	10,8	17,0	26,2	49,6	49,1	53,1	59,2	66,4	58,8	56,1	18,6	21,1	24,5	23,7	22,8	24,2	17,7
B2A06	17,8	16,7	16,0	13,7	8,0	3,6	8,7	57,3	59,2	61,7	60,7	64,9	59,9	57,1	25,0	24,1	22,3	25,5	27,1	36,5	34,3
B2A08	14,6	15,3	25,4	9,6	4,8	3,9	11,7	58,7	59,2	49,9	62,2	66,2	59,4	56,3	26,7	25,5	24,7	28,2	28,9	36,7	32,0
B2A11	13,0	14,1	13,0	11,8	20,6	20,5	14,4	67,7	60,9	70,1	61,8	56,7	55,9	60,6	19,3	25,0	16,9	26,4	22,7	23,6	25,1
B3A01	6,9	20,8	18,8	24,6	20,5	23,9	34,9	70,6	54,6	58,4	50,1	49,3	53,6	44,8	22,5	24,6	22,8	25,3	30,2	22,4	20,3
B3A03	19,4	19,8	20,0	17,0	8,2	3,5	8,8	56,3	55,9	56,2	60,1	64,7	62,4	62,8	24,3	24,3	23,8	23,0	27,1	34,1	28,4
B3A05	15,3	18,4	17,4	18,1	7,8	11,6	26,6	59,5	56,1	57,9	57,2	64,4	60,4	53,0	25,2	25,5	24,7	24,7	27,8	28,0	20,4
B3A07	12,4	12,3	11,7	6,8	6,8	16,9	32,2	63,3	64,1	66,7	65,3	62,2	58,7	45,8	24,3	23,6	21,6	27,9	30,9	24,3	22,1
B3A09	13,7	13,3	10,1	6,1	15,7	24,4	32,1	63,7	63,9	62,7	66,1	58,9	52,2	51,7	22,6	22,8	27,2	27,9	25,4	23,4	16,2
B3A11	12,4	12,3	11,5	11,2	12,9	13,4	17,0	66,4	65,8	64,6	65,6	62,6	66,6	64,3	21,2	21,9	23,9	23,2	24,4	20,0	18,6
B4A01	4,6	22,9	8,0	5,4	6,4	12,8	20,7	75,6	53,5	68,8	71,6	73,7	65,7	62,4	19,8	23,6	23,2	22,9	19,9	21,5	16,9
B4A04	8,3	8,7	8,9	6,2	9,9	15,6	27,4	66,5	67,2	64,7	69,5	67,9	67,9	53,8	25,2	24,1	26,4	24,4	22,2	16,5	18,8
B4A10	6,9	5,8	5,6	4,7	4,8	5,6	7,1	72,8	68,3	71,5	76,7	75,9	68,9	65,8	20,4	25,8	22,9	18,6	19,3	25,5	27,0
B4A11	6,6	7,4	5,4	3,8	7,0	5,8	9,3	68,2	68,3	70,3	71,8	68,0	71,4	73,6	25,2	24,3	24,4	24,4	25,0	22,8	17,1
B4A17	4,8	5,5	4,4	7,5	3,7	3,4	3,4	73,1	72,0	70,5	68,4	72,4	68,1	67,1	22,1	22,6	25,1	24,1	23,9	28,5	29,5
B4A19	5,0	6,0	6,5	4,6	6,0	5,5	2,8	74,9	70,2	68,1	71,0	74,0	78,5	78,4	20,1	23,8	25,4	24,4	19,9	16,0	18,8
Mittelwert	22,5	24,3	23,3	20,9	17,1	15,3	22,0	57,1	54,9	55,8	57,8	60,8	60,7	56,9	20,4	20,8	20,9	21,2	22,1	24,1	21,2
SD	14,8	13,7	14,2	13,9	11,1	8,8	11,2	12,2	10,2	11,0	10,2	8,8	6,6	8,4	3,7	4,1	4,1	4,7	4,6	5,9	5,5
min	4,6	5,5	4,4	3,8	3,7	3,4	2,8	38,9	36,7	38,1	42,2	40,0	50,2	41,6	13,9	13,9	14,9	12,8	15,1	14,8	14,4
max	47,1	46,9	47,1	45,0	43,2	35,0	44,0	75,6	72,0	71,5	76,7	75,9	78,5	78,4	26,7	25,8	27,2	28,2	30,9	36,7	34,3
Block 1																					
Mittelwert	40,6	40,4	39,6	36,7	28,6	22,2	30,7	43,2	43,9	44,3	47,2	53,8	56,3	51,9	16,2	15,6	16,2	16,1	17,6	21,6	17,3
SD	4,0	3,1	4,9	3,9	8,4	7,8	7,0	2,6	3,6	4,4	2,3	6,7	3,9	5,6	1,6	1,0	1,2	2,0	2,5	4,7	1,7
min	34,1	35,5	31,8	32,6	17,2	8,1	21,8	38,9	36,7	38,1	42,2	40,0	50,2	41,6	13,9	13,9	14,9	12,8	15,1	14,8	14,4
max	47,1	46,9	47,1	45,0	43,2	35,0	44,0	47,6	49,3	51,6	50,1	62,9	62,5	59,3	18,5	17,1	17,8	18,9	22,9	32,4	19,4
Block 2																					
Mittelwert	24,1	23,1	24,2	19,9	15,6	11,7	15,6	54,7	54,5	54,6	57,3	60,6	59,5	57,4	21,2	22,4	21,2	22,8	23,7	28,8	27,0
SD	10,3	8,7	9,2	11,6	9,5	7,8	6,4	8,3	5,8	9,9	7,0	7,0	2,0	1,6	3,7	3,0	3,2	5,0	3,6	7,0	6,2
min	13,0	14,1	13,0	9,6	4,8	3,6	8,7	44,0	48,5	42,2	43,8	48,7	55,9	56,1	18,0	17,8	16,9	16,4	19,5	20,4	17,7
max	37,9	33,7	37,7	39,8	30,1	20,5	26,2	67,7	60,9	70,1	62,2	66,4	61,8	60,6	26,7	25,5	24,7	28,2	28,9	36,7	34,3
Block 3																					
Mittelwert	13,4	16,2	14,9	14,0	12,0	15,6	25,3	63,3	60,1	61,1	60,7	60,4	59,0	53,7	23,3	23,8	24,0	25,3	27,6	25,4	21,0
SD	4,1	3,9	4,3	7,2	5,4	8,0	10,3	5,0	5,1	4,2	6,3	5,8	5,4	8,3	1,5	1,3	1,9	2,2	2,6	5,0	4,1
min	6,9	12,3	10,1	6,1	6,8	3,5	8,8	56,3	54,6	56,2	50,1	49,3	52,2	44,8	21,2	21,9	21,6	23,0	24,4	20,0	16,2
max	19,4	20,8	20,0	24,6	20,5	24,4	34,9	70,6	65,8	66,7	66,1	64,7	66,6	64,3	25,2	25,5	27,2	27,9	30,9	34,1	28,4
Block 4																					
Mittelwert	6,0	9,4	6,5	5,4	6,3	8,1	11,8	71,8	66,6	69,0	71,5	72,0	70,1	66,9	22,1	24,0	24,6	23,1	21,7	21,8	21,4
SD	1,5	6,7	1,7	1,3	2,1	4,9	10,0	3,7	6,6	2,4	2,9	3,3	4,5	8,6	2,5	1,1	1,3	2,3	2,4	4,9	5,5
min	4,6	5,5	4,4	3,8	3,7	3,4	2,8	66,5	53,5	64,7	68,4	67,9	65,7	53,8	19,8	22,6	22,9	18,6	19,3	16,0	16,9
max	8,3	22,9	8,9	7,5	9,9	15,6	27,4	75,6	72,0	71,5	76,7	75,9	78,5	78,4	25,2	25,8	26,4	24,4	25,0	28,5	29,5

SD - Standardabweichung

min - Minimum max - Maximum

Anhang-Tab. 5 Anteil an organischer Substanz und Calcium-Carbonat sowie Trockenrohdichte der Bodenproben

Plotcode Profiltiefe [m]	Glühverlust [Masse-%]							Kalkgehalt [%]							Trockenrohdichte [g/cm³]						
	0.0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0	0.0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0	0.0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0
B1A01	3,49	3,46	3,09	2,76	2,22	3,58	1,82	6,55	5,20	6,00	6,95	9,70	8,65	7,55	1,04	1,30	1,46	1,43	1,33	1,31	1,43
B1A02	3,39	3,85	3,67	3,21	2,16	2,30	1,89	5,40	5,20	6,90	8,35	9,90	8,15	7,95	1,13	1,48	1,46	1,42	1,33	1,33	1,44
B1A03	3,62	3,10	3,62	3,64	2,72	2,46	1,97	5,20	4,90	4,70	5,80	7,95	8,75	6,80	1,17	1,40	1,48	1,45	1,25	1,27	1,40
B1A05	4,62	3,71	3,34	3,15	2,58	2,78	1,65	5,60	5,70	6,10	6,55	10,05	8,00	8,80	1,20	1,45	1,51	1,46	1,38	1,38	1,51
B1A07	3,89	3,97	3,90	2,48	2,55	2,45	2,01	5,35	4,95	4,95	7,75	11,45	11,95	9,05	1,15	1,47	1,47	1,50	1,41	1,35	1,40
B1A09	4,14	4,00	4,14	3,44	2,82	2,83	1,96	4,95	5,35	5,40	6,65	10,50	14,85	9,00	1,16	1,41	1,42	1,47	1,26	1,26	1,37
B1A11	3,87	3,49	3,75	3,94	2,20	2,37	1,89	7,70	7,90	7,60	6,85	16,45	9,80	10,25	1,13	1,44	1,55	1,48	1,35	1,41	1,45
B1A12	3,64	3,57	3,59	2,66	2,48	2,05	1,54	5,70	5,15	5,60	7,10	8,35	7,75	6,60	1,01	1,38	1,52	1,53	1,37	1,35	1,44
B1A13	3,76	3,79	3,89	3,43	2,19	2,51	1,96	5,45	5,75	5,85	6,45	8,15	8,70	7,00	1,09	1,40	1,38	1,54	1,43	1,33	1,41
B2A01	3,38	4,42	3,51	2,56	1,92	2,36		5,55	6,65	5,75	6,85	9,55	18,25	10,80	0,98	1,23	1,41	1,46	1,38	1,36	1,25
B2A03	4,15	4,20	4,20	2,85		1,90	1,50	6,25	6,80	7,05	9,85	12,40	18,60	22,00	1,18	1,37	1,39	1,37	1,34	1,35	1,41
B2A05	4,66	5,22	4,00	3,28	2,48	2,45	1,75	7,30	7,65	9,10	11,50	14,35	11,05	13,85	1,07	1,35	1,46	1,44	1,29	1,31	1,45
B2A06	4,48	4,51	3,88	2,76	2,50	2,75	2,77	10,35	10,15	10,55	14,85	18,95	19,55	18,65	1,07	1,11	1,31	1,51	1,33	1,44	1,37
B2A08	5,22		5,54	3,56	2,87	3,19	2,87	10,55	10,10	10,10	15,50	19,80	18,10	13,35	1,19	1,28	1,24	1,44	1,28	1,29	1,37
B2A11	4,69	5,29	4,40	3,38	2,67	2,52	2,29	11,20	10,05	11,15	14,45	14,00	15,25	18,65	1,06	1,17	1,31	1,39	1,36	1,42	1,37
B3A01	4,55	4,39	4,49	3,21	2,77	2,12	1,64	11,25	12,00	11,80	11,55	15,70	15,20	9,90	1,12	1,46	1,50	1,52	1,40	1,45	1,53
B3A03	4,14	4,29	3,95	3,01		2,63	2,62	13,15	13,65	14,00	17,00	22,75	21,30	19,35	1,23	1,40	1,55	1,54	1,38	1,38	1,45
B3A05	4,54	4,70	4,41	3,98	2,61	2,56	1,71	12,65	12,20	12,90	13,80	20,45	17,35	11,35	1,15	1,35	1,52	1,53	1,42	1,31	1,50
B3A07	4,50	5,13	5,11		3,33	2,64	1,85	12,20	12,55	13,70	19,20	18,55	16,85	12,75	1,34	1,37	1,55	1,53	1,43	1,38	1,60
B3A09	5,16	5,09	4,42		2,61	2,01	1,66	11,55	11,85	12,15	16,55	14,25	13,70	9,90	1,09	1,13	1,39	1,43	1,37	1,39	1,51
B3A11	4,73	4,98	5,01	3,85	2,99	2,31	2,78	11,00	10,85	11,10	13,05	14,30	15,45	11,55	1,06	1,22	1,32	1,39	1,24	1,32	1,46
B4A01		4,22	4,30	3,21	2,16	2,30	1,48	32,40	26,55	27,10	29,50	26,75	18,65	14,25	1,05	1,13	1,30	1,40	1,39	1,34	1,45
B4A04	4,36	5,52	4,40	2,76	2,51	1,97	1,54	29,00	23,45	24,20	28,80	32,15	20,50	12,20	1,09	1,42	1,51	1,53	1,35	1,48	1,56
B4A10	3,78	4,10	4,88	2,88	2,80	2,39	2,24	29,10	30,65	30,65	33,55	32,90	27,25	26,90	1,19	1,29	1,43	1,57	1,38	1,44	1,48
B4A11	3,07	3,89	3,72	2,71	2,48	1,90	1,54	26,85	26,50	27,10	28,25	24,10	27,50	22,85	1,11	1,45	1,56	1,49	1,40	1,46	1,57
B4A17	3,46	3,61	3,27	4,51	2,36	2,54	2,38	31,20	30,35	31,80	27,30	31,05	32,60	30,60	1,22	1,41	1,57	1,56	1,40	1,37	1,45
B4A19	3,88	3,90	4,64	3,14	2,34	1,74	1,75	27,25	27,50	26,75	27,90	27,25	30,10	31,95	1,22	1,47	1,55	1,63	1,45	1,47	1,55
Mittelwert	4,12	4,25	4,12	3,21	2,53	2,43	1,96	12,99	12,58	12,96	14,89	16,77	16,44	14,22	1,13	1,35	1,45	1,48	1,36	1,37	1,45
SD	0,57	0,65	0,59	0,50	0,31	0,40	0,42	9,31	8,63	8,69	8,71	7,25	6,95	7,24	0,08	0,11	0,09	0,06	0,06	0,06	0,08
min	3,07	3,10	3,09	2,48	1,92	1,74	1,48	4,95	4,90	4,70	5,80	7,95	7,75	6,60	0,98	1,11	1,24	1,37	1,24	1,26	1,25
max	5,22	5,52	5,54	4,51	3,33	3,58	2,87	32,40	30,65	31,80	33,55	32,90	32,60	31,95	1,34	1,48	1,57	1,63	1,45	1,48	1,60
Block 1																					
Mittelwert	3,82	3,66	3,67	3,19	2,44	2,59	1,85	5,77	5,57	5,90	6,94	10,28	9,62	8,11	1,12	1,41	1,47	1,48	1,35	1,33	1,43
SD	0,37	0,28	0,31	0,48	0,25	0,44	0,16	0,85	0,92	0,91	0,75	2,59	2,34	1,24	0,06	0,06	0,05	0,04	0,06	0,05	0,04
min	3,39	3,10	3,09	2,48	2,16	2,05	1,54	4,95	4,90	4,70	5,80	7,95	7,75	6,60	1,01	1,30	1,38	1,42	1,25	1,26	1,37
max	4,62	4,00	4,14	3,94	2,82	3,58	2,01	7,70	7,90	7,60	8,35	16,45	14,85	10,25	1,20	1,48	1,55	1,54	1,43	1,41	1,51
Block 2																					
Mittelwert	4,43	4,73	4,26	3,07	2,49	2,53	2,23	8,53	8,57	8,95	12,17	14,84	16,80	16,22	1,09	1,25	1,35	1,43	1,33	1,36	1,37
SD	0,62	0,50	0,70	0,39	0,35	0,43	0,60	2,45	1,71	2,13	3,39	3,91	3,16	4,21	0,08	0,10	0,08	0,05	0,04	0,06	0,07
min	3,38	4,20	3,51	2,56	1,92	1,90	1,50	5,55	6,65	5,75	6,85	9,55	11,05	10,80	0,98	1,11	1,24	1,37	1,28	1,29	1,25
max	5,22	5,29	5,54	3,56	2,87	3,19	2,87	11,20	10,15	11,15	15,50	19,80	19,55	22,00	1,19	1,37	1,46	1,51	1,38	1,44	1,45
Block 3																					
Mittelwert	4,60	4,76	4,56	3,51	2,86	2,38	2,04	11,97	12,18	12,61	15,19	17,67	16,64	12,47	1,16	1,32	1,47	1,49	1,37	1,37	1,51
SD	0,33	0,36	0,43	0,47	0,30	0,27	0,51	0,84	0,92	1,13	2,86	3,50	2,62	3,54	0,10	0,12	0,10	0,06	0,07	0,05	0,06
min	4,14	4,29	3,95	3,01	2,61	2,01	1,64	11,00	10,85	11,10	11,55	14,25	13,70	9,90	1,06	1,13	1,32	1,39	1,24	1,31	1,45
max	5,16	5,13	5,11	3,98	3,33	2,64	2,76	13,15	13,65	14,00	19,20	22,75	21,30	19,35	1,34	1,46	1,55	1,54	1,43	1,45	1,60
Block 4																					
Mittelwert	3,71	4,21	4,20	3,20	2,44	2,14	1,82	29,30	27,50	27,93	29,22	27,53	26,10	23,13	1,15	1,36	1,49	1,53	1,39	1,43	1,51
SD	0,48	0,67	0,60	0,67	0,21	0,31	0,39	2,17	2,70	2,79	2,25	3,82	5,45	8,32	0,07	0,13	0,11	0,08	0,03	0,06	0,06
min	3,07	3,61	3,27	2,71	2,16	1,74	1,48	26,85	23,45	24,20	27,30	23,15	18,65	12,20	1,05	1,13	1,30	1,40	1,35	1,34	1,45
max	4,36	5,52	4,88	4,51	2,80	2,54	2,38	32,40	30,65	31,80	33,55	32,90	32,60	31,95	1,22	1,47	1,57	1,63	1,45	1,48	1,57

SD - Standardabweichung

min - Minimum

max - Maximum

Anhang-Tab. 6 Feldmittelwert (n=86) und Standardabweichung des volumetrischen Wassergehalts zu jedem Messtermin im Untersuchungszeitraum (April 2003- Dezember 2004)

Datum	Mittelwert der Wassergehalte [cm^3/cm^3]						Standardabweichungen [cm^3/cm^3]					
	0,1m	0,2m	0,3m	0,4m	0,6m	1,0m	0,1m	0,2m	0,3m	0,4m	0,6m	1,0m
17.04.2003	0,199	0,278	0,345	0,363	0,357	0,344	0,042	0,060	0,032	0,030	0,034	0,052
24.04.2003	0,290	0,319	0,343	0,363	0,358	0,362	0,048	0,062	0,031	0,033	0,037	0,059
30.04.2003	0,202	0,267	0,333	0,358	0,362	0,346	0,043	0,054	0,042	0,034	0,041	0,048
08.05.2003	0,163	0,215	0,300	0,344	0,348	0,346	0,037	0,049	0,046	0,034	0,035	0,046
15.05.2003	0,262	0,222	0,298	0,339	0,354	0,346	0,062	0,053	0,045	0,031	0,037	0,046
22.05.2003	0,296	0,239	0,299	0,340	0,357	0,356	0,066	0,055	0,042	0,035	0,042	0,049
28.05.2003	0,185	0,228	0,299	0,340	0,356	0,336	0,038	0,041	0,039	0,034	0,042	0,050
05.06.2003	0,149	0,194	0,273	0,324	0,347	0,350	0,040	0,046	0,052	0,033	0,037	0,054
12.06.2003	0,162	0,195	0,271	0,317	0,344	0,345	0,045	0,047	0,053	0,038	0,037	0,054
19.06.2003	0,151	0,194	0,271	0,317	0,347	0,359	0,045	0,049	0,051	0,038	0,038	0,053
26.06.2003	0,143	0,186	0,265	0,312	0,340	0,342	0,045	0,046	0,051	0,037	0,036	0,046
03.07.2003	0,153	0,181	0,256	0,306	0,338	0,342	0,062	0,050	0,054	0,041	0,037	0,051
10.07.2003	0,156	0,187	0,261	0,307	0,335	0,338	0,046	0,047	0,052	0,040	0,036	0,049
17.07.2003	0,137	0,178	0,251	0,297	0,326	0,329	0,041	0,048	0,055	0,041	0,034	0,045
24.07.2003	0,156	0,185	0,259	0,302	0,327	0,327	0,046	0,050	0,054	0,044	0,035	0,046
31.07.2003	0,294	0,301	0,311	0,326	0,326	0,331	0,056	0,063	0,040	0,035	0,034	0,051
07.08.2003	0,171	0,213	0,285	0,319	0,328	0,323	0,043	0,055	0,048	0,038	0,035	0,043
14.08.2003	0,139	0,171	0,251	0,299	0,323	0,331	0,044	0,053	0,058	0,044	0,036	0,051
21.08.2003	0,133	0,158	0,233	0,283	0,316	0,323	0,045	0,051	0,060	0,049	0,035	0,048
28.08.2003	0,128	0,156	0,226	0,275	0,308	0,324	0,043	0,049	0,058	0,051	0,033	0,048
04.09.2003	0,138	0,159	0,233	0,276	0,310	0,317	0,044	0,051	0,057	0,051	0,030	0,045
12.09.2003	0,364	0,286	0,249	0,284	0,307	0,349	0,058	0,095	0,065	0,058	0,033	0,077
18.09.2003	0,297	0,292	0,280	0,288	0,312	0,314	0,058	0,075	0,061	0,051	0,031	0,042
25.09.2003	0,225	0,242	0,274	0,288	0,312	0,317	0,048	0,062	0,057	0,051	0,032	0,043
02.10.2003	0,300	0,246	0,274	0,290	0,312	0,316	0,071	0,070	0,053	0,046	0,030	0,045
14.10.2003	0,350	0,323	0,298	0,293	0,308	0,311	0,055	0,065	0,052	0,050	0,032	0,041
28.10.2003	0,339	0,301	0,296	0,292	0,304	0,321	0,056	0,067	0,050	0,050	0,027	0,050
04.11.2003	0,337	0,311	0,305	0,299	0,303	0,309	0,053	0,069	0,045	0,048	0,028	0,048
11.11.2003	0,324	0,307	0,305	0,302	0,303	0,317	0,057	0,067	0,046	0,045	0,027	0,053
18.11.2003	0,390	0,348	0,311	0,302	0,304	0,310	0,047	0,070	0,052	0,047	0,027	0,040
25.11.2003	0,347	0,312	0,308	0,311	0,302	0,296	0,047	0,059	0,046	0,048	0,027	0,035
02.12.2003	0,371	0,341	0,337	0,357	0,310	0,311	0,042	0,053	0,031	0,041	0,037	0,041
09.12.2003	0,335	0,336	0,332	0,346	0,311	0,307	0,054	0,060	0,033	0,031	0,033	0,038
16.12.2003	0,389	0,357	0,341	0,359	0,318	0,304	0,039	0,052	0,028	0,032	0,041	0,032
12.01.2004	0,400	0,387	0,351	0,369	0,358	0,319	0,054	0,051	0,034	0,032	0,041	0,038
05.02.2004	0,385	0,363	0,356	0,375	0,363	0,368	0,038	0,043	0,029	0,039	0,040	0,098
24.02.2004	0,369	0,353	0,348	0,382	0,374	0,474	0,029	0,029	0,023	0,038	0,051	0,125
09.03.2004	0,374	0,345	0,345	0,360	0,349	0,348	0,033	0,041	0,027	0,027	0,030	0,057
16.03.2004	0,375	0,359	0,348	0,371	0,348	0,354	0,035	0,045	0,029	0,033	0,028	0,052
23.03.2004	0,365	0,346	0,346	0,366	0,352	0,342	0,040	0,045	0,030	0,032	0,032	0,045
30.03.2004	0,314	0,332	0,342	0,361	0,347	0,353	0,044	0,048	0,028	0,031	0,033	0,056
06.04.2004	0,272	0,304	0,338	0,362	0,352	0,359	0,036	0,050	0,024	0,031	0,031	0,066
16.04.2004	0,302	0,309	0,339	0,353	0,352	0,333	0,041	0,050	0,030	0,028	0,036	0,043
26.04.2004	0,283	0,275	0,331	0,354	0,355	0,335	0,045	0,049	0,029	0,028	0,037	0,042
03.05.2004	0,209	0,238	0,309	0,343	0,341	0,428	0,039	0,047	0,035	0,027	0,033	0,137
10.05.2004	0,384	0,378	0,357	0,376	0,365	0,397	0,034	0,046	0,031	0,033	0,035	0,117
20.05.2004	0,303	0,339	0,350	0,373	0,365	0,536	0,044	0,048	0,029	0,035	0,039	0,125
27.05.2004	0,277	0,305	0,340	0,365	0,355	0,569	0,047	0,051	0,029	0,032	0,035	0,134
03.06.2004	0,216	0,255	0,320	0,351	0,348	0,444	0,042	0,053	0,032	0,029	0,033	0,102
11.06.2004	0,304	0,304	0,342	0,369	0,374	0,388	0,061	0,069	0,042	0,038	0,044	0,065
17.06.2004	0,298	0,307	0,338	0,361	0,372	0,383	0,049	0,063	0,042	0,036	0,044	0,065
24.06.2004	0,226	0,258	0,316	0,354	0,351	0,434	0,042	0,054	0,037	0,032	0,035	0,100
01.07.2004	0,196	0,234	0,308	0,346	0,363	0,376	0,041	0,052	0,041	0,035	0,041	0,061
15.07.2004	0,251	0,236	0,298	0,331	0,355	0,373	0,056	0,054	0,042	0,033	0,040	0,059
23.07.2004	0,399	0,403	0,381	0,400	0,373	0,396	0,030	0,050	0,040	0,044	0,044	0,074
29.07.2004	0,394	0,408	0,390	0,393	0,381	0,396	0,044	0,053	0,053	0,039	0,042	0,059
05.08.2004	0,231	0,300	0,364	0,398	0,383	0,406	0,039	0,051	0,043	0,049	0,048	0,087
12.08.2004	0,162	0,207	0,296	0,344	0,352	0,399	0,033	0,042	0,036	0,030	0,039	0,084
02.09.2004	0,220	0,214	0,284	0,323	0,336	0,386	0,058	0,049	0,042	0,027	0,030	0,082
09.09.2004	0,178	0,204	0,278	0,319	0,334	0,389	0,040	0,044	0,042	0,030	0,032	0,077
16.09.2004	0,179	0,198	0,273	0,318	0,336	0,382	0,040	0,043	0,044	0,029	0,033	0,079
27.09.2004	0,351	0,256	0,270	0,314	0,338	0,492	0,045	0,068	0,045	0,027	0,038	0,129
30.09.2004	0,362	0,288	0,273	0,312	0,331	0,415	0,042	0,067	0,044	0,029	0,030	0,090
07.10.2004	0,310	0,277	0,283	0,316	0,331	0,423	0,045	0,058	0,040	0,029	0,029	0,099
07.10.2004	0,310	0,277	0,283	0,316	0,331	0,423	0,045	0,058	0,040	0,029	0,029	0,099
14.10.2004	0,271	0,257	0,284	0,307	0,327	0,342	0,042	0,050	0,038	0,027	0,027	0,042
20.10.2004	0,237	0,243	0,285	0,305	0,326	0,338	0,039	0,046	0,037	0,027	0,027	0,042
27.10.2004	0,244	0,242	0,290	0,309	0,328	0,337	0,042	0,047	0,034	0,027	0,028	0,041
03.11.2004	0,242	0,242	0,288	0,312	0,331	0,351	0,040	0,044	0,037	0,026	0,027	0,050
12.11.2004	0,366	0,345	0,320	0,316	0,337	0,439	0,040	0,052	0,063	0,027	0,048	0,120
17.11.2004	0,387	0,359	0,317	0,326	0,336	0,447	0,038	0,044	0,032	0,033	0,032	0,114
24.11.2004	0,400	0,392	0,365	0,384	0,394	0,499	0,034	0,039	0,031	0,036	0,058	0,129
01.12.2004	0,389	0,378	0,359	0,381	0,382	0,450	0,039	0,044	0,029	0,038	0,050	0,120
09.12.2004	0,385	0,378	0,356	0,381	0,385	0,491	0,037	0,039	0,028	0,035	0,042	0,125
Mittelwert _{gesamt}	0,274	0,277	0,307	0,334	0,341	0,368	0,045	0,053	0,042	0,036	0,036	0,066
SHJ 2003	0,196	0,219	0,278	0,315	0,335	0,337	0,048	0,055	0,050	0,040	0,036	0,050
WHJ 2003/2004	0,357	0,333	0,326	0,337	0,327	0,333	0,047	0,055	0,037	0,039	0,033	0,053
SHJ 2004	0,273	0,283	0,322	0,353	0,355	0,410	0,043	0,052	0,038	0,033	0,037	0,085
WHJ 2004	0,323	0,311	0,314	0,334	0,348	0,412	0,040	0,046	0,037	0,030	0,037	0,088

Anhang-Tab. 7 Feldmittelwert und Standardabweichung des Matrixpotentials zu jedem Messtermin im Untersuchungszeitraum (April 2003- Dezember 2004)

Datum	Mittelwert der Matrixpotentiale [kPa]						Standardabweichungen [kPa]					
	0,1m	0,2m	0,3m	0,4m	0,6m	1,0m	0,1m	0,2m	0,3m	0,4m	0,6m	1,0m
10.04.2003	-34,13	-20,82	-10,90	-7,65	-3,87	-1,67	8,70	7,16	3,47	3,69	2,49	2,01
17.04.2003	-56,76	-36,52	-18,67	-11,77	-4,98	-2,13	15,33	18,11	7,19	6,24	3,16	1,75
24.04.2003	-19,33	-17,13	-17,37	-13,90	-6,17	-2,00	7,76	10,15	9,20	8,37	4,11	1,96
30.04.2003	-50,12	-40,81	-30,34	-23,97	-10,08	-2,88	11,14	18,38	13,80	14,62	5,43	1,97
08.05.2003	-57,21	-52,62	-50,65	-38,32	-19,20	-4,56	9,18	18,99	16,55	19,11	11,10	4,45
15.05.2003	-17,93	-37,13	-46,35	-43,57	-25,99	-7,63	8,47	19,17	17,78	20,50	13,04	5,63
22.05.2003	-16,05	-34,90	-45,73	-43,51	-26,92	-8,35	11,00	16,93	15,71	20,01	13,30	6,94
28.05.2003	-48,05	-41,84	-47,21	-44,41	-28,35	-9,10	12,34	13,17	14,06	17,68	13,17	8,77
05.06.2003	-55,79	-55,84	-56,68	-51,92	-31,19	-11,57	10,66	10,90	11,37	13,49	15,75	11,35
12.06.2003	-57,48	-59,55	-65,22	-56,81	-42,11	-19,10	7,73	7,59	7,85	11,39	13,48	14,10
19.06.2003	-51,78	-53,02	-55,91	-53,12	-44,19	-21,91	9,52	9,17	7,11	8,00	12,21	11,74
26.06.2003	-60,04	-58,64	-58,86	-56,57	-44,10	-26,44	6,96	10,85	8,80	8,49	12,10	15,43
03.07.2003	-47,25	-49,72	-55,12	-51,25	-44,24	-26,94	9,68	7,97	7,16	8,08	10,15	12,79
10.07.2003	-56,16	-58,18	-62,69	-55,58	-50,75	-33,75	7,14	10,95	7,03	12,11	11,49	16,48
17.07.2003	-62,77	-61,72	-65,53	-59,57	-51,15	-37,82	8,18	12,94	9,59	11,00	13,90	17,07
24.07.2003	-43,58	-46,93	-51,97	-52,73	-43,04	-32,73	5,94	9,64	7,85	9,00	11,97	14,20
31.07.2003	-18,48	-17,48	-30,69	-37,45	-39,68	-30,26	7,48	8,86	11,71	15,36	13,21	15,12
07.08.2003	-56,81	-52,26	-49,94	-47,47	-44,69	-37,33	7,67	12,63	13,75	17,20	16,21	17,80
14.08.2003	-53,83	-54,16	-58,69	-54,58	-49,79	-40,68	7,06	9,91	12,80	12,45	14,67	16,51
21.08.2003	-40,61	-43,84	-46,84	-46,20	-42,56	-31,97	5,21	6,31	7,56	12,03	13,00	14,56
28.08.2003	-57,83	-62,75	-64,10	-61,60	-57,36	-47,60	4,62	7,38	9,31	15,60	16,63	19,38
04.09.2003	-54,11	-57,50	-64,03	-60,36	-57,08	-48,47	7,00	7,21	7,67	12,73	14,67	17,72
12.09.2003	-1,60	-12,06	-49,88	-51,78	-55,39	-44,15	2,55	19,13	24,27	20,63	16,08	17,02
18.09.2003	-17,27	-12,65	-31,60	-37,07	-45,03	-34,50	7,16	7,12	14,60	18,87	14,34	14,18
25.09.2003	-36,58	-32,23	-34,62	-33,41	-40,01	-30,89	8,29	12,48	12,07	16,61	12,79	11,76
02.10.2003	-16,36	-27,88	-31,21	-34,89	-29,05	-25,33	7,89	13,03	9,35	14,02	11,31	10,42
14.10.2003	-9,16	-7,37	-25,54	-30,74	-49,07	-39,78	4,48	5,61	17,34	19,72	17,94	16,81
22.10.2003	-15,31	-15,73	-29,08	-31,51	-47,43	-39,19	9,86	7,89	14,29	17,27	19,02	18,28
28.10.2003	-9,17	-12,12	-27,25	-28,11	-43,78	-38,06	8,07	7,15	12,81	15,27	15,14	13,11
04.11.2003	-7,28	-7,10	-21,66	-24,91	-39,67	-33,02	3,88	7,10	13,16	15,16	15,70	14,35
05.11.2003	-7,57	-6,62	-15,78	-17,45	-21,87	-15,85	3,87	4,69	8,05	11,78	10,88	8,14
11.11.2003	-13,46	-11,20	-22,44	-26,80	-41,58	-36,79	6,37	6,76	12,64	16,14	16,07	15,22
18.11.2003	-2,16	-3,41	-17,63	-23,13	-43,18	-36,21	0,74	6,47	15,08	16,22	15,58	16,50
25.11.2003	-6,70	-5,80	-15,11	-17,01	-33,90	-27,58	2,69	3,87	10,72	11,68	11,23	11,96
02.12.2003	-3,28	-2,56	-3,47	-4,52	-21,56	-23,36	0,72	0,90	3,31	7,53	13,22	14,44
09.12.2003	-9,97	-3,68	-5,16	-6,60	-23,08	-28,89	5,73	2,31	4,45	9,89	16,79	17,73
16.12.2003	-1,51	-0,95	-1,21	-1,43	-20,42	-29,83	1,31	1,38	1,26	1,64	19,34	19,30
29.01.2004	-10,82	-4,89	-3,61	-3,22	-0,91	-14,76	4,69	2,36	1,03	1,65	2,09	16,83
10.02.2004	-2,66	-2,36	-2,81	-2,78	-1,13	-4,59	1,37	0,91	1,11	1,38	1,23	9,36
24.02.2004	-4,71	-3,31	-2,56	-2,52	-0,29	-0,94	1,54	1,65	1,43	1,69	2,33	3,54
09.03.2004	-5,34	-4,17	-4,08	-3,70	-1,48	-1,10	2,16	2,05	1,11	1,41	1,95	3,41
16.03.2004	-3,80	-1,99	-1,81	-1,61	0,11	0,84	1,50	1,68	1,21	1,73	1,85	2,72
23.03.2004	-8,30	-6,08	-4,09	-3,22	-0,78	0,56	4,60	2,03	1,63	2,08	2,22	3,04
30.03.2004	-19,15	-8,29	-3,94	-2,12	0,16	1,24	6,65	3,93	1,98	2,43	1,76	2,51
06.04.2004	-36,92	-21,18	-10,65	-7,24	-2,18	-0,46	7,60	6,96	4,14	3,15	2,67	2,78
16.04.2004	-19,85	-12,21	-10,39	-6,51	-0,78	1,26	8,06	7,24	6,39	4,08	2,58	2,52
26.04.2004	-27,28	-25,86	-21,38	-13,01	-3,87	0,59	16,80	11,29	10,89	7,89	4,07	2,38
03.05.2004	-52,85	-37,77	-27,72	-16,81	-5,20	0,78	10,25	15,79	12,12	9,91	5,54	3,00
10.05.2004	-3,56	-2,57	-2,21	-1,64	-0,09	0,96	1,00	0,97	1,35	1,74	1,54	2,30
20.05.2004	-20,95	-8,41	-5,51	-3,43	-0,78	1,11	8,34	4,24	4,67	3,40	1,61	2,21
27.05.2004	-30,03	-16,86	-11,08	-6,38	-1,93	0,67	12,73	7,48	8,13	4,87	2,97	1,79
03.06.2004	-38,32	-29,88	-20,31	-10,78	-3,01	1,39	11,46	9,51	10,74	7,36	5,43	2,06
11.06.2004	-24,29	-16,77	-17,26	-12,08	-4,68	1,22	11,47	7,60	8,33	6,92	6,14	2,23
17.06.2004	-26,70	-16,97	-19,22	-16,32	-5,80	0,61	11,60	9,04	10,75	7,78	6,98	3,24
24.06.2004	-49,58	-29,76	-26,33	-16,28	-7,64	-0,05	13,01	13,56	12,01	12,03	7,34	3,91
01.07.2004	-46,76	-34,15	-26,52	-19,82	-9,60	-0,38	11,71	10,73	9,77	9,23	11,25	2,34
09.07.2004	-44,42	-41,39	-38,53	-30,66	-13,12	-1,84	9,76	14,20	10,72	12,49	8,50	3,66
15.07.2004	-32,49	-27,79	-34,53	-23,65	-14,54	-3,05	16,09	14,30	16,67	9,77	8,16	4,66
23.07.2004	-3,46	-2,40	-1,87	-4,12	-4,45	-2,05	1,19	1,21	1,26	8,17	7,35	4,56
29.07.2004	-8,36	-3,92	-2,68	-1,29	0,52	1,27	3,29	2,76	3,11	2,93	2,03	3,09
05.08.2004	-55,55	-24,94	-14,73	-6,83	-1,63	-0,56	11,60	10,32	9,74	5,86	4,47	4,68
12.08.2004	-55,16	-50,36	-39,52	-23,94	-6,76	-1,49	12,86	13,83	13,86	11,84	7,36	5,57
19.08.2004	-47,29	-48,12	-48,66	-32,43	-15,39	-5,26	11,62	13,99	10,09	11,60	9,79	8,44
26.08.2004	-45,25	-49,68	-49,46	-39,24	-19,59	-6,62	11,93	11,72	10,59	12,14	10,74	8,51
26.08.2004	-45,25	-49,68	-49,46	-39,24	-19,59	-6,62	11,93	11,72	10,59	12,14	10,74	8,51
02.09.2004	-45,79	-51,57	-51,17	-39,23	-20,57	-5,88	14,37	14,25	9,32	12,21	8,58	6,91
16.09.2004	-42,60	-44,07	-43,92	-36,76	-20,02	-9,11	11,60	8,80	11,92	15,51	8,47	7,19
27.09.2004	-11,82	-39,71	-56,78	-47,78	-30,50	-12,33	14,68	22,56	13,78	14,77	9,88	10,98
30.09.2004	-3,11	-12,57	-37,47	-38,76	-23,04	-8,68	2,85	11,05	12,08	12,11	8,81	6,02
07.10.2004	-17,59	-18,89	-35,92	-28,79	-23,94	-7,99	6,48	9,48	11,86	17,96	10,67	7,46
14.10.2004	-28,53	-26,04	-31,89	-30,18	-20,13	-8,68	6,47	9,50	11,28	11,72	9,21	7,79
20.10.2004	-35,82	-27,06	-30,06	-27,02	-14,68	-4,35	6,92	11,97	9,21	11,44	7,65	5,32
27.10.2004	-36,62	-31,13	-33,35	-26,53	-20,98	-8,63	8,83	10,10	12,06	12,42	10,20	7,08
03.11.2004	-40,92	-37,99	-40,47	-35,29	-22,08	-9,14	7,20	11,52	8,15	11,83	10,87	6,40
12.11.2004	-3,80	-11,30	-32,53	-40,15	-29,56	-15,16	2,46	17,44	20,07	15,46	11,88	7,92
17.11.2004	-0,56	-2,35	-13,49	-18,95	-18,55	-8,31	1,50	8,01	11,45	14,29	9,79	7,28
24.11.2004	-1,49	-1,22	-1,12	-0,79	-4,09	-8,21	0,73	0,81	0,94	1,18	9,68	11,26
01.12.2004	-2,09	-1,25	-1,31	-1,11	-1,53	-4,98	0,76	0,75	0,99	1,38	4,96	7,98
09.12.2004	-3,75	-3,59	-2,93	-2,64	-1,55	-5,14	1,49	1,12	1,22	1,51	2,91	11,35
Mittelwert _{gesamt}	-27,84	-25,84	-28,83	-25,99	-21,78	-14,30	7,35	8,96	9,23	10,36	9,41	8,89
SHJ 2003	-42,86	-42,81	-46,78	-43,78	-36,32	-23,78	8,27	11,72	11,13	13,33	11,94	11,63
WHJ 2003/2004	-8,25	-7,13	-12,55	-14,01	-22,05	-20,67	4,11	4,30	6,95	8,86	10,30	11,46
SHJ 2004	-32,18	-27,04	-25,75	-18,96	-8,94	-2,00	10,25	10,14	9,27	8,66	6,34	4,38
WHJ 2004	-17,12	-16,08	-22,31	-21,14	-15,71	-8,06	4,28	8,07	8,72	9,92	8,78	7,98

Anhang-Tab. 8 Plotspezifische kumulative Größen der Wasserbilanz für das hydrologische Jahr 2003/2004, quantifiziert mit dem Bilanzmodell Soil Water Balance (SWB)

Plotcode	SHJ2003 (24.04.2003-25.09.2003)				ETK125 [l/kgTM]	WHJ 2003/2004 (25.09.2003-30.03.2004)			
	ETa35 [mm]	DFeff35 [mm]	ETa125 [mm]	DFeff125 [mm]		ETa35 [mm]	DFeff35 [mm]	ETa125 [mm]	DFeff125 [mm]
B1A01	246	16	274	17	457	106	97	95	82
B1A02	269	13	298	21	645	117	68	108	50
B1A03	245	8	277	4	443	126	79	123	64
B1A04	277	4	291	30	309	112	74	110	47
B1A05	247	14	268	42	197	123	81	115	51
B1A06	248	0	284	1	272	124	76	130	45
B1A07	262	0	296	2	904	123	82	110	72
B1A08	239	-16	280	-29	342	128	90	128	62
B1A09	264	6	262	7	2661	122	89	114	87
B1A10	262	0	227	35	120	120	118	111	149
B1A11	250	13	292	4	260	118	91	120	53
B1A12	235	18	251	10	263	123	80	125	73
B1A13	247	12	270	14	206	121	86	123	63
B1A14	261	-5	287	-23	311	106	99	121	68
B1A15	254	15	283	22	373	121	82	131	50
B1A16	278	6	317	8	671	120	79	116	49
B1A17	261	-3	305	-6	451	124	77	110	63
B1A18	286	10	334	0	1183	128	63	127	31
B1A19	261	1	291	-6	299	128	80	123	78
B1A20	246	6	286	0	289	115	86	129	39
B1A21	257	2	282	11	305	117	89	127	59
B1A22	262	-2	291	1	281	110	91	89	80
B2A01	259	14	311	15	292	105	81	86	38
B2A02	261	9	282	6	417	117	78	126	50
B2A03	255	4	280	6	243	116	94	115	70
B2A04	261	4	307	1	1015	115	96	76	78
B2A05	266	22	309	5	354	104	74	72	-3
B2A06	252	4	317	23	685	109	97	71	44
B2A07	256	14	241	-6	118	118	105	100	148
B2A08	285	28	269	68	3750	110	69	101	38
B2A09	287	11	336	47	786	114	66	98	10
B2A10	260	28	332	16	424	108	81	79	52
B2A11									
B2A12	245	12	281	28	391	113	99	83	74
B2A13	265	11	296	-2	963	120	92	102	85
B2A14	257	-3	308	-36	389	105	91	104	64
B2A15	254	15	300	4	248	107	97	84	83
B2A16	254	0	302	27	405	114	95	90	55
B2A17	263	8	315	31	.	106	93	77	35
B2A18	276	10	325	27	410	117	69	67	78
B2A19	263	12	301	63	1226	106	82	86	51
B2A20	288	17	289	66	503	117	67	119	33
B2A21	256	17	278	47	274	102	104	90	82
B2A22	259	4	286	22	269	115	88	74	97
B2A23									
B3A01	265	26	306	36	497	112	69	63	52
B3A02	262	10	259	105	258	119	81	75	39
B3A03	270	18	353	22	504	99	57	53	12
B3A04	243	25	285	74	261	108	84	95	15
B3A05	222	11	263	7	221	106	88	106	50
B3A06	253	21	286	-9	358	118	72	107	80
B3A07	232	26	257	19	191	94	109	80	112
B3A08	242	6	259	28	340	119	88	114	70
B3A09	269	10	299	24	451	113	61	93	46
B3A10	253	0	240	18	.	132	95	112	110
B3A11	249	8	287	-1	452	113	84	109	57
B3A12	252	21	276	29	679	100	83	94	56
B3A13	254	23	276	26	392	117	74	102	46
B3A14	252	7	277	7	246	102	93	91	65
B3A15									
B3A16	225	5	313	35	301	114	96	80	-81
B3A17	264	0	285	1	801	124	70	127	54
B3A18									
B3A19	264	-6	288	-3	834	110	96	102	68
B3A20	248	17	296	18	403	112	87	105	49
B3A21	236	25	280	17	489	124	92	124	49
B3A22	244	8	287	4	233	101	92	71	83
B3A23	247	3	283	9	398	106	82	87	54
B3A24	247	6	238	65	239	116	97	102	74
B4A01	247	2	305	-12	222	95	112	74	85
B4A02	255	-5	274	15	457	107	97	106	63
B4A03	255	19	238	84	2367	104	103	86	118
B4A04	247	-3	283	5	358	109	96	84	80
B4A05	269	0	262	7	116	116	103	106	112
B4A06	237	8	269	12	647	127	96	107	80
B4A07	259	14	297	20	430	112	89	104	62
B4A08	249	-3	278	-2	664	109	104	107	78
B4A09	264	15	308	54	541	113	89	108	54
B4A10	248	-2	295	55	249	111	100	80	67
B4A11	241	7	249	45	187	114	97	67	112
B4A12	245	15	277	11	899	114	91	101	82
B4A13	258	5	263	40	339	118	83	91	65
B4A14	276	-2	331	11	1576	117	85	94	59
B4A15	245	1	312	3	639	121	90	89	38
B4A16	239	10	283	20	486	97	111	88	49
B4A17	268	11	278	112	453	121	83	92	28
B4A18	248	8	302	-8	303	110	91	86	78
B4A19									
B4A20	241	19	297	86	270	116	102	109	26
B4A21	260	0	279	66	231	120	84	80	47
B4A22	263	1	277	68	183	93	83	75	25
B4A23									
Mittelwert	252	6	282	30	542	112	94	94	66
SD	11	8	21	33	476	8	8	14	25
min	236	-6	238	-12	183	93	82	67	25
max	276	25	331	112	2367	127	112	124	118
Wasserbilanzgrößen basierend auf Tageswerten der Bodenfeuchte									
Klimastation	227	61	275	70		92	85	93	43

ETa₃₅ - aktuelle Evapotranspiration aus dem Wurzelraum

SD - Standardabweichung

ETa₁₂₅ - aktuelle Evapotranspiration aus dem gesamten Bodenprofil bis 1,25m

min - Minimum

DFeff_{35/125} - effektiver Fluss an den Profiltiefen 0,35m und 1,25m

max - Maximum

(abwärtsgerichtete Flüsse sind positiv gekennzeichnet, aufwärtsgerichtete Flüsse durch ein negatives Vorzeichen)

ETK₁₂₅ - Evapotranspirationskoeffizient berechnet anhand von ETa₁₂₅ im Zeitraum 24.04.2003 - 04.09.2003

Anhang-Tab. 9 Plotspezifische kumulative Größen der Wasserbilanz für das hydrologische Jahr 2004/2005, quantifiziert mit dem Bilanzmodell Soil Water Balance (SWB)

Plotcode	SHJ2004 (30.03.2004 - 30.09.2004)				ETK35 [l/kgTM]	WHJ 2004 (30.09.2004 - 09.12.2004)			
	ETa35 [mm]	DFeff35 [mm]	ETa125 [mm]	DFeff125 [mm]		ETa35 [mm]	DFeff35 [mm]	ETa125 [mm]	DFeff125 [mm]
B1A01	323	36	346	5	466	35	28	30	-18
B1A02	314	36	342	-64	200	29	40	33	84
B1A03	336	25	308	44	262	28	23	22	-1
B1A04	334	46	296	69	197	35	23	35	-3
B1A05	330	28	320	40	179	29	28	21	-2
B1A06	325	35	291	58	229	32	21	21	-46
B1A07	307	38	326	-10	344	31	42	39	13
B1A08	275	75	303	-4	164	32	42	29	-11
B1A09	314	47	315	-3	631	29	35	22	-35
B1A10	281	52	243	29	40	40	41	30	66
B1A11	331	22	339	29	367	39	30	23	-20
B1A12	310	32	305	37	187	28	38	29	6
B1A13	313	37	340	0	129	35	39	31	-58
B1A14	336	21	323	22	444	28	35	28	12
B1A15	322	30	351	-34	208	35	32	30	-66
B1A16	340	21	306	56	801	29	26	20	-18
B1A17	340	20	289	6	367	30	28	36	-72
B1A18	331	25	279	38	819	28	25	29	-124
B1A19	324	32	272	46	269	40	36	36	48
B1A20	317	45	334	-3	180	31	33	38	30
B1A21	315	42	330	-31	368	26	25	25	-103
B1A22	328	23	254	30	277	35	41	30	-19
B2A01	332	34	323	19	203	32	32	31	-23
B2A02	334	19	309	8	325	37	29	31	-18
B2A03	335	17	321	19	283	35	29	39	5
B2A04	331	16	303	1	547	37	29	20	-10
B2A05	350	20	305	59	232	36	16	37	-1
B2A06	335	31	363	1	865	37	5	31	-120
B2A07	293	66	292	0	.	32	20	19	-29
B2A08	352	28	317	67	731	32	2	27	-20
B2A09	355	25	308	93	609	30	9	27	-61
B2A10	340	32	352	37	309	30	11	19	-15
B2A11									
B2A12	301	50	262	41	192	38	33	22	-28
B2A13	335	19	312	25	1037	33	25	29	-29
B2A14	312	41	269	80	207	38	33	29	-121
B2A15	323	42	320	72	165	29	20	19	-83
B2A16	335	25	297	101	333	32	18	14	-163
B2A17	352	18	370	31	824	32	13	30	-39
B2A18	357	14	346	38	244	32	5	30	-28
B2A19	350	19	289	74	1131	31	19	17	-15
B2A20	345	38	295	82	570	32	9	28	-9
B2A21	327	34	306	84	151	32	19	28	-13
B2A22	326	29	269	46	171	33	23	38	-27
B2A23									
B3A01	303	39	323	36	436	24	49	18	-37
B3A02	342	22	285	43	342	28	30	30	52
B3A03	349	12	351	40	239	43	17	25	-133
B3A04	337	18	279	42	285	40	28	38	12
B3A05	318	39	303	62	203	36	21	21	-72
B3A06	327	27	313	1	226	25	40	39	-61
B3A07	320	32	317	22	135	38	30	31	-17
B3A08	333	27	312	51	407	29	16	28	-54
B3A09	341	18	329	18	299	45	15	34	1
B3A10	320	35	295	55	.	35	24	26	-98
B3A11	344	33	206	143	620	26	24	23	-118
B3A12	325	21	254	64	307	33	38	23	-92
B3A13	324	46	300	77	250	17	26	25	2
B3A14	346	10	323	38	368	42	118	31	20
B3A15									
B3A16	324	18	271	189	447	30	38	30	-66
B3A17	325	39	276	53	404				
B3A18									
B3A18									
B3A19	342	13	308	58	505	34	19	36	-46
B3A20	313	29	287	67	169	38	31	26	-67
B3A21	344	7	296	74	362	26	23	18	-48
B3A22	326	24	261	116	149	33	17	23	-57
B3A23	360	0	330	18	322	26	20	28	-93
B3A24	342	11	314	34	242	38	11	22	-19
B4A01	324	27	286	77	352	35	44	26	12
B4A02	329	10	253	27	538	33	40	27	-10
B4A03	328	23	313	26	3181	43	15	27	-36
B4A04	343	30	272	96	391	34	5	33	-108
B4A05	282	54	324	-35	.	43	36	34	-59
B4A06	330	30	312	-27	1128	36	-1	30	-87
B4A07	304	48	320	9	442	40	16	31	-48
B4A08	333	36	346	20	872	34	13	20	3
B4A09	320	37	305	63	373	38	28	25	10
B4A10	329	21	291	-72	704	40	34	28	10
B4A11	312	28	299	-17	270	39	30	23	-46
B4A12	332	12	256	-20	624	30	36	20	-1
B4A13	312	34	302	12	766	37	38	39	35
B4A14	328	32	266	63	695	39	21	24	-2
B4A15	339	15	305	28	916	38	31	31	-76
B4A16	344	15	287	80	724	32	34	26	10
B4A17	299	42	320	18	1950	29	38	29	51
B4A18	334	21	286	-3	303	37	32	16	-18
B4A19									
B4A20	328	22	303	4	540	40	31	19	-29
B4A21	313	48	305	82	249	34	36	24	-10
B4A22	323	43	302	34	200	29	40	38	38
B4A23									
Mittelwert	326	26	298	31	653	35	27	27	-25
SD	16	14	23	44	641	5	12	6	42
min	282	0	253	-72	149	26	-1	16	-108
max	360	54	346	116	3181	43	44	39	51
Wasserbilanzgrößen basierend auf Tageswerten der Bodenfeuchte									
Klimastation	274	100	299	93		26	33	27	13

ETa₃₅ - aktuelle Evapotranspiration aus dem W. Wurzelraum

SD - Standardabweichung

ETa₁₂₅ - aktuelle Evapotranspiration aus dem gesamten Bodenprofil bis 1,25m

min - Minimum

DFeff_{35/125} - effektiver Fluss an den Profiltgrenzen 0,35m und 1,25 m

max - Maximum

(abwärtsgerichtete Flüsse sind positiv gekennzeichnet, aufwärtsgerichtete Flüsse durch ein negatives Vorzeichen)

ETK₁₂₅ - Evapotranspirationskoeffizient berechnet anhand von ETa₁₂₅ im Zeitraum 16.04.2004-02.09.2004

Anhang-Tab. 10 Plotspezifische Bestandeskoeffizienten kc für die Sommerhalbjahre 2003 und 2004

Plotcode ETp [mm]	SHJ2003			WHJ 2003/2004	SHJ 2004			WHJ 2004
	kc_1 24.4.-5.6. 128	kc_2 12.6.-4.9. 331	kc_gesamt 24.4.-4.9. 459	kc_gesamt 25.09.03-06.04.04 155	kc_1 16.4.-3.6. 138	kc_2 11.6.-2.9. 238	kc_gesamt 16.4.-2.9. 376	kc_gesamt 30.09.04-09.12.04 50
B1A01	0,663	0,521	0,561	0,660	0,724	0,844	0,800	0,697
B1A02	0,729	0,566	0,611	0,752	0,740	0,792	0,773	0,571
B1A03	0,679	0,523	0,566	0,815	0,859	0,796	0,819	0,560
B1A04	0,688	0,551	0,589	0,715	0,785	0,826	0,811	0,691
B1A05	0,594	0,499	0,525	0,791	0,818	0,795	0,804	0,518
B1A06	0,656	0,572	0,595	0,797	0,832	0,784	0,801	0,649
B1A07	0,662	0,554	0,584	0,799	0,679	0,826	0,772	0,623
B1A08	0,666	0,542	0,577	0,774	0,565	0,742	0,677	0,662
B1A09	0,522	0,521	0,521	0,739	0,790	0,754	0,768	0,541
B1A10	0,790	0,407	0,514	0,785	0,590	0,778	0,709	0,713
B1A11	0,663	0,564	0,591	0,732	0,766	0,832	0,808	0,770
B1A12	0,588	0,478	0,509	0,766	0,769	0,767	0,768	0,518
B1A13	0,692	0,497	0,551	0,770	0,773	0,772	0,772	0,678
B1A14	0,704	0,522	0,572	0,669	0,804	0,858	0,839	0,542
B1A15	0,633	0,504	0,540	0,788	0,715	0,834	0,791	0,663
B1A16	0,833	0,572	0,645	0,756	0,836	0,849	0,844	0,549
B1A17	0,658	0,614	0,626	0,782	0,830	0,915	0,884	0,599
B1A18	0,853	0,586	0,660	0,813	0,769	0,868	0,832	0,573
B1A19	0,670	0,545	0,580	0,806	0,744	0,861	0,818	0,750
B1A20	0,576	0,569	0,571	0,709	0,788	0,783	0,785	0,609
B1A21	0,685	0,511	0,560	0,752	0,760	0,801	0,786	0,522
B1A22	0,682	0,559	0,593	0,720	0,823	0,807	0,813	0,713
B2A01	0,835	0,523	0,610	0,664	0,729	0,886	0,828	0,630
B2A02	0,738	0,481	0,553	0,714	0,896	0,827	0,852	0,695
B2A03	0,800	0,483	0,572	0,717	0,830	0,850	0,843	0,703
B2A04	0,770	0,544	0,607	0,719	0,746	0,861	0,819	0,719
B2A05	0,774	0,512	0,585	0,654	0,910	0,863	0,880	0,728
B2A06	0,794	0,601	0,654	0,668	0,828	0,835	0,832	0,749
B2A07	0,812	0,414	0,525	0,751	0,562	0,847	0,742	0,653
B2A08	0,738	0,477	0,550	0,711	0,942	0,862	0,891	0,619
B2A09	0,864	0,614	0,684	0,734	0,914	0,859	0,879	0,591
B2A10	0,771	0,581	0,634	0,699	0,912	0,802	0,842	0,641
B2A11								
B2A12	0,625	0,518	0,548	0,700	0,747	0,740	0,743	0,736
B2A13	0,779	0,489	0,570	0,737	0,750	0,906	0,849	0,623
B2A14	0,735	0,555	0,606	0,682	0,738	0,805	0,780	0,739
B2A15	0,721	0,576	0,616	0,638	0,884	0,775	0,815	0,535
B2A16	0,719	0,599	0,633	0,727	0,838	0,809	0,820	0,640
B2A17	0,837	0,577	0,649	0,656	0,904	0,839	0,863	0,628
B2A18	0,838	0,564	0,640	0,757	0,938	0,895	0,911	0,617
B2A19	0,751	0,535	0,595	0,699	0,846	0,871	0,861	0,622
B2A20	0,718	0,525	0,579	0,739	0,875	0,848	0,858	0,631
B2A21	0,760	0,494	0,568	0,653	0,832	0,786	0,803	0,635
B2A22	0,788	0,488	0,572	0,730	0,785	0,819	0,806	0,650
B2A23								
B3A01	0,697	0,572	0,607	0,664	0,739	0,718	0,726	0,591
B3A02	0,492	0,521	0,513	0,763	0,868	0,855	0,860	0,522
B3A03	0,864	0,639	0,701	0,656	0,956	0,833	0,878	0,816
B3A04	0,638	0,564	0,585	0,678	0,865	0,841	0,850	0,753
B3A05	0,763	0,449	0,537	0,656	0,844	0,679	0,739	0,725
B3A06	0,730	0,531	0,586	0,747	0,782	0,812	0,801	0,493
B3A07	0,635	0,480	0,523	0,570	0,876	0,673	0,748	0,756
B3A08	0,476	0,515	0,504	0,723	0,909	0,811	0,847	0,649
B3A09	0,806	0,531	0,608	0,711	0,957	0,804	0,860	0,915
B3A10	0,873	0,376	0,467	0,781	0,631	0,934	0,823	0,686
B3A11	0,676	0,555	0,589	0,687	0,714	0,888	0,824	0,520
B3A12	0,779	0,480	0,564	0,604	0,838	0,802	0,815	0,705
B3A13	0,594	0,565	0,573	0,752	0,779	0,876	0,841	0,340
B3A14	0,654	0,530	0,565	0,585	0,893	0,824	0,849	0,842
B3A15								
B3A16	0,482	0,707	0,645	0,674	0,798	0,782	0,788	0,571
B3A17	0,618	0,522	0,549	0,785	0,838	0,792	0,809	
B3A18								
B3A19	0,844	0,491	0,589	0,681	0,847	0,842	0,844	0,675
B3A20	0,698	0,562	0,600	0,704	0,848	0,739	0,779	0,753
B3A21	0,696	0,536	0,581	0,781	0,864	0,861	0,862	0,504
B3A22	0,744	0,526	0,587	0,658	0,936	0,698	0,785	0,733
B3A23	0,637	0,559	0,580	0,677	0,883	0,883	0,883	0,529
B3A24	0,479	0,485	0,483	0,740	0,785	0,887	0,850	0,762
B4A01	0,828	0,550	0,627	0,570	0,841	0,722	0,765	0,702
B4A02	0,357	0,579	0,517	0,669	0,788	0,804	0,798	0,720
B4A03	0,524	0,516	0,518	0,645	0,649	0,916	0,818	0,859
B4A04	0,571	0,584	0,580	0,625	0,883	0,811	0,837	0,680
B4A05	0,695	0,468	0,531	0,717	0,510	0,821	0,707	0,863
B4A06	0,668	0,510	0,554	0,805	0,676	0,917	0,829	0,714
B4A07	0,821	0,527	0,609	0,734	0,853	0,696	0,754	0,777
B4A08	0,690	0,521	0,568	0,720	0,861	0,821	0,836	0,720
B4A09	0,500	0,628	0,593	0,729	0,830	0,777	0,796	0,751
B4A10	0,300	0,724	0,606	0,638	0,735	0,874	0,823	0,794
B4A11	0,423	0,536	0,504	0,711	0,862	0,688	0,752	0,806
B4A12	0,450	0,611	0,566	0,681	0,838	0,837	0,837	0,585
B4A13	0,496	0,546	0,532	0,722	0,769	0,794	0,785	0,775
B4A14	0,850	0,618	0,683	0,708	0,773	0,860	0,828	0,688
B4A15	0,661	0,636	0,643	0,737	0,939	0,793	0,847	0,769
B4A16	0,451	0,638	0,586	0,578	0,857	0,891	0,878	0,701
B4A17	0,357	0,619	0,546	0,750	0,660	0,792	0,743	0,574
B4A18	0,595	0,595	0,595	0,655	0,843	0,834	0,837	0,697
B4A19								
B4A20	0,711	0,570	0,609	0,696	0,790	0,848	0,827	0,798
B4A21	0,861	0,459	0,571	0,707	0,730	0,815	0,784	0,617
B4A22	0,671	0,525	0,565	0,580	0,856	0,767	0,800	0,613
B4A23								
Mittelwert	0,679	0,542	0,579	0,710	0,804	0,818	0,813	0,665
SD	0,129	0,058	0,045	0,059	0,091	0,056	0,045	0,100
m in	0,300	0,376	0,467	0,570	0,510	0,673	0,677	0,340
m ax	0,873	0,724	0,701	0,815	0,957	0,934	0,911	0,915

Die Bestandeskoeffizienten kc wurden anhand der mit dem Soil Water Balance-Modell quantifizierten aktuellen Evapotranspirationen und der nach Penman-W ending berechneten potentiellen Evapotranspiration (ETp) ermittelt.

Für das SHJ 2003 wurde ETa₁₂₅ (Verdunstung aus dem Bodenprofil bis 1,25m) verwendet.

Für die Winterhalbjahre sowie das SHJ 2004 wurde ETa₃₅ (Verdunstung aus den obersten 0,35m) verwendet.

Anhang-Tab. 11 Plotspezifische Gütemaße (Nash-Sutcliffe-Effizienzen, Bestimmtheitsmaß) der Anpassung des Modells WAVE als Mittelwert für die hydrologischen Jahre 2003/2004 sowie 2004/2005

	Nash-Sutcliffe-Koeffizienten (ME)				Bestimmtheitsmaß (r^2) der Wassergehalte			
	0,1m	0,3m	0,6m	1,0m	0,1m	0,3m	0,6m	1,0m
B2A01								
2003/2004	-0,734	-0,395	0,130	0,502	0,838	0,748	0,129	0,361
2004/2005	0,586	0,798	0,539	0,104	0,722	0,583	0,289	0,166
B2A02								
2003/2004	-2,126	-0,173	0,297	0,076	0,805	0,333	0,014	0,058
2004/2005	0,457	0,692	0,708	-0,507	0,787	0,403	0,412	0,128
B2A03								
2003/2004	-0,591	-0,342	0,473	0,668	0,807	0,700	0,199	0,052
2004/2005	0,696	0,710	0,691	-0,297	0,743	0,566	0,433	0,165
B2A04								
2003/2004	-2,150	0,078	0,156	0,293	0,835	0,725	0,186	0,380
2004/2005	0,671	0,768	0,655	-0,909	0,694	0,503	0,570	0,066
B2A05								
2003/2004	-1,481	-0,499	0,257	0,334	0,815	0,458	0,113	0,020
2004/2005	0,655	0,729	0,489	-0,208	0,708	0,461	0,199	0,061
B2A06								
2003/2004	-0,113	0,223	0,427	0,335	0,805	0,782	0,386	0,434
2004/2005	0,227	0,750	0,550	0,196	0,692	0,697	0,407	0,184
B2A07								
2003/2004	0,515	0,683	0,524	-0,225	0,565	0,395	0,001	0,003
2004/2005	0,619	0,730	0,371	0,965	0,696	0,369	0,436	0,007
B2A08								
2003/2004	-2,248	0,015	0,385	0,265	0,805	0,575	0,157	0,041
2004/2005	0,527	0,630	0,475	0,828	0,748	0,494	0,327	0,011
B2A09								
2003/2004	-1,818	-0,126	0,355	0,388	0,814	0,599	0,447	0,343
2004/2005	0,652	0,650	0,326	-4,740	0,767	0,472	0,395	0,090
B2A10								
2003/2004	-0,773	-0,136	-0,670	-0,415	0,797	0,693	0,388	0,203
2004/2005	0,572	0,550	0,273	0,150	0,654	0,730	0,727	0,066
B2A12								
2003/2004	-0,451	-0,007	0,160	0,193	0,730	0,585	0,270	0,363
2004/2005	0,526	0,776	0,021	-0,471	0,643	0,310	0,066	0,020
B2A13								
2003/2004	-0,388	0,060	0,408	0,610	0,825	0,630	0,390	0,060
2004/2005	0,732	0,793	0,555	-0,587	0,763	0,388	0,520	0,013
B2A14								
2003/2004	-0,558	-0,054	0,308	0,226	0,690	0,583	0,317	0,209
2004/2005	0,439	0,834	0,720	0,052	0,641	0,703	0,706	0,085
B2A15								
2003/2004	-0,338	0,274	0,023	0,569	0,812	0,748	0,214	0,342
2004/2005	0,306	0,749	0,458	-0,009	0,743	0,686	0,569	0,126
B2A16								
2003/2004	-0,939	-0,024	0,314	0,568	0,852	0,784	0,185	0,621
2004/2005	0,527	0,780	0,680	0,019	0,684	0,535	0,366	0,093
B2A17								
2003/2004	-1,120	-0,167	0,431	0,358	0,805	0,528	0,251	0,395
2004/2005	0,666	0,652	0,242	0,273	0,723	3,090	0,618	0,093
B2A18								
2003/2004	-1,604	-0,405	-0,673	-1,209	0,847	0,408	0,332	0,041
2004/2005	0,115	0,618	-0,042	-0,132	0,816	0,778	0,355	0,080
B2A19								
2003/2004	-1,857	0,166	0,215	0,128	0,811	0,719	0,015	0,379
2004/2005	0,473	0,856	0,594	-4,940	0,750	0,504	0,020	0,006
B2A20								
2003/2004	-0,356	0,258	0,296	0,481	0,787	0,408	0,121	0,350
2004/2005	0,692	0,656	0,177	-3,058	0,739	0,325	0,209	0,097
B2A21								
2003/2004	-0,492	-0,083	0,505	0,239	0,818	0,635	0,271	0,440
2004/2005	0,252	0,790	0,691	-0,965	0,683	0,734	0,560	0,186
B2A22								
2003/2004	-0,035	0,082	0,280	0,201	0,814	0,561	0,195	0,301
2004/2005	0,526	0,593	0,325	-0,399	0,655	0,515	0,539	0,013
Mittelwert								
Mittelwert								
2003/2004	-0,936	-0,027	0,219	0,218	0,794	0,600	0,218	0,257
2004/2005	0,520	0,719	0,452	-0,697	0,717	0,659	0,415	0,084

Nash-Sutcliffe-Koeffizienten zwischen modellierten und gemessenen Tageswerten des Matrixpotentials, Bestimmtheitsmaß für gemessene und modellierte Tageswerte der Wassergehalte

Anhang-Tab. 12 Plotspezifische kumulative Größen der Wasserbilanz für Block 2, quantifiziert mit WAVE

Plotcode	SHJ2003 (1.4.-31.9.)					WHJ 2003/2004 (1.10.-31.3.)					SHJ2004 (1.4.-31.9.)					WHJ 2004 (1.10.-9.12.)			WHJ 2004/2005 (1.10.-31.3.)		
	ETa [mm]	T [mm]	E [mm]	DFeff30 [mm]	DFeff120 [mm]	ETa [mm]	T [mm]	E [mm]	DFeff30 [mm]	DFeff120 [mm]	ETa [mm]	T [mm]	E [mm]	DFeff30 [mm]	DFeff120 [mm]	ETa [mm]	DFeff30 [mm]	DFeff120 [mm]	ETa [mm]	DFeff30 [mm]	DFeff120 [mm]
B2A01	330	194	136	-13	4	84	3	81	122	90	326	218	108	41	77	27	47	11	73	125	101
B2A02	304	82	222	-2	-4	98	4	94	111	92	342	152	190	19	53	21	57	23	56	142	119
B2A03	315	188	127	-12	-7	88	3	85	120	91	327	210	117	35	57	30	46	12	81	119	99
B2A04	327	142	185	-15	-7	85	2	83	118	81	326	182	144	36	71	31	44	9	83	116	95
B2A05	320	134	185	-17	-7	85	3	82	119	87	346	182	164	20	55	30	45	11	81	119	98
B2A06	322	181	142	-17	12	78	2	76	126	94	366	202	164	31	43	30	41	2	80	115	87
B2A07	258		258	14	37	100		100	122	134	311		311	55	106	33	43	11	86	115	96
B2A08	331	81	250	-31	22	98	3	95	107	78	339	162	177	24	63	28	49	15	74	126	104
B2A09	334	134	201	-22	21	86	2	84	116	81	332	133	198	31	79	27	51	20	72	129	110
B2A10	327	155	172	-14	9	98	3	95	109	77	334	128	206	31	86	33	43	8	79	118	96
B2A11																					
B2A12	330	192	138	-12	0	88	3	85	116	79	333	112	221	36	80	30	45	10	84	119	96
B2A13	324	135	190	-11	5	85	2	83	119	85	339	141	198	27	53	27	47	11	72	122	101
B2A14	316	175	141	-13	-3	83	2	81	121	88	338	181	157	29	62	32	41	4	85	115	89
B2A15	324	150	74	-13	-5	78	2	76	125	87	371	233	138	1	26	30	43	3	79	119	90
B2A16	329	123	206	-17	-1	86	2	84	118	83	346	144	203	20	73	28	47	10	74	124	100
B2A17	326	138	188	-16	-2	85	2	83	120	87	336	152	184	26	70	27	50	17	73	127	107
B2A18	319	124	195	-28	36	72	14	58	130	88	367	173	194	0	55	26	45	4	70	123	94
B2A19	320	87	233	-34	4	86	3	83	119	91	352	148	204	13	65	27	47	9	72	125	99
B2A20	321	116	205	-26	12	91	3	88	116	90	337	149	188	26	75	27	51	19	73	128	109
B2A21	328	176	152	-13	-1	80	2	78	124	90	342	215	128	25	60	28	46	10	74	124	99
B2A22	315	177	138	-20	5	90	3	87	118	92	340	186	154	30	72	28	48	13	75	131	100
B2A23																					
Mittelwert	320	144	178	-16	6	87	3	84	119	89	340	170	178	26	66	29	46	11	76	123	99
SD	16	36	45	10	13	7	3	9	5	12	14	33	44	12	17	3	4	5	7	7	7
min	258	81	74	-34	-7	72	2	58	107	77	311	112	108	0	26	21	41	2	56	115	87
max	334	194	258	14	37	100	14	100	130	134	371	233	311	55	106	33	57	23	86	142	119

ETa - aktuelle Evapotranspiration, T - Transpiration, E - Evaporation
DFeff_{30/120} - effektiver Fluss an den Profiltiefen 0,3m und 1,2m

keine Transpiration

Selbständigkeitserklärung

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel, persönlichen Mitteilungen und Quellen angefertigt habe.

Jena, den 13.04.2006

Lebenslauf

Yvonne Kreuziger

Persönliche Daten

Geburtsdatum/-ort: 20.03.1976 in Görlitz

Staatsangehörigkeit: deutsch

Familienstand: ledig

Schulbildung

1982 - 1986 Grundschule in Uhsmannsdorf

1986 - 1991 Realschule in Horka

1991 - 1994 Gymnasium in Niesky

Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

Berufsausbildung

1994 - 1996 Berufliches Schulzentrum Dippoldiswalde

Abschluss: Staatlich geprüfte umweltschutztechnische Assistentin

Studium

1996 - 2001 Technischen Universität Dresden

Fachrichtung: Wasserbewirtschaftung

Diplomarbeit: Untersuchungen zum Bodenwasser- und zum

Stickstoffhaushalt an einem Standort im Einzugsgebiet des

Wasserwerkes Thülsfelde

Abschluss: Dipl.-Ing. für Wasserwirtschaft

Berufstätigkeit

01.2002 - 02.2002 Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Grundwasserwirtschaft,
TU Dresden

03.2002 - 06.2002 Sachbearbeiterin bei HST-WKS Hydrosystemtechnik GmbH, Dresden

07.2002 - 03.2006 Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Lehrstuhl für Physische Geographie
der Friedrich-Schiller-Universität Jena