

Tilmann Sauer

Vom Fachbereich VI
(Geowissenschaften/Geographie)
der Universität Trier

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

Modellierung von Bodenwasserhaushalt und
Abflussprozessen auf der Plotskale in Abhängigkeit von
Substrat und Landnutzung

Betreuender

Univ.-Prof. Dr. Johannes B. Ries

Berichterstattende

Uni.-Prof. Dr. Johannes B. Ries

Jun.-Prof. Dr. Markus Casper

Datum der wissenschaftlichen Aussprache

12. Dezember 2007

Trier 2009

Inhaltsverzeichnis	i
Figurenverzeichnis	iii
Tabellenverzeichnis	v

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
1.1 Rahmen der Arbeit	1
1.2 Ziele der Arbeit	2
1.3 Aufbau der Arbeit.....	3
2 Grundlagen	4
2.1 Wasserbindung und Wasserbewegung.....	4
2.1.1 Wasserbindung	4
2.1.2 Kennwerte des Bodenwasserhaushaltes	6
2.2 Infiltration.....	7
2.2.1 Wasserbewegungen im Boden	7
2.3 Niederschlag	9
2.4 Interzeption.....	9
2.5 Verdunstung	10
2.5.1 Evaporation	10
2.5.2 Transpiration	10
2.6 Grundlagen der Abflussbildung	12
2.6.1 Oberflächenabfluss.....	12
2.6.2 Zwischenabfluss	12
2.6.3 Grundwasserabfluss	13
2.7 Einfluss der Landnutzung auf die Abflussbildung.....	13
2.7.1 Verschlämmung	13
2.7.2 Oberflächenrauigkeit.....	13
2.7.3 Hydrophobizität.....	14
2.7.4 Bodenverdichtung	14
2.7.5 Bodenbearbeitung.....	15
2.8 Hydrologische Modellierung.....	15
3 Untersuchungsraum.....	18
3.1 Geologie	18
3.2 Morphologie	20
3.3 Klima.....	21
3.4 Böden	22
3.5 Vegetation und Landnutzung	22
3.6 Untersuchungsstandorte	23
4 Material und Methoden	26
4.1 Geländemethoden.....	26
4.1.1 Bodenwasserbestimmung.....	26
4.1.2 Sickerwasserbestimmung	27
4.1.3 Beregnungsversuche.....	28
4.2 Prozessbeurteilungsschema.....	29
4.3 Das Modellsystem CATFLOW.....	30
4.3.1 Mikroporenfluss	30
4.3.2 Makroporenfluss.....	31

4.3.3	Oberflächenabfluss	32
4.3.4	Verdunstung	32
4.4	Parametrisierung des Modells	33
4.4.1	Topographie	33
4.4.2	Landnutzung	33
4.4.3	Niederschlags- und Klimadaten	34
4.4.4	Wasserspeicherung und Wasserbewegung in der Matrix	35
4.4.5	Kombinierte Mikro- und Makroporenleitfähigkeit	39
4.5	Analyse der Ergebnisse	40
4.5.1	Prognosegüte	40
4.5.2	Statistik	42
5	Simulation des Bodenwasserhaushalts	43
5.1	Parametrisierung und Randbedingungen	43
5.2	Langzeitsimulation des Bodenwasserhaushalts	46
5.3	Vergleich der Messwerte mit den Simulationsergebnissen der anderen Standorte ..	95
5.4	Bodenwassergehalt – Messung und Simulation	103
5.4.1	Probennahme und Messung des Bodenwassergehaltes	103
5.4.2	Parametrisierung	108
5.4.3	Randbedingungen des Modellhangs	109
5.4.4	Messung und Simulation	109
5.4.5	Der dominante Abflussprozess – Prozessbeurteilung	112
5.4.6	Zusammenfassung der Simulationsergebnisse der Bodenfeuchtestandorte	115
6	Simulation der Sickerwassers	117
6.1	Parametrisierung	117
6.2	Langzeitsimulationen der Sickerwassermengen	118
6.3	Vergleich der Messwerte mit den Simulationsergebnissen der anderen Standorte ..	129
6.4	Sickerwasser – Lysimeter und Modell	131
6.4.1	Messwerte der Sickerwasserbildung	131
6.4.2	Der Einfluss der Randbedingungen	132
6.4.3	Messung und Simulation	132
6.4.4	Zusammenfassung der Simulationsergebnisse der Lysimeterstandorte	136
7	Simulation der Abflussbildung	137
7.1	Diskretisierung und Parametrisierung der Beregnungsstandorte	137
7.2	Beregnungsversuche und Simulationen	139
7.3	Abflussbildung – Beregnungsversuch und Modellsystem	180
7.3.1	Welche hydraulischen Informationen beinhaltet ein Stechzylinder?	180
7.3.2	Stechzylinder und Bodenparametrisierung	181
7.3.3	Makroporen im Modell	182
7.3.4	Einfluss von Randbedingungen und Bodenparametrisierung	183
7.3.5	Bodenwassergehalt	189
7.3.6	Landnutzung	189
7.3.7	Prozessbeurteilungsschema	190
7.3.8	Zusammenfassung der Simulationsergebnisse der Beregnungsstandorte	192
8	Zusammenführung und Diskussion der Ergebnisse	193
8.1	Strukturmerkmale des Realsystems im Modellsystem	193
8.2	Bodenhydraulische Parameter – Matrix und Makroporenfluss	193
8.3	Die Messung von Modellparametern und Validierungsgrößen	195
8.4	Prozessbeobachtung und Prozessabbildung	197
9	Zusammenfassung	201
10	Literaturverzeichnis	204

Anhang	212
A1 Ausgewählte Standortdaten und Modellparameter	213
A2 Simulationsergebnisse der Beregnungsstandorte	241
A3 Prozessbeurteilungsschemata nach Scherrer	251

Figurenverzeichnis

Fig. 2.1: Modellklassifikation	16
Fig. 3.1: Untersuchungsraum mit den Standorten der Bodenfeuchtemessfelder, der Lysimeterstandorte und der Beregnungsversuche	25
Fig. 4.1: Schematischer Aufbau der Sickerwasserlysimeter	27
Fig. 4.2: Im Labor gemessene pF-WG-Beziehungen und daran angepasste pF-Kurven und daraus abgeleitete Wasserleitfähigkeitskurven	38
Fig. 5.1: Schematische Darstellung der Modellstruktur für die Bodenfeuchtemessstellen	44
Fig. 5.2: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Meckel Acker	48
Fig. 5.3: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Meckel Acker	50
Fig. 5.4: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Meckel Grünland	54
Fig. 5.5: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Meckel Grünland	56
Fig. 5.6: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Meckel Wald	59
Fig. 5.7: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Meckel Wald	61
Fig. 5.8: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Acker 1	63
Fig. 5.9: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Acker 1	65
Fig. 5.10: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Grünland 1	68
Fig. 5.11: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Grünland 1	70
Fig. 5.12: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse, kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Wald 1	72
Fig. 5.13: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Wald 1	74
Fig. 5.14: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Acker 2	77
Fig. 5.15: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Acker 2	79
Fig. 5.16: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse, kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Greverath Acker	81
Fig. 5.17: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Greverath Acker	83
Fig. 5.18: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Greverath Grünland	86
Fig. 5.19: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Greverath Grünland	88
Fig. 5.20: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse, kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Greverath Wald	91
Fig. 5.21: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Greverath Wald	93
Fig. 5.22: Verteilung der gemessenen Bodenfeuchte in Abhängigkeit der Tiefenstufe	104
Fig. 6.1: Schematische Darstellung der Modellstruktur für die Lysimeterstandorte.	117
Fig. 6.2: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Acker	119
Fig. 6.3: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Grünland	120
Fig. 6.4: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Wald	122
Fig. 6.5: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Idenheim Acker	123
Fig. 6.6: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Idenheim Acker	124

Fig. 6.7:	Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Acker	126
Fig. 6.8:	Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Grünland	127
Fig. 6.9:	Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Wald	128
Fig. 6.10:	Ganglinien der monatlichen Sickerwassermengen nach Landnutzungen getrennt	131
Fig. 7.1:	Schematische Darstellung der Modellstruktur für die Beregnungsstandorte	138
Fig. 7.2:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia1	141
Fig. 7.3:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia1	142
Fig. 7.4:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia2	145
Fig. 7.5:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia2	146
Fig. 7.7:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia3	148
Fig. 7.8:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig1	150
Fig. 7.9:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig1	151
Fig. 7.10:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig2	153
Fig. 7.11:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig2	154
Fig. 7.12:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig3	156
Fig. 7.13:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig3	157
Fig. 7.14:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw1	159
Fig. 7.15:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw1	160
Fig. 7.16:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw2	162
Fig. 7.17:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw3	164
Fig. 7.18:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw3	165
Fig. 7.19:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga1	167
Fig. 7.20:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga1	168
Fig. 7.21:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga2	169
Fig. 7.22:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga3	170
Fig. 7.23:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg1	172
Fig. 7.24:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg1	173
Fig. 7.25:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg2	174
Fig. 7.26:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg3	176
Fig. 7.27:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw1	177
Fig. 7.28:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw2	178
Fig. 7.29:	Zusammenhang zwischen (a) der Makroporenfläche und der Luftkapazität und (b) zwischen der Makroporenfläche und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit für die Stechzylinderuntersuchungen der lehmig-tonigen Standorte in Idenheim	180
Fig. 7.30:	Zusammenhang zwischen (a) der Makroporenfläche und der Luftkapazität und zwischen (b) der Makroporenfläche und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit für die Stechzylinderuntersuchungen der schluffig-sandige Standorte in Greverath	181
Fig. 7.31:	Zusammenhang zwischen (a) gesättigter Leitfähigkeit und Zwischenabflusskoeffizienten und (b) Makroporenvolumen und Zwischenabflusskoeffizienten für die Ackerstandorte in Idenheim	188
Fig. A2.1:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia2	241
Fig. A2.2:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig3	241
Fig. A2.3:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw2	242
Fig. A2.4:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga2	243
Fig. A2.5:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga3	244
Fig. A2.6:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg2	245
Fig. A2.8:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg3	246
Fig. A2.9:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw1	247
Fig. A2.10:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw2	248
Fig. A2.11:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw3	249
Fig. A2.12:	Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw3	250
Fig. A3.1:	Prozessbeurteilungsschema für Ackerstandorte, für intensive, kurze Niederschläge, für „normale“ Böden und von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden	251
Fig. A3.2:	Prozessbeurteilungsschema für Ackerstandorte, für extensive, lange Niederschläge, für „normale“ Böden und von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden	252
Fig. A3.3:	Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für intensive, kurze Niederschläge, für von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden	253

Fig. A3.4:	Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für intensive, kurze Niederschläge, für „normale“ Böden	254
Fig. A3.5:	Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für extensive, lange Niederschläge, für von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden	255
Fig. A3.6:	Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für extensive, lange Niederschläge, für „normale“ Böden	256
Fig. A3.7:	Prozessbeurteilungsschema für Waldstandorte, für extensive und intensive Niederschläge, für „normale“ Böden und von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden	257

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1:	Untersuchungsstandorte	24
Tab. 4.1:	Prozessgruppen, Abflussintensitäten und Abflusstypen	30
Tab. 4.2:	Landnutzungsparameter	34
Tab. 4.3:	Entfernung der Untersuchungsstandorte zur Niederschlags- und Klimastation	35
Tab. 4.4:	<i>alpha</i> - und <i>n</i> -Werte für die drei Parametrisierungsvarianten	39
Tab. 4.5:	Verschiedene Gütemaße zu Beurteilung der Simulationsergebnisse	41
Tab. 5.1:	Standortübersicht der zehn ausgewählten Bodenfeuchtemessfelder	43
Tab. 5.2:	Parametrisierungsvarianten der Bodenfeuchtestandorte	44
Tab. 5.3:	Jahresniederschlagssummen der Station Speicher und den daraus berechneten und korrigierten Niederschlagssummen der Standorte mit Niederschlagsmessungen	45
Tab. 5.4:	Prozessbeurteilung am Standort bma für intensive, kurze Niederschläge	46
Tab. 5.5:	Prozessbeurteilung am Standort bma für extensive, lang andauernde Niederschläge	47
Tab. 5.6:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Meckel Acker	49
Tab. 5.7:	Wasserbilanzen für den Standort Meckel Acker	51
Tab. 5.8:	Prozessbeurteilung am Standort bmg für intensive, kurze Niederschläge	52
Tab. 5.9:	Prozessbeurteilung am Standort bmg für extensive, lange andauernde Niederschläge	53
Tab. 5.10:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Meckel Grünland	55
Tab. 5.11:	Wasserbilanzen für den Standort Meckel Grünland	56
Tab. 5.12:	Prozessbeurteilung am Standort bmw für extensive und intensive Niederschläge.....	57
Tab. 5.13:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Meckel Wald	60
Tab. 5.14:	Wasserbilanzen für den Standort Meckel Wald	61
Tab. 5.15:	Prozessbeurteilung am Standort bia1 für intensive, kurze Niederschläge	62
Tab. 5.16:	Prozessbeurteilung am Standort bia1 für extensive, lang andauernde Niederschläge	62
Tab. 5.17:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Acker 1	64
Tab. 5.18:	Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Acker 1	66
Tab. 5.19:	Prozessbeurteilung am Standort big1 für intensive, kurze Niederschläge	67
Tab. 5.20:	Prozessbeurteilung am Standort big1 für extensive, lange andauernde Niederschläge	67
Tab. 5.21:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Grünland 1	69
Tab. 5.22:	Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Grünland	70
Tab. 5.23:	Prozessbeurteilung am Standort biw1 für extensive und intensive Niederschläge.....	71
Tab. 5.24:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Wald 1	73
Tab. 5.25:	Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Wald	75
Tab. 5.26:	Prozessbeurteilung am Standort bia2 für intensive, kurze Niederschläge	75
Tab. 5.27:	Prozessbeurteilung am Standort bia2 für extensive, lang andauernde Niederschläge	76
Tab. 5.28:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Acker 2	78
Tab. 5.29:	Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Acker 2	79
Tab. 5.30:	Prozessbeurteilung am Standort bga für intensive, kurze Niederschläge	80
Tab. 5.31:	Prozessbeurteilung am Standort bga für extensive, lang andauernde Niederschläge	80
Tab. 5.32:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Greverath Acker	82
Tab. 5.33:	Wasserbilanzen für den Standort Greverath Acker	84
Tab. 5.34:	Prozessbeurteilung am Standort bgg für intensive, kurze Niederschläge.....	85
Tab. 5.35:	Prozessbeurteilung am Standort bgg für extensive, lange andauernde Niederschläge.....	85
Tab. 5.36:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Greverath Grünland	87
Tab. 5.37:	Wasserbilanzen für den Standort Greverath Grünland	89
Tab. 5.38:	Prozessbeurteilung am Standort bgw für extensive und intensive Niederschläge.....	90
Tab. 5.39:	Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Greverath Wald	92
Tab. 5.40:	Wasserbilanzen für den Standort Greverath Wald	93
Tab. 5.41:	Beispiel für die Visualisierung der Modellgüte.....	95
Tab. 5.42:	Die Simulationsgüte am Standort Meckel Acker im Vergleich im den anderen Standorten.....	96

Tab. 5.43:	Die Simulationsgüte am Standort Meckel Grünland im Vergleich im den anderen Standorten.....	97
Tab. 5.44:	Die Simulationsgüte am Standort Meckel Wald im Vergleich im den anderen Standorten.	98
Tab. 5.45:	Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Acker 1 Vergleich im den anderen Standorten.	98
Tab. 5.46:	Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Grünland im Vergleich im den anderen Standorten. ...	99
Tab. 5.47:	Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Wald im Vergleich im den anderen Standorten.	100
Tab. 5.48:	Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Acker 2 im Vergleich im den anderen Standorten.	100
Tab. 5.49:	Die Simulationsgüte am Standort Greverath Acker im Vergleich im den anderen Standorten.	101
Tab. 5.50:	Die Simulationsgüte am Standort Greverath Grünland im Vergleich im den anderen Standorten..	102
Tab. 5.51:	Die Simulationsgüte am Standort Greverath Wald im Vergleich im den anderen Standorten.	102
Tab. 5.52:	Ähnlichkeit der gemessenen Bodenwassermessreihen (Nash/Sutcliffe-Koeffizient E)	105
Tab. 5.53:	Ähnlichkeit der gemessenen Bodenwassermessreihen (Bestimmtheitsmaß R^2)	105
Tab. 5.54:	Ähnlichkeit der gemessenen Bodenwassermessreihen (Willmott-Koeffizient d)	106
Tab. 5.56:	Ähnliche Messreihen im Vergleich mit der Eindeutigkeit der Simulationen für diese Standorte ..	106
Tab. 5.57:	Mann-Whitney-U-Test über die Ähnlichkeit ausgewählter Bodenparameter zwischen den einzelnen Standorten	107
Tab. 5.58:	Mittelwerte der bodenphysikalischen Messwerte und der van Genuchten/Mualem Parameter	109
Tab. 5.59:	Die besten Simulationen für die einzelnen Tiefenstufen aller Standorte	111
Tab. 5.60:	Die Anzahl der Gütemaße mit der besten Übereinstimmung von Messwert und Simulation in Abhängigkeit der Parametrisierungsvariante	111
Tab. 5.61:	Standorte mit einem „guten“ Simulationsergebnis, getrennt nach den Kriterien Gütemaß und Eindeutigkeit der Simulation	112
Tab. 5.62:	Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Sickerwasser der einzelnen Standorte bei den drei Parametrisierungsvarianten	113
Tab. 5.63:	Vergleich der dominanten Abflussprozesse der Standortsimulationen mit den Bewertungen den Prozessbeurteilungsschemata für Ackerstandorte	114
Tab. 5.64:	Vergleich der dominanten Abflussprozesse der Standortsimulationen mit den Bewertungen den Prozessbeurteilungsschemata für Grünlandstandorte	114
Tab. 5.65:	Vergleich der dominanten Abflussprozesse der Standortsimulationen mit den Bewertungen den Prozessbeurteilungsschema für Waldstandorte	114
Tab. 5.66:	Mittlere relative Sättigung (%) der einzelnen Tiefenstufen und des Gesamtprofils.....	115
Tab. 6.1:	Lysimeterstandorte	117
Tab. 6.2:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Acker	120
Tab. 6.3:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Grünland	121
Tab. 6.4:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Wald	122
Tab. 6.5:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Idenheim Acker 1	124
Tab. 6.6:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Idenheim Acker 2	125
Tab. 6.7:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Acker	126
Tab. 6.8:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Grünland	128
Tab. 6.9:	Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Wald	129
Tab. 6.10:	Visualisierung der Modellgüte	130
Tab. 6.11:	Kreuztabelle der Modellgüte im Vergleich im den anderen Standorten	130
Tab. 6.12:	Sickerwasserkoeffizienten für den Bilanzzeitraum April 1995 bis März 1999	132
Tab. 6.13:	Die höchsten Gütemaße für die Simulation der Sickerwasserbildung	133
Tab. 6.14:	Vergleich von RMSE und Nash/Sutcliffe-Koeffizienten zwischen den drei Lysimeterparalleln, den drei Parametrisierungsvarianten und dem Mittelwert der Messungen	133
Tab. 6.15:	Vergleich der gemessenen Sickerwassermengen mit den für die Lysimeter- und Bodenfeuchtemessfelder simulierten Sickerwassermengen	134
Tab. 6.16:	Simulationsgüte und Ähnlichkeit der gemessenen Sickerwassermessreihen (Bestimmtheitsmaß R^2)	135
Tab. 6.17:	Simulationsgüte und Ähnlichkeit der gemessenen Sickerwassermessreihen (Nash/Sutcliffe-Koeffizient E)	135
Tab. 6.18:	Simulationsgüte und Ähnlichkeit der gemessenen Sickerwassermessreihen (Willmott-Koeffizient d)	135
Tab. 6.19:	Standorte für die mit der Simulation eines anderen Standortes eine bessere Übereinstimmung erzielt wurde im Vergleich mit den Gütemaßen für die Übereinstimmung der Messreihen	136
Tab. 7.1:	Standortübersicht der 18 Beregnungsversuche	137
Tab. 7.2:	Parametrisierungsvarianten der Beregnungsstandorte	138
Tab. 7.3:	Prozessbeurteilung am Standort nia1 für intensive, kurze Niederschläge	140
Tab. 7.4:	Prozessbeurteilung am Standort nia1 für extensive, lang andauernde Niederschläge	140
Tab. 7.5:	Prozessbeurteilung am Standort nia2 für intensive, kurze Niederschläge	144

Tab. 7.6:	Prozessbeurteilung am Standort nis2 für extensive, lange andauernde Niederschläge	144
Tab. 7.7:	Prozessbeurteilung am Standort nia3 für intensive, kurze Niederschläge	147
Tab. 7.8:	Prozessbeurteilung am Standort nia3 für extensive, lange andauernde Niederschläge	147
Tab. 7.9:	Prozessbeurteilung am Standort nig1 für intensive, kurze Niederschläge	149
Tab. 7.10:	Prozessbeurteilung am Standort nig1 für extensive, lange andauernde Niederschläge	149
Tab. 7.11:	Prozessbeurteilung am Standort nig2 für intensive, kurze Niederschläge	152
Tab. 7.12:	Prozessbeurteilung am Standort nig2 für extensive, lange andauernde Niederschläge	153
Tab. 7.13:	Prozessbeurteilung am Standort nig3 für intensive, kurze Niederschläge	155
Tab. 7.14:	Prozessbeurteilung am Standort nig3 für extensive, lange andauernde Niederschläge	155
Tab. 7.15:	Prozessbeurteilung am Standort niw1 für extensive und intensive Niederschläge	158
Tab. 7.16:	Prozessbeurteilung am Standort niw2 für extensive und intensive Niederschläge	161
Tab. 7.17:	Prozessbeurteilung am Standort niw3 für extensive und intensive Niederschläge	163
Tab. 7.18:	Prozessbeurteilung am Standort nga1 und nga2 für intensive, kurze Niederschläge	166
Tab. 7.19:	Prozessbeurteilung am Standort nga1 und nga2 für extensive, lange Niederschläge	166
Tab. 7.20:	Prozessbeurteilung am Standort nga3 für intensive, kurze Niederschläge	170
Tab. 7.21:	Prozessbeurteilung am Standort nga3 für extensive, lange andauernde Niederschläge	170
Tab. 7.22:	Prozessbeurteilung am Standort ngg1 für intensive, kurze Niederschläge	171
Tab. 7.23:	Prozessbeurteilung am Standort ngg1 für extensive, lange andauernde Niederschläge	171
Tab. 7.24:	Prozessbeurteilung am Standort ngg2 für intensive, kurze Niederschläge	175
Tab. 7.25:	Prozessbeurteilung am Standort ngg2 für extensive, lange andauernde Niederschläge	175
Tab. 7.26:	Prozessbeurteilung am Standort ngg3 für intensive, kurze Niederschläge	175
Tab. 7.27:	Prozessbeurteilung am Standort ngg3 für extensive, lange andauernde Niederschläge	175
Tab. 7.28:	Prozessbeurteilung am Standort ngw1 für extensive und intensive Niederschläge	177
Tab. 7.29:	Prozessbeurteilung am Standort ngw2 für extensive und intensive Niederschläge	179
Tab. 7.30:	Mittelwerte der bodenphysikalischen Mwswerte und der van Genuchten/Mualem Parameter	184
Tab. 7.31:	Zusammenfassende Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussprozesse in Idenheim	186
Tab. 7.32:	Zusammenfassende Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussprozesse in Greverath	187
Tab. 7.33:	Die dominierenden Abflussprozesse der Ackerstandorte	190
Tab. 7.34:	Die dominierenden Abflussprozesse der Grünlandstandorte	191
Tab. 7.35:	Die dominierenden Abflussprozesse der Waldstandorte	191
Tab. 8.1:	An den Beregnungsstandorten beobachtete Abflussprozesse und an den Bodenfeuchtestandorten simulierte Abflussprozesse	199
Tab. A1.1:	Bodendaten und Modellparameter von Meckel Acker.....	213
Tab. A1.2:	Bodendaten und Modellparameter von Meckel Grünland.....	214
Tab. A1.3:	Bodendaten und Modellparameter von Meckel Wald.....	215
Tab. A1.4:	Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Acker 1.....	216
Tab. A1.5:	Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Grünland 1.....	217
Tab. A1.6:	Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Wald 1.....	218
Tab. A1.7:	Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Acker 2.....	219
Tab. A1.8:	Bodendaten und Modellparameter von Greverath Acker.....	220
Tab. A1.9:	Bodendaten und Modellparameter von Greverath Grünland.....	221
Tab. A1.10:	Bodendaten und Modellparameter von Greverath Wald.....	222
Tab. A1.11:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Acker 1.....	223
Tab. A1.12:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Acker 2.....	224
Tab. A1.13:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Acker 3.....	225
Tab. A1.14:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Grünland 1.....	226
Tab. A1.15:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Grünland 2.....	227
Tab. A1.16:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Grünland 3.....	228
Tab. A1.17:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Wald 1.....	229
Tab. A1.18:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Wald 2.....	230
Tab. A1.19:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Wald 3.....	231
Tab. A1.20:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Acker 1.....	232
Tab. A1.21:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Acker 2.....	233
Tab. A1.22:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Acker 3.....	234
Tab. A1.23:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Grünland 1.....	235
Tab. A1.24:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Grünland 2.....	236
Tab. A1.25:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Grünland 3.....	237
Tab. A1.26:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Wald 1.....	238
Tab. A1.27:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Wald 2.....	239
Tab. A1.28:	Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Wald 3.....	240

Vorwort

Die Arbeit ist innerhalb des Interreg IIIb Projekts „Entwicklung transnationaler Raumplanungsinstrumente zur Vermeidung von Hochwasserkatastrophen durch eine vorbeugende Landnutzung in mesoskaligen Einzugsgebieten“ entstanden.

Herrn Prof. Dr. Johannes B. Ries danke ich für die Betreuung der Arbeit und die hervorragenden Arbeitsbedingungen im Fach Physische Geographie des Fachbereichs Geographie/Geowissenschaften der Universität Trier. Herrn Jun.-Prof. Dr. Markus Casper danke ich für die Übernahme des Koreferats, seine Hilfe in allen Fragen der hydrologischen Modellierung und die vielen nützlichen Hinweise bei der schriftlichen Ausarbeitung.

Frau Dr. Elisabeth Tressel und Herrn Dr. Steffen Schobel danke ich sehr herzlich für die Überlassung ihrer mit großem Aufwand erhobenen Geländedaten. Die breite Datengrundlage bildet die Basis für die Modellierung und setzt diese in Wert. Für die vielen hilfreichen Gesprächen zu den Themen Boden, Bodenwasser und Abflussprozesse danke ich Christoph Müller und Dr. Manuel Seeger.

Für die Hilfe bei der Aufbereitung der Daten danke ich Heidrun Zeug, Ingrid Arend und Simon Michels. Bei der Auswertung der großen Datenmengen haben mir zahlreiche nützliche Matlabscrippte von Dr. Ralph Stosius und Dr. Marcus Herbst geholfen. Für alle Hilfe rund um den Computer bedanke ich mich bei Bastian Henning und René Wengel.

Bei meinen Kollegen Dr. Sandra Wintrich, Wolfgang Fister, Margret Johst, Antje Hoyer, Dr. Birgit Kausch und Stephan Seeling bedanke ich mich für die vielen Ermutigungen und ihr Interesse an meiner Arbeit.

Für alle materielle und immaterielle Hilfe aus der Nähe danke ich Marie Roche, Nadine Lux, Thomas Iserloh und Melanie Stich. Für alle Unterstützung aus der Ferne danke ich Christine von Grunelius, Helmut Sauer, Konstantin und Julia Ritter von Deines, Daniel und Christine Fischer, AK und Heinz Frischen, Andrea und Norman Stürtz, Yann Matthäi und Beate Stief, André Linder, Kai Schlichtermann, Elisabeth Schulze und Tanja Leutschacher.

1 Einleitung

Der Einfluss von Substrat und Landnutzung auf Wasserhaushalt und Abflussbildung ist seit langem Gegenstand hydrologischer Forschung (NIEHOFF 2002, FELDWISCH 1999, BRONSTERT, FRITSCH & KATZENMAIER 2001, CALDER 1992). Auf verschiedenen Skalen (BÖSCHEL & SIVAPALAN 1995, BECKER 1992, DOOGE 1986) wird versucht diesen Einfluss mit Geländemessungen und hydrologischen Modellen zu quantifizieren.

Um einzelne Standorte auf ihren Beitrag zur Hochwasserentstehung oder auf ihr Rückhaltepotential zu untersuchen, aber auch um Maßnahmen zum Wasserrückhalt in der Fläche zu bewerten (z. B. Tieflockerung, bodenschonende Bewirtschaftung, Aufforstung), bieten sich physikalisch basierte hydrologische Modelle an. Mit ihnen können Strukturinformationen von (veränderten) Standorteigenschaften (Oberflächenbeschaffenheit, Porenraumgliederung, Wasserleitfähigkeit) abgebildet werden (CASPER 2002). Im Gegensatz zur Einzugsgebietsmodellierung können auf der Kleinskala detaillierte Oberflächen- und Bodeneigenschaften untersucht werden, die zum großen Teil direkt für die Parametrisierung der Modelle verwendet werden können. Die Vorteile dürfen aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Parametrisierung solcher Modelle aufgrund der hohen Anzahl von Parametern aufwendig ist und das Simulationsergebnis stark von der Struktur des gewählten Modells und der Güte der notwendigen Gelände- und Labordaten abhängt.

Dazu kommt die hohe Variabilität der Standorteigenschaften und der Validierungsgrößen, die auf der Plotskala einen hohen Einfluss auf das Modellergebnis haben. Nach Untersuchungen von ZEHE & BLÖSCHEL (2004) kann beispielsweise die Variabilität der Bodenfeuchte an einem Standort genauso hoch sein wie im gesamten Einzugsgebiet.

Eine breite Datenbasis bestehend aus bodenphysikalischen Standortdaten, Wassergehalts- und Abflussmessungen bildet die Grundlage dieser Arbeit. Im Rahmen der Dissertationen von TRESSEL (2000) und SCHOBEL (2008) wurden diese Daten in aufwendigen Geländekampagnen erhoben. Die Daten wurden in ihren Arbeiten sowohl qualitativ als auch quantitativ bewertet, um unterschiedliche Standorte in Bezug auf den Bodenwassergehalt, die Sickerwasserrate und die dominanten Abflussprozesse zu charakterisieren (TRESSEL, BAUMHAUER & RICHTER 1997).

In dieser Arbeit werden die Geländedaten als Eingangsdaten für ein physikalisch basiertes, hydrologisches Modell verwendet. Es wird untersucht, ob sich Standorte – die sich hinsichtlich des Ausgangssubstrats der Bodenbildung und der Landnutzung unterscheiden – auch mit einem Modell unterschieden werden können. Als Validierungsgrößen stehen Bodenfeuchtemessungen, Sickerwasserraten aus Lysimetern und Abflussmessungen von Beregnungsversuchen zur Verfügung.

1.1 Rahmen der Arbeit

Den Rahmen der Arbeit bildet das Interreg IIIb Projekt „Entwicklung transnationaler Raumplanungsinstrumente zur Vermeidung von Hochwasserkatastrophen durch eine vorbeugende Landnutzung in mesoskaligen Einzugsgebieten“, oder kurz WaReLa (Water Retention by Landuse). Das Projekt folgt dem Leitgedanken, dass bei einer effektiven Hochwasservorsorge ingenieurtechnische Maßnahmen zum Hochwasserschutz an Flüssen durch ein inte-

griertes Einzugsgebietsmanagement zum Wasserrückhalt in der Fläche ergänzt werden müssen.

Ein zentrales Ziel des Projektes ist die Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung, Landschaftsstrukturen und Geofaktoren auf den Wasserrückhalt in der Fläche. Dazu wurden auf der Mikroskala konkrete Landnutzungsmaßnahmen umgesetzt und untersucht. Auf dieser Grundlage sollen mögliche Maßnahme-Szenarien für kleine und in einem weiteren Schritt auch für mesoskalige Einzugsgebiete durchgeführt werden (SCHÜLER 2004, SEEGER, SEELING, & SCHÜLER 2005, CASPER & SCHÜLER 2006).

Die Landnutzungsmaßnahmen sollen in den Wasserhaushalt steuernd eingreifen und den Wasserrückhalt in der Fläche erhöhen. Die Maßnahmen wirken dabei auf die Vegetation (Interzeption, Verdunstung) und auf die Veränderung des Bodens (Porenraum, hydraulische Leitfähigkeit). Um die Veränderung von Bodeneigenschaften realitätsnah zu simulieren, sind physikalisch basierte hydrologische Modelle am besten geeignet, da sie aufgrund von physikalischen Gesetzmäßigkeiten prognosefähig sind.

Standortuntersuchungen sind in den meisten Bundesländern in großer Zahl vorhanden. Von den Standortdaten werden Parameter abgeleitet, die in leistungsfähigen Simulationsprogrammen Eingang finden sollen. Diese Arbeit setzt einen Schritt früher an und untersucht inwieweit mit einem detaillierten, physikalischen Standortmodell aus den direkt gemessenen Daten Wassergehalt und Abflussbildung für verschiedene Substraten und Landnutzungen simuliert werden kann.

1.2 Ziele der Arbeit

Ziel der Arbeit ist es die Ergebnisse der Einzeluntersuchungen von TRESSEL (2000) und SCHOBEL (2008) zusammenzuführen, um zu untersuchen, inwieweit standörtliche Unterschiede in Wasserhaushalt und Abflussprozessen auf Grundlage der erhobenen Standortdaten mit einem Modell nachvollzogen werden können. Dazu werden Standorte mit Bodenfeuchte-, Lysimeter- und künstlichen Beregnungsmessungen mit einem physikalisch basierten Modell simuliert. Das Modell dient dabei als gemeinsame Klammer um die Untersuchungen, die in unterschiedlichen Zeit- und Raumskalen durchgeführt wurden, miteinander in Beziehung zu setzen. Von besonderer Bedeutung ist dabei das Bodenmodul. Es werden verschiedene Parametrisierungen untersucht, die für alle Standorte identisch durchgeführt werden. Das Modell wird dabei nicht für die einzelnen Standorte kalibriert, sondern es werden verschiedene Ableitungen der Retentions- und Leitfähigkeitsparameter für alle Standorte untersucht, um den Einfluss der gemessenen Eingangsparameter zu beurteilen und die Aussagefähigkeit für andere Standorte ohne Validierungsgrößen überprüfen zu können.

Die zentrale Frage dabei ist, ob sich ein Standort mit seinen komplexen Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen Boden, Vegetation und Atmosphäre in einem Modell so gut abbilden lässt, dass er sich von anderen – mehr oder weniger ähnlichen – Standorten unterscheiden lässt. Dabei orientiert sich die Modellskala an der Prozessskala, die in diesem Fall zwischen $0,25 \text{ m}^2$ (Lysimeter) und 30 m^2 (Bodenfeuchtemessplot, Beregnungsfläche) liegt. Dafür wird bewusst ein Modell verwendet, das ursprünglich für kleine Einzugsgebiete entwickelt wurde, damit die Ergebnisse später theoretisch auch auf eine höhere Maßstabsebene (Feld, Hang, Kleineinzugsgebiet) übertragen werden können.

Anhand der Simulationsergebnisse wird beurteilt, ob sich die einzelnen Standorte in Bezug auf den Wasserhaushalt und die dominierenden Abflussprozesse auch im Modell unterscheiden lassen und ob sich Unterschiede in den Ausgangssubstraten der Bodenbildung oder der Landnutzung im Modell wieder finden lassen.

1.3 Aufbau der Arbeit

Der Einleitung folgt in Kapitel 2 ein kurzer Überblick über die wichtigsten bodenhydrologischen Prozesse unter besonderer Berücksichtigung der Landnutzung, dabei wird bewusst auf die mathematische Beschreibung der einzelnen Prozesse verzichtet, da in dieser Arbeit kein neues Modell entwickelt, sondern ein bereits bestehendes Modell angewendet wird. In Kapitel 3 werden die naturräumlichen Rahmenbedingungen des Untersuchungsraums und die Standorte vorgestellt.

Es folgen die verwendeten Materialien und Methoden (Kapitel 4). Dabei wird zuerst die Datenbasis für die Modellierungen vorgestellt, es folgen das Prozessbeurteilungsschema nach Scherrer (SCHERRER 2004) und das Modellsystem CATFLOW (MAURER 1997). In einem weiteren Kapitel wird die Parametrisierungsstrategie unter besonderer Berücksichtigung des Bodenmoduls vorgestellt. Am Ende werden die verschiedenen Parametrisierungsvarianten und Gütemaße für den Vergleich von Messwerten und Simulationen erläutert.

In Kapitel 5 werden die Standorte der Bodenfeuchtemessfelder vorgestellt und die Messreihen der Bodenfeuchte im Vergleich mit den Simulationen dargestellt. Es folgt das Kapitel 5.3 in welchem die Simulationsergebnisse der Standorte mit den Messreihen der Standorte kreuzweise verglichen werden, um zu beurteilen, ob mit der verwendeten Datengrundlage ein eindeutiges Simulationsergebnis erzielt wurde. In Kapitel 5.4 werden die Ergebnisse zusammengefasst und diskutiert.

In Kapitel 6 werden die über Lysimeter gemessenen Sickerwassermengen den simulierten Sickerwassermengen gegenübergestellt. In Kapitel 6.3 wird, wie schon bei den Bodenfeuchtesimulationen, die Eindeutigkeit der Standortsimulation für den jeweiligen Standort untersucht. In Kapitel 6.4 werden die Ergebnisse zusammengefasst und vor dem Hintergrund der Simulation der Bodenfeuchtestandorte diskutiert.

Die Simulationen der Beregnungsversuche werden in Kapitel 7 dargestellt. Dabei wird besonders auf den Einfluss von verschiedenen Parametrisierungsvarianten und Randbedingungen eingegangen. In Kapitel 7.4 folgt die Diskussion der Ergebnisse.

Kapitel 8 führt die Ergebnisse zusammen und diskutiert die aus den einzelnen Kapiteln gewonnenen Erkenntnisse zusammenfassend. Die Arbeit endet mit einer Zusammenfassung, dem Literaturverzeichnis und einem ausführlichen Anhang mit den bodenphysikalischen Messdaten und den Parametern für die Modellierung.

Hinweise für den Leser

Die Begriffe „Wasserleitfähigkeit“, „Leitfähigkeit“ und „hydraulische Leitfähigkeit“ werden in dieser Arbeit absolut synonym verwendet. Bewertungen, die in einfachen Anführungszeichen stehen beziehen sich auf Bewertungsstufen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

2 Grundlagen

Der Boden besitzt als poröser Körper Speicher- und Regelungsfunktionen im hydrologischen Kreislauf. Das Porenvolumen, die Verteilung verschiedener Porengrößen und -formen und deren Kontinuität beeinflussen den Luft-, Wärme-, Nährstoff- und Wasserhaushalt des Bodens. Das Bodenwasser reagiert spontan und stark auf Veränderungen innerhalb des Systems und eignet sich daher insbesondere zur Kennzeichnung von dynamischen Vorgängen in Ökosystemen. Im Bodenwasserhaushalt zeigt sich die zeitliche Veränderung des Wassergehaltes im Boden bedingt durch die Aufnahme, Speicherung und Abgabe von Wasser (SCHROEDER 1992: 49, AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 2005: 288).

Folgende Gleichung verdeutlicht die Bedeutung des Bodens als Wasserspeicher:

$$N = \Delta S + A_o + A_l + A_s + I + E + T \quad (2.1)$$

mit	N	Niederschlag
	ΔS	Änderung des gespeicherten Bodenwassers
	A_o	Oberflächenabfluss
	A_l	Zwischenabfluss (Interflow)
	A_s	Tiefensickerung
	I	Interzeption
	E	Evaporation
	T	Transpiration

Alle rechts stehenden Glieder der Gleichung 2.1 (außer der Interzeption) sind von den Bodeneigenschaften abhängig, der Bodenwasserumsatz kann demnach bis zu fünf nach ihrer hydrologischen und ökologischen Bedeutung völlig verschiedene Ausgabeterme aufweisen. Daneben speichert der Boden Wasser oder gibt es aus seinem Vorrat ab. Dies zeigt die wichtige Verteilerrolle des Bodens für das Wasser (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990: 396).

Auf grundwasserfernen Standorten ist die obere, meist ungesättigte, verdunstungsbeeinflusste Zone des Bodens von entscheidender Bedeutung für die Aufteilung der Teilströme. Hier führen Infiltration, Evaporation, Transpiration und Versickerung zu stark wechselnden Wassergehalten. Ausgehend von der Wasserbindung und Wasserbewegung im Boden werden im Folgenden die einzelnen Terme der Gleichung 2.1 betrachtet.

2.1 Wasserbindung und Wasserbewegung

2.1.1 Wasserbindung

Aufgrund der unterschiedlichen elektrischen Ladung von Boden und Wasser wird ein dünner Film aus Wasser elektrostatisch an die Bodenteilchen gebunden. Dabei wirken über kurze Entfernungen zum einen van-der-Waals-Kräfte (durch Schwankung der Ladungsdichte der Elektronenhülle entsteht ein fluktuierender Dipol; die Anziehungskraft kommt durch Wechselwirkungen zwischen den Dipolen zustande), zum anderen Wasserstoffbrücken zwischen den Sauerstoffatomen der festen Oberfläche und den Wassermolekülen. Über größere Entfernungen bewirkt das elektrostatische Feld der Kationen und Gegenionen der Teilchenoberfläche die Anziehung der Wasserdipole. Die Bindung zwischen den adsorbierten Wassermolekülen erfolgt durch Wasserstoffbrücken (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 183f.;

HERRMANN 1977: 17). Die Kräfte werden als Adsorptionskräfte zusammengefasst und nehmen mit der Entfernung von den Bodenteilchen rasch ab.

Wird dem Boden weiteres Wasser zugeführt, werden die Wasserfilme um die Partikeloberflächen dicker und es kommt zum Zusammenfließen und zur Bildung von Menisken in den Poren. Damit beginnt die Wirksamkeit von Kapillarkräften; es wirken Adhäsionskräfte zwischen den Bodenteilchen und den Wassermolekülen und Kohäsionskräfte zwischen den einzelnen Wassermolekülen durch Bildung von Wasserstoffbrücken. Die Adsorptions- und Kapillarkräfte werden als Matrixkräfte zusammengefasst.

Um eine bestimmte Menge Wasser von einem Bezugsniveau auf eine bestimmte Höhe anzuheben muss Arbeit aufgewendet werden, daher verfügt das Bodenwasser über potentielle Energie, deren Höhe vom Abstand zu der Partikeloberfläche oder dem vertikalen Abstand zu einer horizontalen Bezugsebene abhängig ist. Diese potentielle Energie wird als Gravitationpotential bezeichnet. Daneben wirken noch osmotisches Potential, Druckpotential und Auflastpotential auf das Bodenwasser.

Der durch Matrixkräfte bedingte Anteil der potentiellen Energie wird auch als Saugspannung oder Wasserspannung bezeichnet (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990: 379). Die Beziehung zwischen Saugspannung und Wassergehalt ist bestimmt von der Porengrößenverteilung und dem Porenvolumen; der Verlauf dieses Zusammenhangs lässt viele Rückschlüsse auf den Wasserhaushalt eines Bodens (z. B. Speichereigenschaften, Geschwindigkeit der Entwässerung und Pflanzenverfügbarkeit des Bodenwassers) zu.

Wird eine völlig wassergesättigte Bodenprobe stufenweise verschiedenen Drücken ausgesetzt, bis die Probe kein Wasser mehr abgibt, können aus dem Wasserverlust die mit den jeweiligen Drücken korrespondierenden Porenanteile ermittelt werden. Die daraus resultierende Kurve wird als Wasserspannungskurve oder pF-Kurve bezeichnet. Der Verlauf der Wasserspannungskurve ist davon abhängig, ob sie durch Entwässerung eines gesättigten oder durch Bewässerung eines trockenen Bodens ermittelt wurde. Dieses als Hysterese bezeichnete Phänomen der Wasserspannungskurve hat seine Ursache in der gegensätzlichen Wirkung von Porenengpässen bei der Be- oder Entwässerung. Bei der Entwässerung werden Grobporen vor Feinporen geleert; bei einer langsamen Bewässerung werden Feinporen vor Grobporen gefüllt. Je nachdem, wie schnell das Wasser bei einer Bewässerung vordringt, wird unterschiedlich viel Luft eingeschlossen, die den weiteren Verlauf der Bewässerung durch ihre Komprimierung beeinflusst. Auch haben Menisken gegenüber der Bodenmatrix verschiedene Benetzungswinkel. Und nicht zuletzt ist die bei einer Trocknung bewirkte Schrumpfung und die damit verbundenen Gefügeänderungen nur teilweise reversibel (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 190; HARTGE & HORN 1991: 134). Aber auch bei der Berücksichtigung von Hysterese-Effekten berichten JUNKERSFELD et al. (1996) von einer hohen räumlichen und auch zeitlichen Variabilität scheinbar fixer Wasserhaushaltsgrößen.

Aus der Wasserspannungskurve wird deutlich, dass bei gleichem Wassergehalt die Bindungsstärke des Bodenwassers unterschiedlich stark sein kann. Sie steigt mit zunehmendem Tongehalt, aufgrund der größeren adsorbierenden Oberfläche bei gleichzeitiger Abnahme des Porendurchmessers (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 189). Neben der Korngröße hat auch das Bodengefüge Einfluss auf die Wasserspannung im Boden. Im Verlauf der Bodenentwicklung und bei Böden, die quellen oder schrumpfen, verändert sich das Gefüge und damit die Lagerungsdichte. Bei einer Auflockerung des Bodens nimmt die Wassermenge,

die bei niedriger Wasserspannung im Boden gehalten wird, infolge der Gefügeveränderung zu, gleichzeitig nimmt die Wassermenge bei hoher Wasserspannung ab. Denn bei einer Auflockerung im groben Sekundärporenbereich wird das gesamte Bodenmaterial angehoben und die Menge an Substanz und damit an körnungsbedingten Mittel- und Feinporen nimmt je Volumeneinheit ab. Bei einer Verdichtung des Bodens ist es umgekehrt, die groben Sekundärporen werden weniger und der Anteil an Mittel- und Feinporen nimmt zu. Nun wird bei niedriger Wasserspannung weniger Wasser gehalten und bei hoher Wasserspannung nimmt die Wassermenge zu (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 190; HARTGE & HORN 1992: 132f.).

2.1.2 Kennwerte des Bodenwasserhaushaltes

Aus der Wasserspannungskurve lassen sich Feldkapazität (FK), permanenter Welkepunkt (PWP) und nutzbare Feldkapazität (nFK) als wichtige statische Kennwerte des Wasserhaushalts bestimmen und somit verschiedene Porengrößenbereiche abgrenzen (Ad-Hoc ARBEITSGRUPPE BODEN 2005: 294; SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 202f.).

Die Feldkapazität (FK) gibt die Wassermenge an, die ein Boden gegen den Einfluss der Schwerkraft zurückhalten kann, wenn Evaporation und Transpiration unberücksichtigt bleiben (HARTGE & HORN 1992: 178). Sie stellt sich nach reichhaltigen Niederschlägen ein, nachdem das Sickerwasser abgelaufen ist. Die Saugspannungen, die für die Feldkapazität angegeben werden, variieren je nach Bodenart zwischen pF 1,8 und pF 2,5 (Ad-Hoc ARBEITSGRUPPE BODEN 2005: 342).

Der Permanente Welkepunkt (PWP) bezeichnet die Wassermenge im Boden, bei der eine Pflanze irreversibel welkt. Die Pflanze kann an diesem Punkt das durch Transpiration abgegebene Wasser nicht mehr ersetzen. Um den permanenten Welkepunkt zu bestimmen wird bei bodenkundlichen Untersuchungen meist eine Saugspannung von 1,6 MPa (pF 4,2) angesetzt. Dies beruht auf einer Konvention, die auf ersten pflanzenökologischen Untersuchungen an Sonnenblumen zurückgeht; heute ist jedoch bekannt, dass viele Pflanzen, vor allem Xerophyten, auch bei höheren Saugspannungen dem Boden noch Wasser entziehen können (HARTGE & HORN 1992: 180). Wasser, das mit einer Saugspannung von mehr als pF 4,2 im Boden gebunden ist, ist in Feinporen gebunden und bildet an den Mittel- und Grobporen dünne Filme, daher ist der Wassergehalt beim Permanenten Welkepunkt eng mit dem Tongehalt des Bodens verbunden (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 203f.; MÜCKENHAUSEN 1993: 315). Die Saugspannung bei permanentem Welkepunkt kann nur durch den direkten Einfluss der Evaporation unterschritten werden.

Als nutzbare Feldkapazität (nFK) wird der Teil der Feldkapazität bezeichnet, der für die Vegetation nutzbar ist (Ad-Hoc ARBEITSGRUPPE BODEN 2005: 348). Sie ergibt sich aus der Differenz von Feldkapazität und Permanentem Welkepunkt. Die nutzbare Feldkapazität ist damit der wichtigste Kennwert für das Pflanzenwachstum. Bei Böden, die keinen Anschluss an das Grundwasser haben, ist die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe) wesentlich für das pflanzenverfügbare Bodenwasser (Ad-Hoc ARBEITSGRUPPE BODEN 2005: 291, 296, 302). Die für die Pflanzen verfügbare Wassermenge hängt neben der Größe des Wurzelraumes auch von der Intensität der Durchwurzelung ab (EHLERS 1996: 116).

2.2 Infiltration

Als Infiltration wird das Eindringen von Wasser durch die Bodenoberfläche bezeichnet. Die Wasserzufuhr in einen terrestrischen, vom Grundwasser unbeeinflussten Boden, wird überwiegend vom Niederschlag und den Infiltrationseigenschaften des Bodens bestimmt. Am Infiltrationsvorgang interessiert neben der maximalen Menge an Wasser, die in einem Boden zu infiltrieren vermag (kumulative Infiltration), vor allem die Infiltrationsrate. Darunter wird die Wassermenge verstanden, die pro Flächen- und Zeiteinheit von oben in den Boden eindringt und in ihm versickert.

Bei einem Niederschlagsereignis, bei dem die Infiltrationskapazität des Bodens nicht überschritten wird, kann das gesamte Niederschlagswasser in den Boden infiltrieren. Ein homogener, trockener Boden wird in Abhängigkeit von Niederschlagsmenge und -intensität während der Infiltration aufgefüllt. Dieser transiente Fließvorgang führt während der Infiltration zu einer Änderung des Wassergehaltes, der Wasserspannung und der hydraulischen Leitfähigkeit im Boden.

Unterteilt man den Bodenkörper gedanklich in verschiedene Bereiche und ist zu Beginn der Infiltration der oberste Bereich nur wenig mit Wasser gefüllt, dann ist die ungesättigte Leitfähigkeit relativ gering, und der durch die Niederschlagsintensität vorgegebene Influx kann nur durch einen großen hydraulischen Gradienten realisiert werden. Der Gradient kommt durch den starken Feuchtewechsel zwischen Befeuchtungsfront und trockenem Boden über kurze Distanz zustande. Dauert der Niederschlag und damit die Infiltration an, steigt mit zunehmenden Wassergehalt die Leitfähigkeit im oberen Bodenbereich, der Gradient wird geringer und die Befeuchtungszone zieht sich auseinander. Nach einer längeren Zeit der Infiltration ist der Gradient im Matrixpotential im oberen Bereich gleich null. Der hydraulische Gradient ist dann gleich dem Gradienten des Gravitationspotentials, und der ist gleich eins. Der Wassergehalt im oberen Bodenbereich ändert sich nicht weiter, Influx und Efflux sind gleich groß. Die Durchflussrate ist gleich der ungesättigten Leitfähigkeit und diese wiederum ist gleich der Infiltrationsrate und der Niederschlagsintensität. Man spricht von Bedingungen eines steady-state in diesem Bereich. Bei höheren Niederschlagsintensitäten der Boden weiter aufgefüllt, der maximale Wassergehalt kann dem Gesamtporenvolumen entsprechen, abzüglich eines Volumenanteils für noch vorhandene Luft, die nicht aus dem Boden entweichen kann. Unter diesen Umständen wird nach längerer Zeit annähernd die gesättigte Leitfähigkeit erreicht. Die Endinfiltrationsrate kann also nicht höher als die gesättigte Leitfähigkeit sein. Höhere Infiltrationsraten in einem anfangs trockenen Boden werden durch hohe hydraulische Gradienten hervorgerufen, die aber mit der Zeit sinken und dem Wert eins zustreben. Das ist die Hauptursache für die mit der Zeit abnehmenden Infiltrationsraten. Aber auch andere Gründe sind für den Rückgang der Infiltrationsraten verantwortlich: Zerfall von Bodenaggregaten (lehmige Böden), Quellen (tonige Böden), Porenblockierung (feinsandige Böden), Verschlammung (schluffige Böden) und Kompression eingeschlossener Luft an der Befeuchtungsfront (EHLERS 1996: 55ff.).

2.2.1 Wasserbewegungen im Boden

Jeder Punkt einer pF-Kurve spiegelt ein statisches Gleichgewicht wieder; ein solches Gleichgewicht ist unter natürlichen Bedingungen eine seltene Ausnahme (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 191). Durch Niederschläge wird dem Boden neues Wasser zugeführt, durch

Evapotranspiration, Versickerung und Abfluss wird ihm Wasser entzogen, dadurch wird das Einstellen eines Potentialgleichgewichts immer wieder unterbrochen. Dies führt zur Ausbildung von Energiegradienten, die Wasserbewegungen in Gang setzen (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990: 383). Dabei bildet der Boden durch die Eigenschaften des Porensystems einen Fließwiderstand für die Wasserbewegung. Dieser Einfluss des Bodens auf das durch ihn durchströmende Wasser wird als Wasserleitfähigkeit, hydraulische Leitfähigkeit oder Wasserdurchlässigkeit bezeichnet (HARTGE & HORN 1992: 114; HARTGE & HORN 1999: 156).

Es wird zwischen gesättigtem und ungesättigtem Fließen im Boden unterschieden. Bei Grund- oder Stauwasser sind alle Poren im Boden mit Wasser gefüllt, und nach dem Gesetz von DARCY wird die Fließgeschwindigkeit im wassergesättigten Boden vom Wasserspiegelgefälle und vom materialabhängigen Durchlässigkeitsbeiwert bestimmt.

Sobald ein Teil der Poren mit Luft gefüllt ist, verringert sich der Einfluss des Gravitationspotentials auf die Wasserbewegung und der Einfluss des Matrixpotentials wächst. Auch im ungesättigten Boden gilt das Gesetz von DARCY, jedoch wird die Wasserleitfähigkeit nicht als Konstante wie im gesättigten Zustand betrachtet, sondern ist abhängig vom volumetrischen Wassergehalt (HERRMANN 1977: 32f.). Wenn die Poren im Boden Luft enthalten, sind sie nur zum Teil am Wassertransport beteiligt, der leitende Querschnitt im Boden wird kleiner und die Wasserleitfähigkeit herabgesetzt. Da die größten Poren am stärksten am Wassertransport beteiligt sind, aber auch als erste entwässert werden, sinkt die Wasserleitfähigkeit zu Beginn der Entwässerung besonders stark. Der weitere Verlauf ist von der Anzahl, Größe und Form der Poren abhängig (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002: 193f.). In Böden mit einem großen Primärporenanteil (oft im Unterboden) besteht ein enger Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeit und Körnung. Bei Böden mit gefügebedingten Grobporen (Sekundärporen, oft im Oberboden) und biogenen Poren ist dieser Zusammenhang weit weniger deutlich.

Die Wasserbewegung in der Bodenmatrix wird in vielen, physikalisch basierten Modellen mit der Richardsgleichung (RICHARDS 1931) beschrieben (vgl. Kap 4.3.1). Die Gleichung beschreibt die Beziehungen zwischen Wassergehalt und Saugspannung, sowie Wassergehalt und hydraulischer Leitfähigkeit. Diese Beziehungen sind hochgradig nichtlineare Funktionen, so dass die Differentialgleichung für natürliche Rand- und Anfangsbedingungen fast immer numerisch gelöst wird. Das Ergebnis hängt stark davon ab wie gut die Beziehungen zwischen Wasserspannung und Wassergehalt auf der einen Seite und Wasserleitfähigkeit und Wasserspannung auf der anderen Seite beschrieben werden können (DISSE 1995: 16). In Kap. 4.4.4 wird die Parametrisierung dieser Beziehung ausführlich dargestellt.

Neben der Wasserbewegung in der Bodenmatrix muss die Wasserbewegung in Makroporen berücksichtigt werden. Durch Bodenfauna und Pflanzenwurzeln entsteht ein mehr oder weniger durchgängiges und vernetztes Makroporensystem in natürlichen Böden mit Porendurchmessern zwischen 0,001 bis 10 mm. In diesem Porensystem bewegt sich das Bodenwasser relativ schnell und ohne den Einfluss von Kapillarkräften. Noch größere Durchmesser haben Bodenröhren (Pipes). Diese Hohlräume entstehen durch Auswaschung von Feinmaterial oder durch Grabaktivitäten von Bodentieren, daneben können im Sommer in tonreichen Böden auch Schrumpfrisse eine große Bedeutung für den Wassertransport haben.

Im Fall hoher Vorfeuchte kommt es durch Sättigung der umgebenden Bodenmatrix zu lokalem Überstau im Bereich der Makroporen und daher zum Einsetzen präferentieller Fließ-

aktivität. Auf der anderen Seite kann aber auch auf einem extrem trockenen Oberboden infolge der schlechten Benetzbarkeit der Bodenmatrix zu Überstau und zum Einsickern von Wasser in Makroporen kommen. Der Austausch von Bodenwasser zwischen Makroporen und Mikroporen ist stark von den Eigenschaften der Makroporenwandungen abhängig (ZUIDEMA 1985: 40). So weisen die Makroporenwandungen oftmals eine Tonauskleidung auf, die die Wasserdurchlässigkeit stark herabsetzt. Sind Makroporen durch zerfallene Wurzeln entstanden, dann werden ihre Wände häufig durch Reste von nicht zerfallenem Bast abgedichtet (AUBERTIN 1971). Die Parametrisierung des Makroporenflusses wird in Kap. 4.4.5 dargestellt.

Neben dem Makroporenfluss kann auch das so genannte „fingering“, d. h. die Instabilität einer Infiltrationsfront in wenig strukturierten Böden, die Wasser abstoßende Substanzen enthalten als präferentielle Fließweg in Böden betrachtet werden (RITSMAR & DEKKER 2000, RITSMAR, DEKKER, NIEBER & STEENHUIS 1998). Als „Funnel Flow“ wird der laterale Abfluss über einer geneigten Grenzfläche zwischen Bodenhorizonten oder Schichten bezeichnet (KUNG 1990).

2.3 Niederschlag

Der Niederschlag beeinflusst alle Terme der Wasserhaushaltsgleichung und muss daher möglichst genau bestimmt werden (DISSE 1995). Aufgrund der hohen räumlichen Variabilität der Niederschlagsverteilung ist die Erfassung im Vergleich zu anderen meteorologischen Größen wie Strahlung und Temperatur besonders problematisch. Besonders konvektive Niederschläge, die durch rasches Aufsteigen erwärmter Luftmassen in eine kältere, dichtere Umgebung verursacht werden, sind durch eine hohe räumliche Variabilität gekennzeichnet. Dagegen sind die zyklonalen, advektiven Niederschläge in der Regel räumlich gleichmäßiger verteilt.

Zusätzliche Unsicherheiten sind durch systematische Messfehler an den Niederschlagsstationen, die im Wesentlichen auf drei Ursachen beruhen (SEVRUK 1983; SEVRUK 1988):

- Deformation des Windfeldes in Höhe des Auffangtrichters des Niederschlagsmessers (2-10 % Fehler bei Regen, 15-30 % Fehler bei Schnee)
- Benetzungsverdunstung (5 - 10 %)
- Verdunstung aus dem Sammelgefäß (1 - 3 %)

Durch diese Verluste wird die Niederschlagsmenge stets zu niedrig gemessen. Der Absolute Fehler ist abhängig von den Strahlungsverhältnissen, der Windgeschwindigkeit, der Form des Niederschlags (Regen oder Schnee) und der Niederschlagsintensität.

2.4 Interzeption

Als Interzeption wird der Vorgang bezeichnet, bei dem Niederschlag an Pflanzenoberflächen aufgefangen und vorübergehend gespeichert wird und von dort zu einem großen Teil wieder verdunstet. Die Interzeption führt aber nicht nur zu einer Verminderung des Wasserangebots, sondern durch Prozesse der Kondensation (Tau, Reif, Nebel) auch zu einer Vermehrung des Wasserangebots (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990: 314). Neben der Vegetation können

auch Steine, Mulch und Streuauflagen auf der Bodenoberfläche einen Teil des Niederschlags zwischenspeichern.

2.5 Verdunstung

Verdunstung (Evapotranspiration) bezeichnet die pro Flächen- und Zeiteinheit in die Atmosphäre transferierte Wassermenge. Die Atmosphäre nimmt abhängig von ihrem aktuellen Zustand stets nur eine bestimmte Menge Wasserdampf auf. Dieser obere Grenzwert, der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (potentielle Verdunstung), wird in der Regel unter der Annahme unbegrenzter Wasserverfügbarkeit aus meteorologischen Größen berechnet (DVWK 1996). Kann eine potentielle Verdunstung infolge von Wassermangel (mangelnde Bodenfeuchte) nicht realisiert werden, resultiert daraus die reale Verdunstung, wobei für Evaporation und Transpiration unterschiedliche Abhängigkeiten von der Bodenfeuchte bestehen.

2.5.1 Evaporation

Bei dem Prozess der Evaporation tritt an oder nahe an der Bodenoberfläche Bodenwasser von der flüssigen Phase in die Dampfphase über. Dieser Vorgang verbraucht Energie, die größtenteils von der Strahlungsenergie der Sonne stammt. Außerdem ist ein Sättigungsdefizit der Luft nötig, damit die Wasserdampfmoleküle von der Bodenoberfläche diffundieren. Bei Konvektion durch Wind oder durch lokal über dem Boden erwärmte Luft wird der Abtransport des Dampfes beschleunigt und damit die Evaporation erhöht. Diese drei Voraussetzungen der potentiellen Verdunstung sind klimatische Größen, die nur zu einem geringen Teil von der Oberflächenbeschaffenheit des Bodens abhängen (EHLERS 1996: 51).

Die aktuelle Evaporation wird in drei Phasen gegliedert. Die erste Phase ist die Evaporation des feuchten Bodens, dabei treten konstante Evaporationsraten auf, die zu etwa 90 Prozent der potentiellen Evaporation entsprechen. In dieser Phase richtet sich die Evaporationsrate nach den klimatischen Größen der potentiellen Evaporation, sie ist abgeschlossen, wenn die Bodenoberfläche lufttrocken ist und die Leitfähigkeit nicht weiter durch einen größeren hydraulische Gradienten kompensiert werden kann.

Die zweite Phase der Austrocknung hängt von dem Vermögen des Bodens ab, bei abnehmender Leitfähigkeit durch Ausbildung hydraulischer Gradienten weiter Wasser an die Oberfläche zu transportieren. Dies ist eine Phase der fallenden Raten, die neben den klimatischen Größen von der Textur und Struktur des Bodens abhängig ist.

In der dritten Phase steht die ausgetrocknete Bodenschicht mit der Feuchte der Luft im Gleichgewicht, der Wassertransport geschieht fast ausschließlich in der Dampfphase und es werden wieder annähernd konstante Evaporationsraten auf sehr niedrigem Niveau erreicht (HARTGE 1999).

2.5.2 Transpiration

Der Begriff Transpiration steht für die Wasserdampfabgabe aus dem Pflanzenorganismus heraus in die Atmosphäre und wird im Wesentlichen von drei Einflussgrößen bestimmt (EHLERS 1996: 95):

- Meteorologische Größen, wie Strahlungsbilanz, Sättigungsdefizit und Wärmeadvektion bestimmen den Verdunstungsanspruch der Atmosphäre und legen damit die Obergrenze für die Transpiration fest.
- Die Pflanze selbst kann die Wasserabgabe durch Öffnen und Schließen der Stomata regulieren und durch anatomische Veränderungen auf das Wasserangebot reagieren.
- Der Boden beeinflusst über Wassergehalt, Wasserspannung und hydraulische Leitfähigkeit die Wasseraufnahme der Pflanzenwurzeln.

Um das Bodenwasser nutzen zu können, müssen die Pflanzen eine Wurzelspannung aufbauen bzw. das osmotische Potential in ihren Wurzeln absenken, so dass ein hydraulisches Gefälle entsteht. Dabei können manche Pflanzen in Trockengebieten Wurzelpotentiale von bis zu -6 MPa aufbauen. Wenn die Pflanzenwurzeln mit zunehmender Bodentrockenheit kein größeres Potentialgefälle mehr aufbauen können, erreichen die Pflanzen ihren Permanenten Welkepunkt.

Der Wasserstrom durch die Pflanze wird durch die Transpiration angetrieben. Dabei steigt die Verdunstungsabgabe umso stärker, je steiler das Potentialgefälle zwischen Sprossoberfläche und umgebender Luft ist. Solange die Pflanze ein möglichst großes Potentialgefälle zwischen Boden und ihren Wurzeln aufrechterhalten kann, kommt es zu hohen Transpirationsraten.

Transpiration und Evaporation sind an der Verdunstung (potentiell und/oder real) in unterschiedlichen Teilraten beteiligt, deren Anteile im Verlauf der Vegetationsentwicklung stark variieren. Bei geringer Feuchte im Oberboden oder einer geschlossenen Vegetationsdecke geht die Verdunstung von der Bodenoberfläche gegen Null. Bei geringer Vegetationsbedeckung nimmt dagegen der Anteil der Transpiration an der Gesamtverdunstung stark ab (HFERKORN 2000: 41).

Zur Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration lassen sich neben indirekten Messverfahren (Lysimeter, Evaporimeter) grundsätzlich zwei Berechnungsmethoden unterscheiden: (1) Berechnungsmethoden, die physikalische Vorgänge der Verdunstung betrachten. Hier lassen sich zwei Ansätze unterscheiden: Einerseits kann das Herauslösen des Wassermoleküls aus der Flüssigkeit bei der Verdunstung als energetischer Vorgang betrachtet werden, die Verdunstung wird somit über den Strahlungshaushalt berechnet (z. B. PENMAN 1948; MONTEITH 1965; VAN BAVEL 1966; PRIESTLEY & TAYLOR 1972). Andererseits kann das Entfernen des Moleküls aus einer Flüssigkeit als Transportvorgang in eine darüber liegende Luftschicht aufgefasst werden, damit wird ein Diffusionsproblem betrachtet (z. B. GARRATT 1973; ROSENBERG 1983; BUTLER 1986; MYERS & PAW 1987; MASSMAN 1989; WILSON 1989). (2) Berechnungsmethoden, die sich aus der Verknüpfung von empirisch gemessenen Verdunstungswerten mit meteorologischen Faktoren aus längeren Zeitreihen ergeben (z. B. THORNTHWAITE 1948; HARGREAVES & SAMANI 1982).

Die aktuelle Verdunstung ist eine wichtige Größe in der hydrologischen Modellierung, da sie in entscheidender Weise die im Boden verbleibende Wassermenge bestimmt, was wiederum für verschiedene Abflussprozesse von Bedeutung ist. Schon geringe Fehler in der Berechnung können eine große Auswirkung auf das Simulationsergebnis haben.

2.6 Grundlagen der Abflussbildung

Abflussbildungsprozesse können weder räumlich noch zeitlich vollständig voneinander getrennt werden. Die getrennte Betrachtung der einzelnen Prozesse ist daher idealisiert. Im Laufe eines Niederschlagsereignisses können je nach Vorfeuchte, Niederschlagsmenge und -intensität verschiedene Abflussprozesse auftreten.

2.6.1 Oberflächenabfluss

Die Oberflächenabflussbildung ist hauptsächlich von der Infiltrationskapazität des Bodens abhängig. Drei unterschiedliche Situationen führen zu oberflächlich abfließendem Wasser:

- Wenn die Niederschlagsintensität die Infiltrationskapazität des Bodens überschreitet, kommt es zu Oberflächenabfluss infolge eines Infiltrationsüberschusses, dem sogenannten Horton'schen Oberflächenabfluss (HOF). Diese Art der Oberflächenabflussbildung tritt bei intensiven Niederschlägen und gleichzeitiger geringer Infiltrationskapazität der Böden auf (BRONSTERT 1994: 18). Besonders oberflächlich verdichtete oder verschlammte Böden haben sehr geringe Infiltrationskapazitäten.

BERGSMÄ (1983) unterscheidet einen zeitlich verzögerten Oberflächenabfluss, wobei der Boden am Beginn eines Niederschlagsereignisses noch in der Lage ist sämtliches Wasser aufzunehmen. Aufgrund des zunehmenden Wassergehaltes im Oberboden nimmt die Infiltrationsrate im Oberboden ab (vgl. Kap. 2.3) und es entsteht ein zeitlich verzögerter Horton'scher Oberflächenabfluss. Zeitweilige Infiltrationshemmnisse können bei starker Austrocknung durch den Benetzungswiderstand der Bodenpartikel oder durch hydrophobe Humusformen entstehen.

- Wenn die Aufnahmekapazität des Bodens durch Sättigung überschritten wird, entsteht Oberflächenabfluss infolge eines Sättigungsüberschusses, der so genannte Dunne'sche Oberflächenabfluss (Sättigungsflächenabfluss, Saturation Excess Flow, Saturation Overland Flow, SOF). Diese Oberflächenabflussdynamik ist typisch für die humiden Bereiche Mitteleuropas. Dabei sättigt der Bodenkörper von unten her auf. Ist der Boden bis zur Oberfläche mit Wasser gesättigt führt weiterer Niederschlag zur Bildung von Oberflächenabfluss. Sättigungsflächenabfluss kann auf Böden mit einer geringen Wasserspeicherkapazität auftreten (geringmächtige Böden und Böden mit einem Stauhorizont) oder an Unterhängen und Talflächen, wo die Sättigung über lateral herabfließendem Wasser von den Hängen verursacht wird (KIRKBY & CHORLEY 1967).
- An stärker geneigten Hängen kann neben dem oben genannten auch der *return flow* für die Entstehung von Oberflächenabfluss verantwortlich sein. Hierbei handelt es sich um hangaufwärts infiltrierte Wasser, das nach Abfluss in oberflächennahen Bodenschichten bei Überschreitung von deren Transportkapazität wieder an die Oberfläche tritt (DISSE 1995: 18).

2.6.2 Zwischenabfluss

Existieren im oberflächennahen Untergrund Horizonte oder Schichten, in denen die Wasserleitfähigkeit geringer ist als in dem darüber liegenden Bodenkörper, so kann es an geneigten

Standorten im Zuge der Infiltration zu oberflächenparallelem Fließen (Zwischenabfluss, Interflow, Subsurface (Storm) Flow, SSF) kommen. Verschieden Untersuchungen auf der Hangskala haben gezeigt, dass hohe Fließgeschwindigkeiten im Boden nur über preferentielles Fließen in Makroporen und Röhren oder Rissen erklärt werden konnten (BEVEN & GERMANN 1982,

FLURY, FLÜHLER & LEUENBERGER 1994, GERMANN 1990, SCHERRER 1997, BRONSTERT 1999, WEILER & NAEF 2003).

Dabei muss der Bereich, in dem Zwischenabfluss auftritt, nicht zwingend wassergesättigt sein. Wie in Kap. 2.6.1 erwähnt, ist auch ein Austritt des Interflows aus dem Boden vor Erreichen des Vorfluters nicht ausgeschlossen. Der Wasserfluss in Makroporen kann einen bedeutenden Anteil an der Abflussspitze in Vorflutern haben. Aus der Sicht des Vorfluters ist es aber eher unwahrscheinlich, dass ein relevanter Teil einer Hochwasserwelle aus Zwischenabfluss ohne Grundwasserkontakt oder *return flow* gespeist wird. Makroporen können aber auch hochwassermindernd wirken, wenn durch sie die Infiltration erhöht wird und das Wasser im Boden gespeichert oder schnell dem Grundwasser zugeführt wird (SCHERRER 2004: 10).

2.6.3 Grundwasserabfluss

Auch wenn der Grundwasserabfluss in dieser Arbeit nicht näher betrachtet wird, muss er doch wegen seiner großen Bedeutung im hydrologischen Kreislauf genannt werden. Der grundwasserbürtige Abfluss stellt den dominanten Anteil am gesamten Abfluss in vielen Einzugsgebieten. Aus der Exfiltration von Grundwasser in Oberflächengewässer wird zum einen der Trockenwetterabfluss in Zeiten ohne Niederschlag gespeist, aber auch schnelle Abflussreaktionen enthalten neben Direktabflüssen große Grundwasseranteile. Dabei beruht die oftmals schnelle Reaktion des Grundwasserabflusses nach Niederschlagsereignissen auf dem Prozess der Vergrößerung der Druckhöhe der Speicher, die aus Systemen miteinander kommunizierender Kluft- und Porenräume bestehen.

2.7 Einfluss der Landnutzung auf die Abflussbildung

2.7.1 Verschlämmung

Auf Böden mit einer geringen Vegetationsbedeckung können durch die kinetische Energie der aufschlagenden Regentropfen die Bodenaggregate zerstört werden. Dies kann zum einen durch einen hohen Wassergehalt bei geringer Gefügestabilität oder durch den Aufprall eines Regentropfens auf ein Bodenaggregat geschehen. Durch den Benetzungsvorgang kann es auch zur Luftsprennung von Aggregaten kommen, besonders wenn die Aggregatstabilität gering ist. Die so entstehende Schlämmkruste hat eine geringe hydraulische Leitfähigkeit und kann das Makroporensystem verschließen. Die stark herabgesetzte Infiltrationsleistung des Bodens führt zu Oberflächenabfluss (SCHRÖDER 2000).

2.7.2 Oberflächenrauigkeit

Die Oberflächenrauigkeit (*surface roughness*, Mikrorelief) hat einen großen Einfluss auf die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses und damit auf die Möglichkeit der Infiltration von Oberflächenwasser. Auf Ackerflächen unterliegt sie einem starken Jahreszeitlichen Wan-

del aufgrund der Bearbeitung. Mit zunehmender Intensität der Bodenbearbeitung sinkt die Mikroreliefausformung. Nach dem Pflügen ist die Oberflächenrauigkeit sehr hoch, aber schon mit dem Eggen wird sie deutlich herabgesetzt und durch Frost und Verschlammungsprozesse wird sie weiter verringert (RUDOLPH, FOHRER & HELMING 1994).

2.7.3 Hydrophobizität

Eine hydrophobe Bodenoberfläche oder Vegetationsbedeckung reduziert die Infiltrationskapazität des Bodens. Zu Beginn eines Niederschlagsereignisses kommt es dann zu Horton'schem Oberflächenabfluss (BURCH, MOORE & BURNS 1989). Hydrophobe Horizonte im Boden können zu Zwischenabfluss führen. Hydrophobizität wird von organischen Verbindungen in Kombination mit Bodenpartikeln verursacht, auf Grünlandstandorten kann ein Wurzelfilz besonders im Sommer bei starker Austrocknung stark hydrophob wirken (SCHERRER 1997). Die Hydrophobizität ist meistens nicht permanent und wird während des Befeuchtungsprozesses herabgesetzt oder aufgehoben. Sandige Böden mit einem Tongehalt von weniger als 10 % neigen besonders zur Hydrophobizität. Die Bedeutung der Hydrophobizität für die Abflussbildung hängt stark von ihrer flächenhaften Verbreitung und von der Makroporendichte an der Bodenoberfläche ab.

2.7.4 Bodenverdichtung

Verdichtete Böden haben eine geringere hydraulische Leitfähigkeit und Infiltrationskapazität. Schluffreiche, tonarme Böden mit einer geringen Aggregatstabilität neigen besonders zur Verdichtung. Die geringe Infiltrationskapazität führt zu Horton'schem Oberflächenabfluss. Im Unterboden kann mit der Bodenverdichtung ein lokaler Stauhhorizont entstehen und auf geneigten Hängen kommt es dann zu einer Zunahme von Zwischenabfluss. Die Bodenverdichtung kann durch Makroporen kompensiert werden, da dort das Wasser die verdichtete Bodenmatrix schnell durchdringen kann (ROTH 2002).

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen wird die Bodenverdichtung durch das Befahren mit schweren landwirtschaftlichen Maschinen zu Zeitpunkten mit hoher Bodenfeuchte verursacht (EHLERS 2004, VAN DER PLOEG, GIESKA, & SCHWEIGERTET 2001, HORN & HARTGE 2001). Auf Ackerflächen wird diese Art der Bodenverdichtung im Pflughorizont durch das Pflügen immer wieder rückgängig gemacht. Verdichtungen im Unterboden (z. B. Pflugsohle) sind dagegen permanent und müssen entweder durch Tieflockerungsmaßnahmen rückgängig oder durch ein gut entwickeltes Makroporensystem überbrückt werden.

Auf intensiv genutzten Weiden führt Viehtritt zu einer Verdichtung des Oberbodens (HORN 1985, SCHERRER 1997). Aber auch auf forstwirtschaftlich genutzten Standorten kann der Boden durch schwere Holzerntemaschinen verdichtet sein (HILDEBRAND 1983).

Eine Bodenverdichtung kann aber auch durch natürliche Prozesse wie Anreicherungen von Ton (Bt-Sd-Horizonte) oder Sesquioxiden und organischen Verbindungen (Bs-Horizonte) hervorgerufen werden (ROTH 2002). Auch ein Wechsel zu einer Schicht mit einer hohen natürlichen Lagerungsdichte kann als Bodenverdichtung bezeichnet werden. Auch kann in geschichteten Böden die Basislage sehr dicht gelagert sein.

2.7.5 Bodenbearbeitung

Durch das Pflügen werden nicht nur die Trockenrohdichte und die Bodenstruktur verändert, sondern auch die Verbindung der Wurmgänge zur Bodenoberfläche zerstört. Unterhalb des Pflughorizonts hingegen überdauern die Gänge oft mehrere Jahre (HAGEDORN & BUNDT 2002, BEVEN & GERMANN 1982). Zur Nahrungsaufnahme legen die Würmer im Laufe des Frühjahres neue Gänge im Pflughorizont an. Die Zahl der Wurmgänge erreicht im Herbst ein Maximum. Das Zusammenspiel von Bodenbearbeitung, Wurmaktivität und Witterung führt zu einer saisonalen Periodizität in der Anfälligkeit des Bodens für präferentielle Fließwege. So ist auf konventionell bearbeiteten Ackerflächen im Vergleich zu bodenschonend bewirtschafteten Ackerflächen ein höherer Oberflächenabfluss zu beobachten (MOSTAGHIMA, DILLAHA & SHANHOLTZ 1987). Eine besondere Bedeutung kommt dabei auch dem Mulchen zu.

2.8 Hydrologische Modellierung

Um das Realsystem mit einem hydrologischen Simulationsmodelle abzubilden müssen in einem ersten Schritt die Systemgrenzen definiert werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass über die festgelegte Systemgrenze hinaus nur bekannt Stoff- und Energieströme hinweggehen dürfen. Häufig werden deshalb (Teil-) Einzugsgebiete oder sonstige abgrenzbare Gewässerteile als hydrologisches System abgegrenzt (DYCK & PESCHKE 1995). In dieser Arbeit werden Hangausschnitte und Lysimeter als System definiert; Sickerwasser, Zwischen- und Oberflächenabfluss verlassen die Systemgrenzen. Das System ist dynamisch, wenn es auf Inputgrößen (Modellantrieb, z. B. klimatologische Größen) mit messbaren Änderungen der inneren Zustandsgrößen und mit Umweltwirkungen, d. h. Ausgaben, die über die Systemgrenze hinweg gehen, reagieren (BOSEL 1994). Je nach Komplexität sind Systeme im Inneren rück gekoppelt. Um Vorgänge in dem System zu simulieren muss in einem zweiten Schritt eine Idealisierung oder Abstraktion des Realsystems vorgenommen werden. Diese Abstraktion mündet in einem mathematischen Modell, dessen Verhalten der Realität ähnelt.

MILLER, SHETH & KOCHUT (1999) klassifizieren Modelle über ihre Ähnlichkeit zum Realsystem und ihren Abstraktionsgrad (Fig. 2.1). Sie definieren eine Grenze, die ein Simulationsmodell mit vorgegebenen Abstraktionsgrad bzw. Realitätsnähe nicht überschreiten kann. Existierende Modelle finden sich meist weit entfernt von dieser Ideallinie. Sie müssen daher entweder abstrakter formuliert werden oder, falls das nötige Systemwissen vorhanden ist, dem Realsystem ähnlicher gemacht werden. Dabei kann die „Komplexitätsgrenze“ jedoch nicht überschritten werden. Das Realsystem ist in endlicher Zeit nicht vollständig in einem mathematischen Modell abbildbar (CASPER 2002).

Die Auswahl eines hydrologischen Modells hängt vor allem von der Fragestellung, der Größe des betrachteten Gebietes und der Güte der Eingangsdaten ab. NIEHOFF (2002: 23) hat folgende Kriterien zur Auswahl eines geeigneten Modells zusammengestellt:

- Zweck der Modellanwendung (Hochwasservorhersage oder Prognose von Bodenveränderungen, Klimaveränderungen)
- Größe des betrachteten Gebiets (Plot, Hang oder Einzugsgebietsskala, mikro-, meso-, oder makroskaliges Einzugsgebiet)

- Zeitraum, der für die Fragestellung relevant ist (Langzeitsimulation, Ereignisbezogen)
- Hydrologische Prozesse, die für die Problemstellung von Bedeutung sind (z. B. Verdunstung, Makroporenfluss, Schneeschmelze)
- Datenmaterial, das für die Modellierung zur Verfügung steht
- Arbeitsaufwand, welcher der Fragestellung angemessen ist

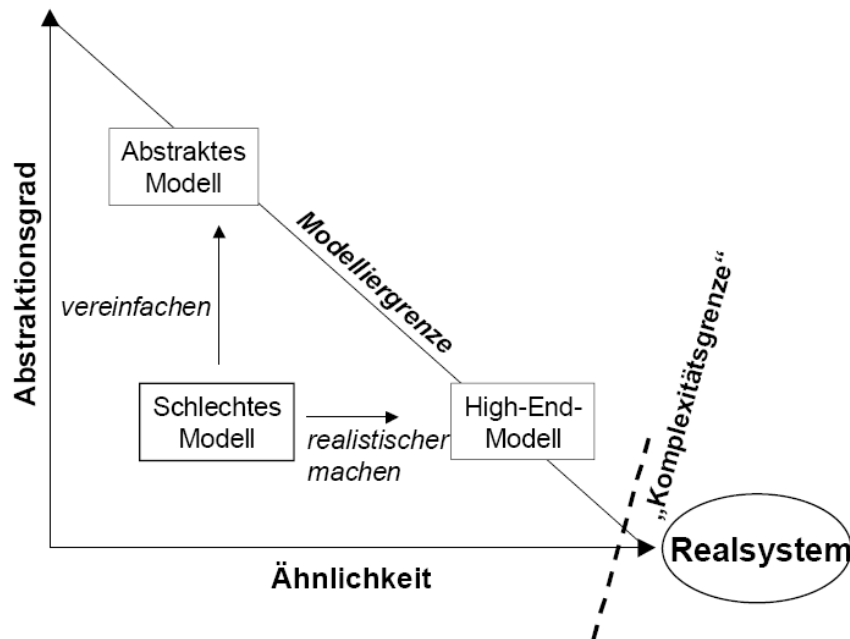


Fig. 2.1: Modellklassifikation (MILLER, SHETH & KOCHUT 1999, verändert von CASPER 2002).

In der hydrologischen Forschung haben sich zwei grundsätzlich verschiedene Ansätze zur Modellierung der Abflussdynamik entwickelt:

1. Konzeptionelle Modelle, die hydrologische Gebietseigenschaften mit Hilfe von verschiedenen Speichern beschreiben, die unterschiedlich rasch auf ein Niederschlagsereignis reagieren und deren Parameter nur zum Teil mit im Gelände gemessenen Daten verknüpft werden können.
2. Physikalisch basierte Modelle, die hydrologische Prozesse mithilfe von Gleichungen beschreiben, die zumindest zum Teil physikalisch begründet sind und deren Parameter im Gelände oder Labor ermittelt werden können.

Zu den prozessorientierten, konzeptionellen Modellen gehören unter anderem, TOPMODEL (BEVEN & KIRKBY 1979, BEVEN, LAMB, QUINN, ROMANOWICZ, & FREER 1995), HBV, (BERGSTRÖM 1995, LINDSTRÖM, JOHANSOSON, PERSSON, GARDELIN, & BERGSTRÖM 1997), PRMS (LEAVESLEY, LICHTY, TROUTMAN & SAIDON 1983, LEAVESLEY & STANNARD 1995), WASIM-ETH mit TOPMODEL-Ansatz (SCHULLA 1997, SCHULLA & JASPER 1999).

Sie verwenden zur Simulation der Wasserbewegung verschiedene konzeptionelle Ansätze, meist Speicheranalogien. Dabei wird versucht, das Verhalten des Realsystems nachzuahmen. WASIM-ETH simuliert Teilsysteme (u.a. die Strahlungsmodifikation und Evapotranspiration)

jedoch sehr detailliert, so dass man in diesen Fällen auch von echten physikalischen Teilmodellen sprechen kann (CASPER 2002).

Physikalisch basierte Modelle auf Einzugsgebietsebene sind aufgrund der hohen Rechenleistung nicht so verbreitet, hier sind die Modelle MIKE-SHE (BATHURST 1986) und CATFLOW (MAURER 1997) zu nennen. Auf der Hangskale sind die Modelle QSOIL (FAEH 1997), HILLFLOW (BRONSTERT 1994) und HYDRUS-2D (ŠIMUNEK 1999) verbreitet.

Für diese Arbeit wurde das Modell CATFLOW (CATchment FLOW, vgl. Kap. 4.3) gewählt, es gehört mit einigen Einschränkungen zur Gruppe der strukturabbildenden Modelle. Die Wasserbewegung im Boden wird mit Hilfe der Richards-Gleichung beschrieben. Gelöst wird diese mit einem Finite-Differenzen-Verfahren. Um mit diesem Modell das Verhalten des Realsystems abbilden zu können, ist es notwendig, die den Abfluss steuernden Strukturmerkmale zu erkennen und in den Modellparametern abzubilden (CASPER 2002).

Das Modell zeichnet sich durch eine große Prozessnähe aus und ermöglicht eine Verhaltensklärung von Abflussprozessen. Obwohl als Einzugsgebietsmodell konzipiert, ist die Modellstruktur auf die Abbildung einzelner Hang oder Hangsegmente ausgerichtet. Daneben haben bei der Auswahl des Modells auch die aktuelle Weiterentwicklung und die kostenlose Verfügbarkeit eine Rolle gespielt. Das Modell ist in der Lage Deckschichtenabfluss, langsamen und schnellen Zwischenabfluss, sowie Horton'schen- und Sättigungsoberflächenabfluss abzubilden. CASPER (2002: 143) konnte zeigen, dass das Modellverhalten maßgeblich von der Diskretisierung des Hangs und der Wahl der rechten Randbedingung abhängig ist. Der Abstand der Berechnungsknoten muss den Flussdichten in vertikaler und lateraler Richtung angepasst sein, da es sonst vor allem bei kurzen Zeitschritten zu numerischen Ungenauigkeiten kommt, die zu großen Bilanzfehlern führen. Eine engmaschige Diskretisierung ist auf der relativ kleinen Plotskale gut zu realisieren und der Rechenaufwand ist auch bei einer hohen Anzahl von Berechnungsknoten noch vertretbar (Langzeitsimulation von acht Jahren in 16 Stunden bis maximal drei Tagen).

3 Untersuchungsraum

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Trierer Bucht in der Westeifel. Der geologische Untergrund besteht aus mesozoischen Gesteinen, die über dem devonischen Grundgebirge des Rheinischen Schiefergebirges abgelagert wurden. Nach der naturräumlichen Gliederung liegt das Untersuchungsgebiet in den Einheiten des Bitburger Gutlandes und der Moselleifel (WERLE 1974). Hydrogeographisch hat das Untersuchungsgebiet Anteile an den Flusseinzugsgebieten Kyll, Salm und Nims.

3.1 Geologie

Im Vergleich zu der gut bekannten Trias- und Lias-Abfolge der Schichtstufenlandschaften Süddeutschlands ist der geologische Kenntnisstand in der Südeifel noch relativ gering (DITTRICH 2004: 49). Die heute vorliegenden geologischen Karten basieren maßgeblich auf den Ergebnissen der um 1900 durchgeführten Kartierung der Königlich Preußischen Geologischen Landesanstalt Berlin und den in den 1980er Jahren durchgeführten Diplom- und Spezialkartierungen der Universitäten Trier, Mainz, Aachen, Tübingen, Heidelberg und Bochum (NEGENDANK 1983, NEGENDANK & WAGNER 1988, 1989). Seit 1993 findet die geologische Neuaufnahme der Südeifel durch das Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz statt (DITTRICH 2004: 51).

Die Trierer Bucht ist ein NE-Ausläufer des Pariser Beckens und bildet gleichzeitig die südliche Verlängerung der Eifler-Nord-Süd-Zone, einer alt-angelegten Depressionsstruktur zwischen den Ardennen im Westen und der Eifel im Osten. Die Sedimente der Trias und dem unteren Lias lagern hier diskordant über dem devonischen Sockel, im Südosten auch über Rotliegenden Gesteinen. Die Trierer Bucht ist eine durch die Hebungsbewegungen der umgebenen variszischen Blöcken (Ardennen, Eifel, Hunsrück) relativ abgesunkene Depressionszone (MEYER 1994; DITTRICH 2004: 52; LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU LGB 2005: 35).

Der Senkungsraum der Trierer Bucht war in der unteren Trias NE-SW ausgerichtet. Intern gliederte er sich in das Trierer Becken im SE und das Bitburger Becken im NW, die durch eine breite Schwellenzone getrennt werden. Wurde früher davon ausgegangen, dass die Sedimentation der triassischen Sedimente mit dem Mittleren Buntsandstein (sm) begann und der Untere Buntsandstein (su) in einer Schichtlücke ausfällt, heute kommt DITTRICH (2004: 71) jedoch nach einem Vergleich mit der nahezu vollständigen Buntsandsteinabfolge der Pfälzer Mulde zu dem Schluss, dass auch im Trierer Becken der Untere Buntsandstein mit einer Mächtigkeit von 115 m die Basis der triassischen Schichtenfolge bildet. Über dem ca. 10 m mächtigen, schräggestellten Basiskonglomerat wurden im Unteren und Mittleren Buntsandstein die Sedimente in einer weitflächigen, wüstenhaften Flusslandschaft abgelagert. In den Flussrinnen wurde Sand und Kies sedimentiert, in den weitflächigen Überflutungsbereichen kamen tonig schluffige Sedimente zur Ablagerung. Aufgrund der Nähe zum Hinterland sind die Geröllgehalte vergleichsweise hoch. In Perioden mit geringer Wasserführung wurden auch äolische Sedimente abgelagert (KREMB-WAGNER 1996: 12; MADER 1981, MADER 1982: 267ff.).

Der Obere Buntsandstein (so) gliedert sich in die Zwischenschichten (140-165 m) und den Voltziensandstein (20-30 m), die beide in sandreichen, verschieden stark verzweigten, aber

auch in ruhigeren, schwach mäandrierenden Flussläufen abgelagert wurden (DITTRICH 2004: 54). Die Zwischenschichten können in verschiedene fluviatile Kleinzyklen gegliedert werden. Oberhalb einer erosiven Basis setzten sie mit Aufarbeitungshorizonten ein und enden mit tonig-siltigen Überflutungsabsätzen. Die „Violetten Horizonte“ kennzeichnen alte Bodenbildungen. Der Voltziensandstein unterteilt sich in die untere sandige Werksteinzone und die obere, stärker tonig-siltige Lettenregion.

Zu Beginn des Muschelkalks überflutete das Tethys Meer die Trierer Bucht und die Eifler Nord-Süd-Zone. Der Untere Muschelkalk (mu) wurde in einem stark Gezeitenbeeinflussten, zeitweise trocken fallenden Küstenbereich abgelagert (SCHWARZ 1977). Es bildete sich eine sandig-tonig-dolomitische Gesteinsabfolge mit einer Mächtigkeit von 30 bis 60 m. Im oberen Teil ist der Dolomit auch gesteinsbildend.

Während der regressiven Phase des Mittleren Muschelkalks (mm) hatte über die Siercker Schwelle im S oder von N durch die Eifler Nord-Süd-Zone ein Flachmeer Zugang zur Trierer Bucht. Es wurde eine tonig-sulfatisch-karbonatische Beckenfazies abgelagert. In den bunten dolomitischen Mergeln und Tonen sind im höheren Teil Gips- und Anhydritlager eingeschaltet (LGB 2005: 170).

Im Oberen Muschelkalk bildete die Eifler-Nord-Süd-Zone eine relativ breite, flachgründige Meeresstraße, die im Süden durch die Siercker Schwelle teilweise abgeriegelt wurde, so dass die Verbindung zur Lothringischen Straße und zum Schelfbereich des Süddeutschen Beckens nicht immer gegeben war. Dadurch war die Trierer Bucht zeitweise ein isolierter marin-lagunärer Beckenraum, in dem eine 20 bis 30 m mächtige Dolomitabfolge der Trochiten-schichten abgelagert wurde, die durch zwei merglig sandige Zwischenlagen dreigeteilt ist. Im mittleren Oberen Muschelkalk änderte sich das Ablagerungsmilieu. Nach dem Aufstieg der Ardennen-Südrandzone und der Siercker-Schwelle im Süden entstand eine abgeriegelte Karbonatplattform. Im zentralen Teil der Trierer Bucht entstanden 20 bis 30 m mächtige Dolomit-Tonmergel-Wechselfolgen der Ceratitenschichten in einer randmarinen Lagune.

Die Abfolgen des Keupers bildeten sich in einer weitläufigen, nur wenig reliefierten Küstenlandschaft. In den geringmächtigen Ablagerungen existieren mehrere Schichtlücken, die durch globale Meeresspiegelabsenkungen und durch tektonische Bewegungen verursacht wurden. Während des Unteren Keupers wurden großflächig Gerölle und Sande aus Nordwesten abgelagert. Es zeigt sich jedoch ein enger Wechsel von Tonsteinen, Mergeln, Siltsteinen, Sandsteinen, Konglomeraten, Gipsmergeln und Dolomiten mit einer Mächtigkeit von 26 bis 22 m.

Der Mittlere und Obere Keuper ist – ebenso wie der Lias – im engeren Untersuchungsgebiet nicht aufgeschlossen. Er besteht aus dolomitisch-mergligen Schichtpaketen mit Sandstein- und Sulfateinschaltungen. Von der Schichtenfolge des Jura ist im deutschen Teil nur noch der unterste Lias erhalten. Zwischen fossilreichen Mergeln und Kalken ist der Luxemburger Sandstein eingeschaltet. Die Sandzufuhr erfolgte dabei aus Norden.

Im Tertiär wurden weitflächig Decklehme abgelagert. In den Grabenstrukturen finden sich tertiäre Füllungen wie z. B. eozäne Tone (Speicher-Binsfeld Fazies) im „Binsfelder Graben“ und die weißen Quarzschotter (Arenrather Fazies) im „Arenrather Becken“. Die Ablagerungen und Strukturen werden seit dem Mittleren Pliozän im Zusammenhang mit der Gebirgsbildung der Alpen einem Spannungsfeld aus SE ausgesetzt. Jüngere tektonische Bewegungen

finden sich am E-Rand der Trier-Bitburger Mulde, im Bereich des Arenrather Beckens in Form einer NW-SE streichenden Störung, ferner an der großen Randstörung des Wittlicher Grabens. Der Südteil der Trier-Bitburger Mulde besteht aus einem komplizierten Schollenmuster. Dem SW-NE und SSW-NNE Streichen der variszischen Faltenstruktur folgend, gliedern sie sich durch Flexuren und Verwerfungen besonders die Randgebiete des mesozoischen Deckgebirges. Die Verwerfungen führen zu einem mosaikartigen Wechsel der Gesteine, welcher vermutlich noch stärker ausgeprägt wäre, würden ihn nicht die tertiären Ablagerungen auf den Höhen verdecken (WALTER 1995: 345). Diese Ablagerungen beschränken sich auf den östlichen Teil des Bitburger Gutlandes, wobei ihre Entstehung nicht eindeutig geklärt ist. QUITZOW (1969) betrachtet sie als umgelagerte „Vallendar Schotter“, die von einem, im Mitteloligozän bis Mittelmiozän von N nach S zur Urmosel fließenden Fluss abgelagert wurden. NEGENDANK (1983) schreibt die Ablagerungen der damals noch weiter nördlich fließenden Urmosel zu, welche in einem breiten Bereich zwischen heutigen Moselverlauf und der Linie Zemmer - Arenrath - Manderscheid - Hasborn - Cochem mäandriert. Darüber folgen mittelgrobkörnige Kiese mit Sand- und tonigen Schluff-Zwischenlagen, häufig auch weiße, tonige Sande. Im Pliozän wurden die Troglflächen des Bitburger Gutlande durch jungtertiäre Decklehme überlagert, die von KURZ (1926) auch als kiesführende Höhenlehme bezeichnet werden. Im Untersuchungsgebiet sind es vorwiegend gelbe bis rotbraune, tonige Lehme (NEGENDANK 1983).

3.2 Morphologie

Die geomorphologische Gliederung lehnt sich eng an den geologischen Bau an. Die Hochflächenlandschaft des Bitburger Gutlandes weist Höhen zwischen 250 und 440 m ü. NN auf. Durch die Einrumpfung im Tertiär und verschiedener jungtertiären und quartären Hebungen entstand die Flächentreppe des rheinischen Rumpfschollengebirges, die eine sanfte Abdachung vom Eifelinneren zum Moseltrog in südlicher Richtung zeigt (WEISSHAAR, GÖBEL, HAINZ, NEU, PAULY, ZENDER, JUNANDREAS & KOLTZ 1967: 14). Aufgrund der vielen Verwerfungen kam es nicht zur Ausbildung einer klassischen Schichtstufenlandschaft. Der Wechsel von morphologisch harten und weichen Gesteinen zeigt jedoch an vielen Stellen den Charakter einer Schichtstufenlandschaft (RICHTER 1984).

Schichtstufen und Schichtlinienstufen entlang von Bruchlinien gliedern die Hochfläche ebenso wie breite Rücken und Hügellandschaften zwischen den tief eingeschnittenen Seitentälern von Mosel, Saar, Kyll und Sauer. Während die Bildung der Flächen vornehmlich während des Tertiärs stattfand, ist das Quartär durch das Vorherrschen fluvialer Prozesse und Hebungen gekennzeichnet, die an der unteren Mosel seit dem Ende des Tertiärs insgesamt etwa 200 m betragen (ANDRES 1989). Als Reaktion auf diese Hebung, besonders während der letzten 500.000 Jahre (nach der Bildung der Hauptterrassen) schnitten sich die großen Täler tief ein.

Das Bitburger Gutland selbst gehört zum unteren Teil der Treppenflächen und stellt sich so als jungmiozäne Troglflächenlandschaft dar. Zwei verschiedene Niveaus können ausgegliedert werden, ein Restbergniveau in 435 bis 400 m ü. NN und eine zungenförmig in dieses eingreifende, unterpliozäne Trogterrassenfläche mit einer mittleren Höhe von 380 bis 360 m ü. NN (WEISSHAAR et al. 1967: 16). Die Troglflächen des Bitburger Gutlandes sind durch die Kerbtäler der aus der Eifel kommenden und zur Mosel fließenden Flüsse Sauer, Prüm, Nims und

Kyll tief zertalt und damit in eine Reihe lang gestreckter, in N-S Richtung verlaufender Riedel aufgelöst. Der zentrale Teil dieser Hochflächenriedel ist gekennzeichnet durch breite, flache Quellmulden, in denen die Zuflüsse der Sauer, Prüm, Nims und Kyll ihre Wasser sammeln, bevor sie zu den Rändern hin fließen und diese stark zerlappen und einkerben, wodurch sich der ebene bis wellige Hochflächencharakter des Bitburger Gutlandes herausgebildet hat (MÖSELER 1998: 3, MEYNEN 1967: 183).

3.3 Klima

Der Untersuchungsraum liegt im Einflussbereich der planetarischen Frontalzone, zwischen dem Subtropisch-Randtropischen Hochdruckgürtel (20°N - 40°N) und der subpolaren Tiefdruckrinne (60°N). Zwischen diesen Luftdruckgürteln bestimmt die Westwinddrift mit ihren mitgeführten Tiefdruckgebieten (Zyklonen) das Wettergeschehen und sorgt für ein feuchtes und relativ mildes Klima. Die Verlagerung der dynamischen Druckgebilde in Abhängigkeit der Jahreszeit und thermisch bedingte Druckgebilde führen im Winter zu Hochdruckgebieten, im Sommer zu Tiefdruckgebieten über den Kontinenten. Dies kann eine Blockade der vorherrschenden Westwindströmung bewirken und zu extremen Witterungsbedingungen führen, wie z. B. extrem kalte und trockene Winter oder heiße und trockene Sommer (LICHT 2005: 55).

Nach der Klimaklassifikation von Köppen/Geiger gehört das Untersuchungsgebiet zu der feuchtgemäßigten Klimazone mit ganzjährigem Niederschlag (Cf). Nach der Klassifikation von Troll/Paffen liegt das Gebiet in der subozeanischen Klimazone (III,3). MAYEN (1956) gibt für das Bitburger Gutland eine Jahresmitteltemperatur von 8 °C an. An der Station Halsdorf (305 m ü. NN) beträgt die Jahresmitteltemperatur für den Zeitraum von 1961-1990 8,5 °C. Die mittlere Anzahl an Eistagen wird mit 17 angegeben, die vorwiegend im Dezember und Januar auftreten. Es muss mit 91 Frosttagen zwischen Oktober und April gerechnet werden. An durchschnittlich 31 Tagen liegt Schnee. Es besteht jedoch eine große Variabilität im Witterungsverlauf der Einzeljahre.

LICHT (2005: 68) berechnete anhand von 20 DWD-Stationen aus Rheinland-Pfalz einen mittleren vertikalen Temperaturgradienten von -0,64 °C/100 m. Die höchsten mittleren Lufttemperaturen treten Ende Juli, Anfang August auf.

Die SW-NE orientierten Gebirgszüge der Eifel stellen großräumige für aus westlicher Richtung herantransportierte Luftmassen orographische Hindernisse dar. Dies führt zu einem differenzierten Windfeld mit unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten in Luv und Lee und zu einer Ablenkung der großräumigen Strömung. Im Lee der Eifelhöhenzüge herrscht an der Station Halsdorf eine mittlere Windgeschwindigkeit von nur 1,8 m/s vor.

Die Niederschlagsereignisse sind vor allem an zyklonale Wetterlagen und Tiefdruckgebiete gebunden. Der mittlere Jahresniederschlag liegt zwischen 750 und 850 mm. Der Jahresgang des Niederschlags hat zwei Maxima im Sommer und Winter und zwei Minima in den Übergangsjahreszeiten Frühjahr und Herbst. Die Niederschlagsmenge nimmt von SW nach N ab. Die Höhe und die Exposition führen zu Luv- und Lee-Effekten. Die höchsten Niederschlagsmengen fallen im Juni und Juli.

3.4 Böden

Der geologische Untergrund mit seiner mosaikartigen Verteilung der Schollen spiegelt sich auch an der Oberfläche wider und sorgt – oftmals auf kurzer Distanz – für stark wechselnde Ausgangsbedingungen für die Bodenbildung (MEYNEN 1967: 204). Die Ausgangsgesteine werden von Solifluktsdecken überlagert, stellenweise sind auch Reste von fossilen Verwitterungsbildungen erhalten oder in die Solifluktsdecken eingearbeitet. Dies bewirkt eine Mehrschichtigkeit der Bodenprofile und führt zu einer weiteren Differenzierung der Böden (STÖHR 1967: 26; MÜCKENHAUSEN 1978: 14; SCHRÖDER 1983: 159; JÄTZOLD 1984: 23).

In den quarzreichen, grobkörnig verwitterten Ausgangsgesteinen des Mittleren Buntsandsteins haben sich hauptsächlich Braunerden gebildet. In steileren Lagen, mit häufig mächtigen Hangschuttdecken, sind die Profile stark verkürzt, hier sind neben den Braunerden auch podsolige Braunerden, Podsole und Ranker zu finden. Auf den stärker tonig verwitterten Gesteinen des oberen Buntsandsteins sind auf den Hochflächen, aber auch auf stärker geneigten Standorten Pseudogley-Braunerden und Pseudogleye verbreitet. In steileren Lagen haben sich saure Braunerden und Ranker entwickelt.

Der obere Abschnitt des Unteren Muschelkalkes, der Muschelsandstein, ist im Untersuchungsgebiet durch Sandsteine mit Mergelzwischenlagen in feinkörnig-schluffiger Ausbildung vertreten, was in der Entwicklung zu vergleichbaren Böden mit denen des Oberen Buntsandsteins geführt hat. Die vorherrschenden Bodentypen in diesen Gebieten sind Rendzinen und flachgründige, basenreiche Braunerden, mit hohem Skelettgehalt, die im Oberboden schon weitgehend entkalkt sind. Auch die Böden des Unteren Muschelkalks sind auf den Hochflächen und Mulden aufgrund des dichten Untergrundes und schlechter Dränung häufig pseudovergleyt (WERLE 1978: 42; MEYNEN 1967; 207).

Die bunten Tone und Mergel des Unteren Keupers tragen in Abtragungsräumen schwach entwickelte kalkhaltige Pelosole, die auf stark erodierten Flächen Übergänge zu Mergelrendzinen zeigen. In ebener Lage finden sich Reste von Löss und auch tiefer entwickelte P-Horizonte, so dass hier verbreitet Pseudogleye auftreten. (SCHRÖDER 1984).

3.5 Vegetation und Landnutzung

Die Hochflächen des Bitburger Gutlandes präsentieren sich heute als typische Kulturlandschaft. Der kleinräumig Wechsel von Acker- und Grünlandflächen, Laub- und Nadelwälder führt zu einem abwechslungsreichen Landschaftsbild. Die heutige Waldverteilung ist Ausdruck des Reliefs und der Bodengunst, häufig aber auch der Besitzverhältnisse. Die Hanglagen der tief eingeschnittenen Täler werden meist von einem geschlossenen Waldbestand eingenommen.

Der ursprüngliche nordisch-atlantische Buchenwald wurde wahrscheinlich seit der frühen Bronzezeit (ab. ca. 3000 v. Chr.) durch den Menschen verändert, wobei die Nachhaltige Veränderung im Wesentlichen auf die römische Besiedelung zurückgeht (RUTHSATZ & ZOLDAN 1983). Heute stehen auf mageren Böden des Buntsandsteins, des Keupers und des Lias geschlossene Waldgebiete, besonders die Anpflanzung von Fichten wurde im 19. Jh. von der preußischen Verwaltung propagiert (SCHWIND 1984).

Auf Muschelkalkstandorten findet sich typischerweise ein Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*). Daneben wurde vor allem *Picea abies* wegen des schnellen Ertrages aufgeforstet. *Pinus sylvestris* ist auf mäßig trockenen Buntsandsteinböden am leistungsstärksten, *Pinus sylvestris* hingegen auf mäßig trockenen Buntsandsteinböden. *Quercus petraea* und *Q. robur* haben gute Eigenschaften als Bauholz. Erstere findet ihr Optimum auf gut durchlüfteten, leichten bis mittelschweren Böden bei mäßiger bis frischer Wasser- und mittlerer Basenversorgung. Das ausgeprägte Wurzelwerk von *Quercus robur* eignet sich für schwere, wasserbeeinflusste Böden. Ansonsten stellt sie eher höhere Ansprüche an Nährstoff- und Wasserangebot. Die Buche beschattet den Stamm der Eiche und verhindert so die Bildung von Wasserreisern. Vermehrung durch Naturverjüngung ist in Buchenbeständen kaum möglich. Daher müssen Eichen nachgepflanzt werden.

Auf den Böden des Oberen Buntsandsteins befinden sich nur noch auf flachen Höhen Wälder und Nadelbaumforste. In Mulden finden sich feuchte bis nasse Wiesen und Viehweiden. Auf weniger staunassen Standorten wird Ackerbau betrieben. Auf den Böden des Oberen Muschelkalks sind nur wenige Waldinseln zwischen guten Ackerstandorten verblieben; Grünlandnutzung wird hier nur an flachgründigen und steilen Hängen sowie in den schmalen Bachauen betrieben, deren Gewässer von sekundären Erlen-, Eschen-, Weiden-Galeriewäldern begleitet werden. Auf den Flächen des Unteren Keupers finden sich häufig Flächen, die als Grünland oder Ackerland genutzt werden, nur einige Kuppen sind mit Laubwäldern oder Nadelbaumforsten bestanden (RUTHSATZ & ZOLDAN 1983).

3.6 Untersuchungsstandorte

Die Geländearbeiten wurden im Rahmen der Dissertationen von TRESSEL (2000) und SCHOBEL (2008) durchgeführt. Tab. 3.1 gibt einen Überblick über die Standorte, Landnutzungen, Geologie, Bodentyp und die in dieser Arbeit verwendeten Standortbezeichnungen. Der erste Buchstabe steht für die Untersuchungsmethode (n=Niederschlagssimulation, l=Lysimeter, b=Bodenfeuchte), der zweite Buchstabe für den Standort (i=Idenheim, g=Greverath) und der dritte Buchstabe für die Landnutzung (a=Acker, g=Grünland, w=Wald). Detaillierte Standortdaten befinden sich im Anhang A1. Fig. 3.1 zeigt neben den Bodengroßlandschaften von Rheinland-Pfalz einen Auszug aus der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU 2009a, 2009b) mit den Untersuchungsstandorten. Abweichungen zwischen dem am Standort aufgenommenen Bodentyp in der Tabelle und der Bodenformengesellschaft in der Karte resultieren aus den unterschiedlichen Aufnahmemassstäben.

Alle untersuchten Grünlandstandorte sind als Wirtschaftsgrünland zu bezeichnen und können je nach Nutzung den frischen bis feuchten Glatthaferwiesen (*Arrhenatherum*) oder den Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosuretum*) zugeordnet werden. Kennzeichnende Arten sind: *Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus*, *Ranunculus repens* und *Veronica chamaedrys* bzw. *Lolium perenne* wie auch *L. multiflorum* und *Trifolium repens*. Aufgrund ihrer Höhenlage von 348 bis 400 m ü. NN und hoher Niederschläge weist das Grünland leicht montanen Charakter auf. (RUTHSATZ & ZOLDAN 1983: 137-152).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden an den Standorten Meckel Wald (mw), Idenheim Wald 1 (iw1), Idenheim Grünland 2 (ig2) und Idenheim Wald 2 (iw2) Vergleichsprofile angelegt und

bodenphysikalisch untersucht. Dabei hat sich herausgestellt, dass die Standorte ig2 und iw2 Sonderstandorte sind, die sich nicht für die Modellierung eignen. Der Waldstandort iw2 ist aufgrund seiner Nähe zu einer Mardelle stark gestört. Die stark lösslehmhaltige Hauptlage ist hier an vielen Stellen bereits vollständig abgetragen, sie fehlt auch bei dem ursprünglich angelegten Profil für die Bestimmung der bodenphysikalischen Parameter. Im Bereich der Probennahme für die Wassergehaltsanalyse ist sie aber vorhanden. Daher wurde auf eine Simulation an diesem Standort verzichtet. Ähnlich verhält es sich am Standort ig2 in unmittelbarer Nähe zum Waldstandort. Auf der ursprünglichen Probennahmefläche fehlt die Hauptlage völlig. 1998 wurde die Probennahme um etwa 100 m verlagert. An diesem Standort ist der Boden allerdings in einem tiefgründigen Lösslehm entwickelt. Beide Standorte sind nicht in der Karte dargestellt.

Tab. 3.1: Untersuchungsstandorte (nach SCHOBEL 2008 und TRESSEL 2000).

Standort	Untersuchungsmethode		Nutzung	Geologie	Bodentyp	
nia1		Beregnung	Acker	mm	Pseudogley-Kolluvisol	
nia2		Beregnung	Acker	mu	Pseudogley-Braunerde	
nia3		Beregnung	Acker	mu	Pseudogley-Braunerde	
nig1		Beregnung	Grünland	mu	Pseudogley-Braunerde	
nig2		Beregnung	Grünland	mm	Hang-Pseudogley	
nig3		Beregnung	Grünland	mu	(Norm-) Pseudogley	
niw1		Beregnung	Wald	mu	(Norm-) Pseudogley	
niw2		Beregnung	Wald	mm	(Norm-) Pseudogley	
niw3		Beregnung	Wald	mm	(Norm-) Pseudogley	
nga1		Beregnung	Acker	teol	(Norm-) Braunerde	
nga2		Beregnung	Acker	teol	(Norm-) Braunerde	
nga2		Beregnung	Acker	teol	(Norm-) Kolluvisol	
ngg1		Beregnung	Grünland	teol	(Norm-) Braunerde	
ngg2		Beregnung	Grünland	teol	(Norm-) Braunerde	
ngg3		Beregnung	Grünland	teol	(Norm-) Braunerde	
ngw1		Beregnung	Wald	teol	schwach podsolige Braunerde	
ngw2		Beregnung	Wald	teol	schwach podsolige Braunerde	
ngw3		Beregnung	Wald	teol	schwach podsolige Braunerde	
bma	lma	Bodenwasser	Lysimeter	Acker	ku	Pelosol-Pseudogley
bmj	lmg	Bodenwasser	Lysimeter	Grünland	ku	Pelosol-Pseudogley
lmw	lmw	Bodenwasser	Lysimeter	Wald	ku	Pelosol-Pseudogley
bia1	lia1	Bodenwasser	Lysimeter	Acker	mm	Pseudogley-Kolluvisol
big1		Bodenwasser		Grünland	mm	Pseudogley-Kolluvisol
biw1		Bodenwasser		Wald	mm	Pseudogley-Braunerde
bia2	lia2	Bodenwasser	Lysimeter	Acker	mu	Pseudogley-Braunerde
big2		Bodenwasser		Grünland	mu	Pseudogley-Braunerde
biw2		Bodenwasser		Wald	mu	Pseudogley-Braunerde
bga	lga	Bodenwasser	Lysimeter	Acker	sm	(Norm-) Braunerde
lgg	lgg	Bodenwasser	Lysimeter	Grünland	sm	Pseudogley-Braunerde
lgw	lgw	Bodenwasser	Lysimeter	Wald	sm	schwach podsolige Braunerde

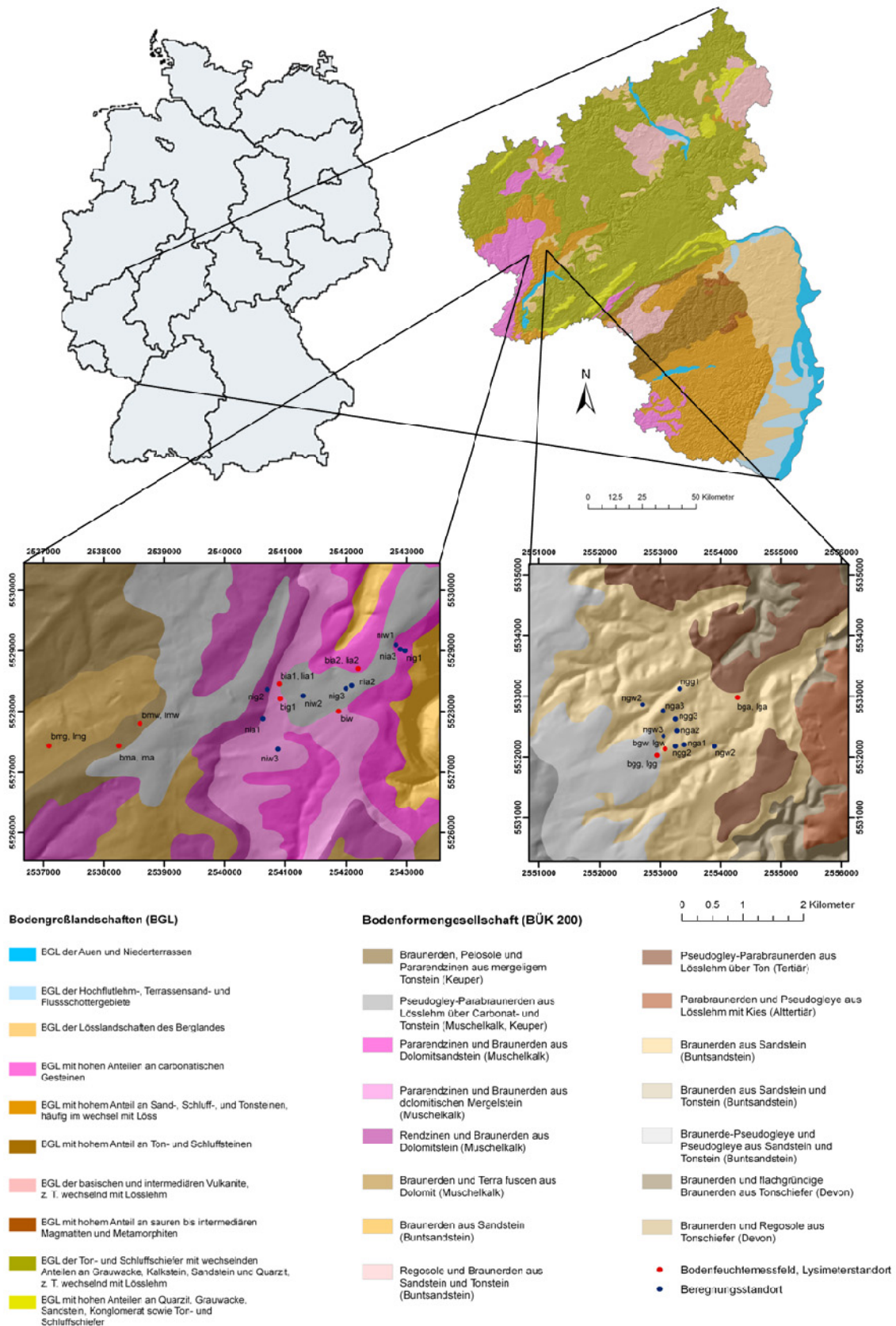


Fig. 3.1: Untersuchungsraum mit den Standorten der Bodenfeuchtemessfelder, der Lysimeterstandorte und der Beregnungsversuche. Oben: Bodengroßlandschaften (BGL), unten: Bodenformengesellschaften der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU 2009a, 2009b).

4 Material und Methoden

4.1 Geländemethoden

4.1.1 Bodenwasserbestimmung

Zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes wurden an 12 Standorten (Tab 3.1) wöchentlich Bodenproben mit einem Pürckhauer-Bohrer (in zweifacher Wiederholung) bis in 70 oder 80 cm Tiefe entnommen. An den Proben wurde der Bodenwassergehalt thermogravimetrisch bestimmt (HARTGE & HORN 1992: 21ff.). Das Bohrgut wurde dazu in 10 cm Abschnitten aus dem Bohrstock entnommen, in geschlossene Behälter verpackt und im Labor gewogen. Danach wurden die Proben bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und wieder gewogen. Die aus dem Boden entfernte Wassermenge wird auf die getrocknete Bodenmenge bezogen und durch die Multiplikation mit der Trockenrohddichte des Bodens die Wassermenge auf ein Bodenvolumen bestimmt:

$$W_{Vol.-\%} = \frac{Bd_n - Bd_{tr}}{Bd_{tr}} \cdot \rho_t \cdot 100 \quad (4.1)$$

mit	$W_{Vol.-\%}$	[Vol.-%]	Wassergehalt
	Bd_n	[g]	feuchter Boden
	Bd_{tr}	[g]	trockneter Boden
	ρ_t	[g cm ⁻³]	Trockenrohddichte

Um die Wassermengen mit Verdunstungs- und Niederschlagsdaten zu vergleichen, kann der Wassergehalt auch in mm Wassersäule ausgedrückt werden (HARTGE & HORN 1992: 24):

$$W_{mm} = \frac{W_{Vol.-\%} \cdot L}{Vol_{ges}} \quad (4.2)$$

mit	W_{mm}	[mm]	Wassergehalt
	W_{Vol}	[Vol.-%]	Wassergehalt
	Vol_{ges}	[Vol.-%]	Gesamtvolumen (100 cm ³)
	L	[mm]	Mächtigkeit des betrachteten Bodenkörpers

Dieses Verfahren gilt heute als Referenzmethode (DIN 18121, Teil 1), mit welchem andere Methoden verglichen oder indirekte Methoden kalibriert werden. Das Verfahren ist destruktiv, da durch die Probennahme die natürlichen hydrologischen Verhältnisse beeinflusst und damit verfälscht werden. Es ist daher nicht möglich, in ein und demselben Messvolumen die Änderung der Bodenfeuchte kontinuierlich zu verfolgen. Außerdem können bei Tonen, organischen Materialien oder Kolloiden auch andere flüchtige Bestandteile als Wasser ausgetrieben werden und Umsetzungen mit Luftsauerstoff auftreten, die das Messergebnis verfälschen (vgl. auch Kap. 5.4.2).

Auf den Flächen wurden im Rahmen der Arbeit von TRESSEL (2000) Bodenprofile angelegt und folgende Parameter bestimmt: Bodenart, Trockenrohddichte, Porengrößenverteilung und gesättigte Leitfähigkeit. Folgende Labormethoden wurden dabei angewendet:

- Die Porengrößenverteilung wurde im Überdruckverfahren nach RICHARDS & FIREMAN (1943) an aufgesättigten Stechzylinderproben über die schrittweise Entwässerung mit den Druckstufen 60 hPa (pF 1,8), 330 hPa (pF 2,5) und an gestörten, aufgesättigten Aggregaten mit 15000 hPa (pF 4,2) bestimmt.
- Das Gesamtporenvolumen (maximale Wasserkapazität) errechnet sich aus dem Verhältnis der Trockenrohichte zur Dichte der festen Bodensubstanz.
- Die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde nach dem Verfahren von KMOCH & HANUS (1965) bestimmt.
- Die Trockenrohichte ergibt sich aus dem Nettogewicht der Stechzylinderproben nach Trocknung bei 105 °C.
- Die Dichte der festen Bodensubstanz wurde nach BETECHTIN (1977) mit $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ angegeben und in den Ah-Horizonten von Waldstandorten aufgrund des Humusgehaltes auf $2,5 \text{ g cm}^{-3}$ herabgesetzt (vgl. HARTGE & HORN 1989).

4.1.2 Sickerwasserbestimmung

Im Rahmen des Kylltal-Projekts (TRESSEL 2000) wurde die Sickerwassermenge an acht Standorten mit unterschiedlicher Landnutzung über Lysimeter in einem Zeitraum von 1994 bis 1998 wöchentlich erfasst. Die nicht-wägbaren, ungestörten Bodenmonolithe wurden in Anlehnung an die Vorgaben von FRIEDRICH & FRANZEN (1960) entwickelt. Fig. 4.1 zeigt den schematischen Aufbau eines Sickerwasserlysimeters.

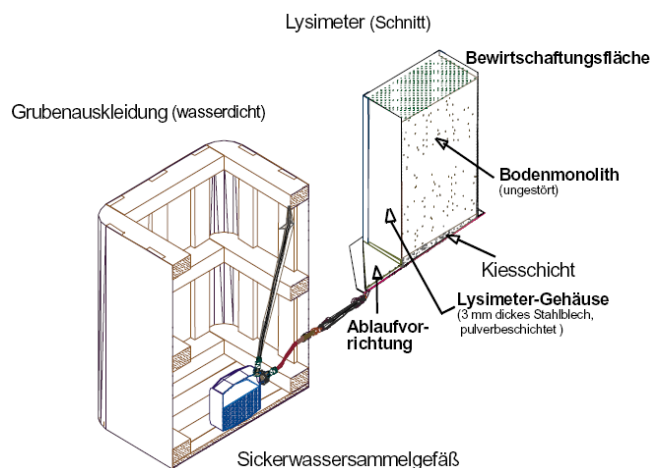


Fig. 4.1: Schematischer Aufbau der Sickerwasserlysimeter (TRESSEL 2000: 33).

Jede Lysimeterstation wurde mit drei Parallelen ausgestattet. Die Lysimeter haben eine Grundfläche von jeweils $0,25 \text{ m}^2$. An der Lysimetersohle fließt das Sickerwasser in einer Ablaufvorrichtung durch eine Kiesschicht und über einen Schlauch weiter in die Auffangbehälter. Die Lysimeter wurden auf den Acker- und Grünlandstandorten entsprechend der jeweiligen Fläche bewirtschaftet. Die Einbautiefe orientierte sich an der Mächtigkeit der Böden der jeweiligen Standorte, jedoch mit einer maximalen Tiefe von 80 cm. Die Sicker-

wassermessungen erfolgten im wöchentlichen Rhythmus. Für diese Arbeit standen aber nur zu Monatswerten aggregierte Daten zur Verfügung. (TRESSEL 2000: 45).

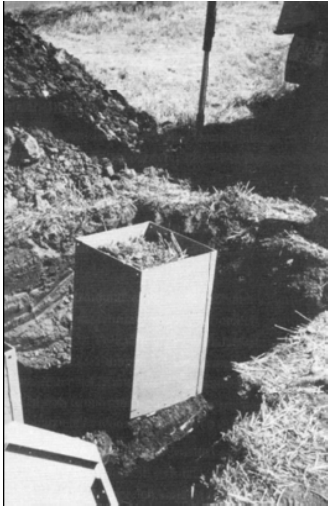


Foto 1 und 2: Herstellung eines Bodenmonoliths nach dem sog. Stechzylinderprinzip (links); Blick in den Messschacht mit den Ablaufvorrichtungen für das Sickerwasser aus den Lysimetern in die Auffangbehälter (rechts) (Fotos: Tressel 1994).

4.1.3 Beregnungsversuche

Die Beregnungsversuche wurden in den Winterhalbjahren 1999-2001 mit einer Beregnungsanlage nach KARL & TOLDRIAN (1973) von SCHOBEL (2008) durchgeführt. Versuchsaufbau und -durchführung werden im Folgenden kurz beschrieben, Details können bei SCHOBEL (2008) und BUNZA, DEISENHOFER, KARL, PORZELT & RIEDL (1985) nachgelesen werden.

Die Beregnungsfläche beträgt 50 m^2 ($5 \times 10 \text{ m}$), wobei der Abfluss in einem zentralen Streifen von $3 \times 10 \text{ m}$ gemessen wird. Die links und rechts verbleibenden Randstreifen sollen nach dem Prinzip des Doppelringinfiltrometers das seitliche Abfließen von Beregnungswasser in weniger gesättigte Bereiche verhindern. In Falllinie der Hangfläche wird am unteren Ende der Beregnungsfläche eine 3 m breite und 1 m tiefe Grube ausgehoben, um das abfließende Wasser in mehreren Tiefen zu messen. An der Bodenoberfläche und an charakteristischen Horizontgrenzen bzw. Schichtwechselln werden dazu Bleche in den Boden eingeschlagen, um das abfließende Wasser aufzufangen. Die Beregnung erfolgt an drei aufeinander folgenden Tagen mit jeweils vier fünfzehnminütigen Beregnungsintervallen in stündlichem Abstand. Bei jedem Beregnungsintervall werden ca. 10 mm Niederschlag aufgebracht, so dass pro Tag etwa 40 mm und insgesamt ca. 120 mm Niederschlag aufgebracht werden. Dies entspricht nach SCHOBEL (2008) etwa den Niederschlagssummen, die 1993 und 1995 zu großen Hochwässern in der Region führten. Foto 3 und 4 zeigen den Versuchsaufbau.

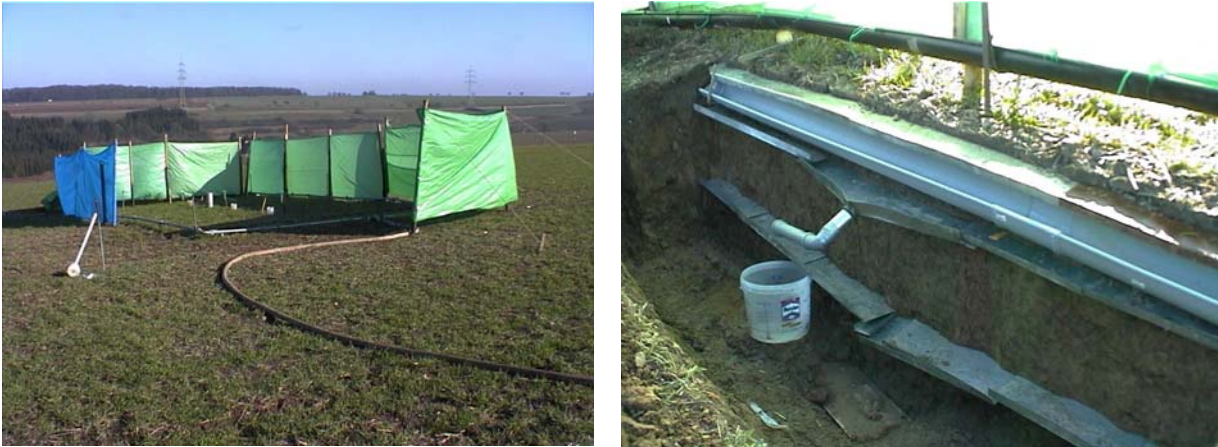


Foto 3 und 4: Aufbau der Beregnungsanlage mit Windschutz auf einem Ackerstandort und Profilgrube mit Auffangblechen für den Oberflächen- und Zwischenabfluss (Fotos: Müller 2004).

Für die Beregnungsstandorte liegen neben den Abflusswerten folgende modellrelevanten Daten vor: Hangneigung, Bodenart, Trockenrohdichte, Porengrößenverteilung, gesättigte Wasserleitfähigkeit und Infiltrationsrate an der Bodenoberfläche. Zur Bestimmung der bodenphysikalischen Kennwerte wurden 100 cm^3 Stechzylinder in sechs Parallelen pro Horizont entnommen. Zusätzlich wurden die Makroporen in den Durchmesserklassen 1-3, 3-5 und $> 5 \text{ mm}$ in drei Wiederholungen horizontweise ausgezählt. Aus der mittleren Zahl der Makroporen pro Quadratmeter und deren Durchschnittsfläche lässt sich für Makroporen der relative Anteil eines festen Durchmessers errechnen, den alle Makroporen insgesamt an der Erdoberfläche der Parzelle einnehmen (*amac*).

4.2 Prozessbeurteilungsschema

Scherrer (SCHERRER 1997, SCHERRER & NEAF 2001, SCHERRER 2004) entwickelte auf der Grundlage von Beregnungsversuchen, Infiltrationsmessungen und feldbodenkundlichen Untersuchungen einen Kartierschlüssel zur Bestimmung des dominanten Abflusstyps im Gelände. Dafür werden Prozessbeurteilungsschemata für die Landnutzungen Acker, Grünland/Wiese und Wald, sowohl für kurze, intensive Niederschläge (Starkregenereignisse) als auch für lang andauernde Niederschläge mit geringer Intensität, bereitgestellt (siehe Anhang A3). Der Schwerpunkt liegt auf den Bodeneigenschaften, die den Niederschlag in den jeweils dominierenden Abflusstyp aufteilen. In dieser Arbeit wurde die Beurteilung auf Grundlage der von TRESSEL (2002) und SCHOBEL (2008) erhobenen Standortparameter und bodenphysikalischen Daten durchgeführt. Der so ermittelte dominierende Abflusstyp wird mit den gemessenen und simulierten Ergebnissen verglichen.

Tab. 4.1 zeigt die einzelnen Abflussprozesse (vgl. Kap. 3.3), die nach ihrem zeitlichen Eintreten in verschiedene Intensitätsstufen weiter untergliedert werden. In einem nächsten Schritt werden diese zu Abflusstypen zusammengefasst, welche die Informationen auf Abflusgeschwindigkeiten reduziert.

Tab. 4.1: Prozessgruppen, Abflussintensitäten und Abflusstypen (SCHERRER 2004).

Prozessgruppe	Kurzzeichen	Intensität der Abflussprozesse	Abflusstyp
Horton'scher Oberflächenabfluss (Infiltration Excess Overlandflow)	HOF1	sofortiger Oberflächenabfluss als Folge von Infiltrationshemmnissen	1
	HOF2	leicht verzögerter Oberflächenabfluss als Folge von Infiltrationshemmnissen	1
Sättigungsflächenabfluss (Saturated Overlandflow)	SOF1	sofortiger Oberflächenabfluss als Folge sich schnell sättigender Flächen	1
	SOF2	verzögerter Oberflächenabfluss als Folge sich sättigender Flächen	2
	SOF3	stark verzögerter Oberflächenabfluss als Folge sich langsam sättigender Flächen	4
Zwischenabfluss (Subsurface Flow)	SSF1	rascher Abfluss im Boden	2
	SSF2	verzögerter Abfluss im Boden	3
	SSF3	stark verzögerter Abfluss im Boden	4
Tiefensickerung (Deep Percolation)	DP	Tiefensickerung in geologischen Schichten	5

Hierbei mussten einzelne Abfragekriterien auf die erhobenen Daten angepasst werden. So musste die von SCHERRER (2004) verwendete Packungsdichte bei der Frage nach einer Matrixverdichtung durch die Trockenrohdichte ersetzt werden. Die Anzahl der ausgezählten Makroporen geht bei den Berechnungsstandorten direkt in das Beurteilungsschema ein. Bei den Standorten der Bodenfeuchtemessung wurden diese anhand der diagnostischen Merkmale aus den Datenblättern und aus dem Verhältnis der Gesamtleitfähigkeit zur Matrixleitfähigkeit abgeleitet.

4.3 Das Modellsystem CATFLOW

Das hydrologische Simulationsmodell CATFLOW wurde von MAURER (1997) entwickelt und von ZEHE (1999) durch ein optionales Stofftransportmodul erweitert. Das Modell ist physikalisch begründet und erlaubt die zeitkontinuierliche Simulation des Wassertransports (ZEHE, MAURER, IHRINGER, & PLATE 2001). Dazu transformiert das Modell räumliche Strukturen in Abflussbildungsprozesse und ermöglicht somit eine Verhaltensklärung von bodenhydrologischen Prozessen (CASPER 2002: 130). Die wichtigsten Modellkomponenten werden im Folgenden kurz dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung und Herleitung der Formeln findet sich bei MAURER (1997) und ZEHE (1999).

4.3.1 Mikroporenfluss

Das Modell bildet Hänge in einer 2D-Struktur ab. Dabei wird dem Hang entlang der Hangfalllinie eine bestimmte Anzahl an Knotenpunkten in horizontaler und vertikaler Richtung zugewiesen. Die Bodenwasserbewegung wird mit der gemischten Form der Richardsgleichung (RICHARDS 1931) in einem zweidimensionalen, krummlinig orthogonalen Koordinatensystem über ein Finite-Differenzen-Verfahren errechnet. Auch Infiltration und Exfiltration werden im Rahmen der Berechnung des Matrixflusses ermittelt (MAURER 1997: 73, 79):

$$f^\xi f^\eta \frac{\partial \Theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial \xi} \left[bK(\Phi) f^\eta \left(k^{\xi\xi} \frac{1}{f^\xi} \frac{\partial \Phi}{\partial \xi} + k^{\xi\eta} \frac{1}{f^\eta} \frac{\partial \Phi}{\partial \eta} \right) \right] + \quad (4.3)$$

$$\frac{\partial}{\partial \eta} \left[bK(\Phi) f^\xi \left(k^{\eta\xi} \frac{1}{f^\xi} \frac{\partial \Phi}{\partial \xi} + k^{\eta\eta} \frac{1}{f^\eta} \frac{\partial \Phi}{\partial \eta} \right) \right] - S$$

mit	Z	[L]	Koordinate entgegen der Schwerkraft, Gravitationspotential
	ψ	[L]	Saugspannung, Matrix-Potential
	Φ	[L]	Druckhöhe, hydraulisches Potential
	Θ	[-]	Wassergehalt
	b	[L]	variable Breite entlang eines Hangs
	K	[L T ⁻¹]	skalare ungesättigte Leitfähigkeit
	\mathbf{K}	[-]	$K = \begin{pmatrix} k^{\xi\xi} & k^{\xi\eta} \\ k^{\eta\xi} & k^{\eta\eta} \end{pmatrix}$ Tensor der relativen Leitfähigkeit für anisotropen Boden
	C	[L ⁻¹]	Wasserkapazität
	S	[T ⁻¹]	Senkenterm
	f^ξ, f^η	[-]	Quadratwurzel der metrischen Koeffizienten des diskreten Gitters: $f^\xi = \sqrt{g_{\xi\xi}(\xi, \eta)}$ und $f^\eta = \sqrt{g_{\eta\eta}(\xi, \eta)}$

Die Wasserbewegung wird dabei nicht über den Wassergehalt sondern über die Potentiale berechnet, da dies neben der Abbildung des Bodenwassergehaltes und der Bodenwasserbewegung auch die Verwendung von verschiedenen Randbedingungen ermöglicht. Neben einer Potential- ($\Phi = \Phi_{rand}$) und Fluss-Randbedingung ($q = q_{rand}$) sind auch eine Freie-Drainage- oder Gravitationsfluss-Randbedingung ($q = -K(\Phi)\mathbf{K} \text{ grad } z$) am unteren Rand und eine Sickerrand-Bedingung am Hangfuß möglich.

4.3.2 Makroporenfluss

CATFLOW bietet einen einfachen, konzeptionellen Ansatz, um den Wasserfluss in Makroporen abzubilden. Es handelt sich dabei um ein so genanntes Bulk-Modell, das die Wasserbewegung in der Matrix und den Makroporen gemeinsam, basierend auf der Darcygleichung, beschreibt (ZEHE 1999: 97; ZEHE & FÜHLER 2001). Die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens wird dabei linear erhöht, Steuergröße ist die lokale Wassersättigung im Boden. Wird ein bestimmter Schwellenwert erreicht, so wird die hydraulische Leitfähigkeit in Richtung der Makroporen linear und um den so genannten Makroporositätsfaktor f_{mak} erhöht:

$$K_S^* = K_S \cdot \left(1 + (F_{K_S} - 1) \frac{\Theta - \Theta_0}{\Theta_S - \Theta_0} \right) \quad \text{für} \quad \Theta_0 < \Theta < \Theta_S \quad (4.4)$$

mit	K_S	[L T ⁻¹]	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
	K_S^*	[L T ⁻¹]	erhöhte gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
	F_{K_S}	[-]	Makroporositätsfaktor (f_{mak})
	Θ	[-]	aktueller Wassergehalt
	Θ_0	[-]	Grenzwassergehalt
	Θ_S	[-]	Sättigungswassergehalt

4.3.3 Oberflächenabfluss

Grundlage für die physikalische Beschreibung des Oberflächenabflusses bilden die St. Venant-Gleichungen mit folgender Bewegungsgleichung:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial s} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + g A \left(\frac{\partial h}{\partial s} + \frac{Q|Q|}{K_Q^2} - I_S \right) = 0 \quad (4.5)$$

mit	h	[L]	Wassertiefe
	Q	[L ³ T ⁻¹]	Durchfluss
	A	[L ²]	durchströmte Wasserfläche
	U	[L]	benetzter Umfang
	k_{st}	[L ^{1/3} T ⁻¹]	Strickler-Beiwert
	K_Q	[L ³ T ⁻¹]	Durchflussvermögen, $K_Q = k_{st} A^{5/3} U^{2/3}$
	I_S	[-]	Sohlgefälle

Der infolge von Infiltrations- oder Sättigungsüberschuss auftretende Horton'sche (HOF) oder Dunne'sche Oberflächenabfluss (SOF) wird als Schichtabfluss („sheet flow“) beschrieben. Der durchströmte Querschnitt A ist gleich dem Produkt aus Wassertiefe h und dem Wasserspiegel- bzw. Hangbreite b . Der hydraulische Radius wird dabei aufgrund der im Vergleich zur Hangbreite geringen Wassertiefe dieser gleichgesetzt. Sowohl die Infiltrationsparameter (Makroporositätsfaktoren) als auch die Rauigkeitsbeiwerte können in Abhängigkeit der Landnutzung zeitvariabel vorgegeben werden.

4.3.4 Verdunstung

Mit dem Modell CATFLOW ist ein detailliertes, eindimensionales Verdunstungsmodell (KOLLE 1997) gekoppelt. Das Modell basiert auf dem Ansatz nach Penman/Monteith (PENMAN 1948; MONTEITH 1965), wobei die physikalischen Kenngrößen von Luft und Wasser unter Verwendung von teilweise empirischen Beziehungen in Abhängigkeit von Luftdruck und Lufttemperatur parametrisiert werden. In zusammenfassender Form lässt sich die Penman-Montheith-Gleichung durch folgende Funktion darstellen (MAURER 1997: 87):

$$ET_{akt} = f(\rho_a, T_a, R_n, Q_b, \varphi, C_{at0}, C_x) \quad (4.6)$$

mit	ET_{akt}	[LT ⁻¹]	aktuelle Evapotranspiration
	ρ_a	[M L ⁻¹ T ⁻²]	Luftdruck
	T_a	[°K]	Lufttemperatur
	R_n	[M T ⁻³]	Nettostrahlung
	Q_b	[M T ⁻³]	Bodenwärmestrom (positiv in den Boden)
	φ	[-]	relative Luftfeuchte
	$C_{atm} = 1/r_{atm}$	[L T ⁻¹]	Leitfähigkeit der atmosphärischen Übergangsschicht
	$C_x = 1/r_x$	[L T ⁻¹]	Leitfähigkeit einer Grenzschicht für Wasserdampf
	r_{atm}	[L T ⁻¹]	atmosphärischer Widerstand für Wasserdampfübergang
	r_x	[L T ⁻¹]	Widerstand einer Grenzfläche für Wasserdampfübergang

Das Modell berechnet mit dieser Gleichung separat die Evaporation des Bodens, die Transpiration der Pflanzen und die Interzeptionsverdunstung von benetzten Blattflächen, unter Berücksichtigung der verschiedenen Leitfähigkeiten bzw. Widerstände.

Der atmosphärische Widerstand setzt sich aus drei hintereinander geschalteten Teilwiderständen zusammen, die den Stoff und Impulsaustausch in der laminaren Unterschicht, der Übergangsschicht und der turbulenten Außenschicht charakterisieren und hauptsächlich von der Windgeschwindigkeit und der Oberflächenrauigkeit abhängen.

Der Bestandeswiderstand ist gleich dem Widerstand der verdunstungsaktiven Blattoberflächen bezogen auf die Grundfläche am Boden. Der Blattwiderstand berechnet sich aus dem variablen Widerstand der Spaltöffnungen, dessen Minimalwert in Abhängigkeit der Luftfeuchte, der Lufttemperatur und der Bodenfeuchte verändert wird und der als pflanzenspezifische Konstante angenommenen Widerstand der Blatthaut.

Der Bodenwiderstand berechnet sich aus der Dicke einer bodenfeuchteabhängigen Diffusionsschicht und einer effektiven, temperaturabhängigen Diffusivität für Wasserdampf in der Luft, die mit einer Gewichtungsfunktion in Abhängigkeit der Bodenfeuchte modifiziert wird.

Die Interzeption wird als vom Blattflächenindex abhängiger Überlaufspeicher modelliert. Wenn der Speicher gefüllt ist, wird die auf die vegetationsbedeckte Oberfläche entfallene Nettostrahlung vorrangig dafür verwendet die Füllung wieder zu verdunsten. Die Bodenevaporation wird dem obersten Hangelement entzogen. Die Transpirationsmenge wird aus der gesamten durchwurzelt Tiefe entnommen. Dabei wird das Wasser dort entnommen, wo die pflanzenverfügbare Wassermenge ($< pF_{4,2}$) am größten ist (MAURER 1997: 88f.).

4.4 Parametrisierung des Modells

4.4.1 Topographie

Für die Simulation der Bodenfeuchte und der Berechnungsversuche wurde ein Hangausschnitt von 10 m Länge und 3 m Breite diskretisiert (Größe der Berechnungsfläche, vgl. Kap. 4.1.3). Die Hangneigung wurde von den Standortaufnahmen (vgl. Anhang A1) übernommen und wird für die gesamte Fläche als gleichförmig angenommen. In Hangfalllinie wurden 35 Knotenpunkte gesetzt, was einer horizontalen Auflösung von ca. 30 cm entspricht. Die Tiefe des unteren Modellrandes wurde den drei Untersuchungen angepasst (vgl. Kap. 5.1, 6.1, 7.1).

4.4.2 Landnutzung

Den Berechnungsknoten an der Bodenoberfläche werden Landnutzungsparameter zugewiesen. Die Parameterdateien enthalten zehn Parameter (Tab. 4.3), die in ihrem jahreszeitlichen Gang vorgegeben werden können. Die Parameter wurden von MAURER (1997) übernommen und für die vorliegende Arbeit nur leicht modifiziert. Für die landwirtschaftlich genutzten Standorte wurden die Parameter, sofern bekannt, an die Termine von Bodenbearbeitung, Ein-saat und Erntetermine angepasst. Für alle Standorte wurde die wirksame Tiefe der Pflanzenwurzeln (TWU) nach den Daten von TRESSEL (2000) angepasst. Dabei muss berücksichtigt werden, dass das Modell die Verteilung der Wurzeln im Boden nicht abbildet (vgl. Kap. 4.4.4). Das Wasser wird immer dort durch die Transpirationsnachfrage entnommen, wo am meisten Wasser vorhanden ist. Ein besonderes Problem bei der Landnutzungsparametri-

sierung stellen die Waldstandorte dar. Bestandsalter und -dichte der Standorte werden aufgrund fehlender Daten in der Modellierung nicht berücksichtigt. Ein im Jahresgang variabler Makroporositätsfaktor wurde nicht berücksichtigt.

Tab. 4.2: Landnutzungsparameter, die in CATFLOW im Jahresgang zeitvariabel vorgegeben werden können.

Kürzel	Erläuterung
KST	Stricklerwert, Rauigkeitsbeiwert der Geländeoberfläche
MAK	landnutzungsabhängiger Makroporositätsfaktor, der sich mit dem hangspezifischen Faktor F_{ks} multipliziert.
BFI	Blattflächenindex (LAI, leaf area index)
BBG	Bodenbedeckungsgrad
TWU	wirksame Tiefe der Pflanzenwurzeln
PFH	Pflanzenhöhe
PALB	Albedo der Landnutzung
RSTMIN	Minimaler Stomatawiderstand der Pflanze (KOLLE 1997)
WP_BFW	Parameter zur Erfassung der Bodenfeuchteabhängigkeit des Stomatawiderstandes nach KOLLE (1997)
F_BFW	Parameter zur Erfassung der Bodenfeuchteabhängigkeit des Stomatawiderstandes nach KOLLE (1997)

4.4.3 Niederschlags- und Klimadaten

Für die Simulation von Oberflächen- und Zwischenabfluss ist eine hohe zeitliche Auflösung der Niederschlagsdaten erforderlich. Die von SCHOBEL (2008) ermittelten Werte für die Simulation der Beregnungsversuche wurden direkt in das Modell übernommen. Für die Langzeitsimulationen standen Niederschlagsdaten der Station Speicher (Stadtwerke Trier) mit einer Auflösung von fünf Minuten zur Verfügung. An den Acker- und Grünlandstandorten wurde der Niederschlag zusätzlich mit Hellman Totalisatoren aufgefangen und in wöchentlichem Rhythmus ausgelesen. In den Waldstandorten konnte der Bestandesniederschlag aus dem Mittelwert von zehn Auffanggefäßen mit einer Fläche von jeweils 104 cm^2 ermittelt werden. Um die unterschiedlichen Niederschlagsmengen der einzelnen Standorte in der Modellierung zu berücksichtigen wurden die Fünfminutenwerte der Station Speicher anhand der Wochensummen der einzelnen Standorte korrigiert. Dadurch wurde für jeden einzelnen Standort eine spezifische Niederschlagssumme und -intensität auf Basis der Wochensummen erzeugt. Bei dieser Vorgehensweise lassen sich Niederschläge, die an der Station Speicher aber nicht an den einzelnen Stationen registriert wurden, auslöschen. Es können aber keine Niederschläge für einzelne Standorte generiert werden, die nicht auch an der Station Speicher registriert wurden. Aufgrund von systematischen Messfehlern (SEVERUK 1983, 1988) wird die Niederschlagsmenge stets unterschätzt und in einem zweiten Schritt werden die Niederschläge daher nach einer Berechnung von RICHTER (1995) für die Eifel um 11 % erhöht.

Für die Berechnung der Verdunstung nach Penman/Monteith (Kap. 4.4.3) standen die Klimaparameter Globalstrahlung, Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit der Station Badborn (Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz) in stündlicher Auflösung zur Verfügung. Für die einzelnen Standorte wurde die Lufttemperatur nach dem vertikalen Temperaturgradienten von $-0,64 \text{ °C}/100 \text{ m}$ korrigiert (LICHT 2005: 68).

Tab. 4.3: Entfernung der Untersuchungsstandorte zur Niederschlags- und Klimastation.

Standort	Rechtswert	Hochwert	Höhe über NN [m]	Distanz zu Badenborn [km]	Distanz zu Speicher [km]	Totalisator
Speicher (Niederschlag)	2545750	5533900	245	6,3	-	-
Bodenborn (Klimaparameter)	2538230	5530260	355	-	6,3	-
Meckel Acker	2538600	5527800	390	2,9	7,7	x
Meckel Grünland	2538250	5527430	390	3,1	8,2	x
Meckel Wald	2537100	5527430	400	3,2	7,3	x
Idenheim Acker 1	2541300	5528330	330	4,7	5,0	x
Idenheim Grünland 1	2540900	5528450	340	4,2	5,6	-
Idenheim Wald 1	2541880	5528000	348	4,0	5,3	x
Idenheim Acker 2	2542200	5528700	350	4,3	4,6	x
Idenheim Grünland 2	2542350	5528600	350	4,9	5,0	-
Idenheim Wald 2	2521100	5528080	350	4,7	5,2	-
Greverath Acker	2554280	5532980	310	12,4	9,6	x
Greverath Grünland	2552950	5532030	360	11,4	8,1	x
Greverath Wald	2553080	5532130	360	11,4	8,1	x

4.4.4 Wasserspeicherung und Wasserbewegung in der Matrix

Der Parametrisierung der Bodeneigenschaften kommt eine zentrale Rolle in dieser Arbeit zu. Die Wasserspeicherung und Wasserbewegung in der Bodenmatrix wurde horizontweise mit dem weit verbreiteten Model nach van Genuchten und Mualem parametrisiert (VAN GENUCHTEN 1980, VAN GENUCHTEN & NIELSEN 1985, MUALEM 1976). Die so genannten van Genuchten/Mualem Parameter beschreiben die Beziehung zwischen Saugspannung und Wassergehalt im Boden (pF-WG Beziehung, pF-Kurve oder Wasserspannungskurve) und damit die Porengrößenverteilung, Wasserspeicherung und Wasserbewegung im Boden. Die Gleichungen 4.7 bis 4.11 beschreiben die Zusammenhänge (MAURER 1996: 42).

Der Alphawert (α) beschreibt den Verlauf der Retentionskurve nahe der Sättigung und wird mit dem Lufteintrittspunkt in Verbindung gebracht. Bei einem kleinen *alpha*-Wert nimmt der Wassergehalt mit zunehmender Saugspannung nur langsam, bei einem hohen *alpha*-Wert schnell ab. Der *n*-Wert beschreibt die Steigung der Kurve und ist abhängig von der Porengrößenverteilung. Hohe *n*-Werte führen bei einem Anstieg der Saugspannung zu einer höheren Wasserentnahme als niedrige Werte. Der Wert Theta s (Θ_S) gibt den Sättigungswassergehalt an und der Wert Theta r (Θ_R) bezeichnet den Restwassergehalt im Boden. Nach LUCKNER, VAN GENUCHTEN & NIESEN (1989) ist der Restwassergehalt als die Wassermenge definiert, bei der kein Wasser mehr aus der flüssigen Phase des Bodens entfernt werden kann. Der Parameter *m* beschreibt die Krümmung der Kurve und kann unabhängig bestimmt werden, wobei er aber oft in Abhängigkeit von *n* ($m = 1 - 1/n$) angegeben wird. Für die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit werden zusätzlich die Parameter *l* (Tortuosität) und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_S benötigt.

$$\Theta^* = \frac{\Theta - \Theta_R}{\Theta_S - \Theta_R} \quad (4.7)$$

$$\Theta^*(\Psi) = \left[1 + (\alpha \cdot \Psi)^n\right]^m \quad (4.8)$$

$$\Psi(\Theta^*) = \frac{1}{\alpha} \left[\frac{1 - \Theta^{*1/m}}{\Theta^{*1/m}} \right]^{1/n} \quad (4.9)$$

$$K(\Theta^*) = K_S \Theta^{*l} \left[1 - (1 - \Theta^{*1/m})^m\right]^2 \quad (4.10)$$

$$K(\Psi) = K_S \left[1 + (\alpha \cdot \Psi)^n\right]^{-m \cdot l} \left[1 - (1 - [1 + (\alpha \cdot \Psi)^n]^{-1})^m\right]^2 \quad (4.11)$$

mit	Θ	[-]	aktueller Wassergehalt
	Θ_S	[-]	Wassergehalt bei Sättigung
	Θ_R	[-]	Restwassergehalt
	Ψ	[L ⁻¹]	Wasserspannung
	α	[L ⁻¹]	Wendepunkt der pF-Kurve
	n	[-]	Steilheit der Wasserspannungskurve
	m	[-]	Krümmung der Wasserspannungskurve
	l	[-]	Tursorität
	K	[L T ⁻¹]	ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit
	K_S	[L T ⁻¹]	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Die van Genuchten/Mualem Parameter wurden in dieser Arbeit mit der Software Rosetta Lite (SCHAAP, LEIJ & VAN GENUCHTEN 2001) und RETC (VAN GENUCHTEN, LEIJ, & YATES 1998) bestimmt. Das Programm Rosetta Lite basiert auf einem neuronalen Netzwerkansatz (SCHAAP, LEIJ & VAN GENUCHTEN 1998; SCHAAP & LEIJ 1998), mit dem Anhand von Bodenkennwerten die van Genuchten/Mualem Parameter und die gesättigte Wasserleitfähigkeit bestimmt werden. Da je nach Fragestellung oder Untersuchungsgebiet oftmals unterschiedliche Bodenkennwerte erhoben werden, ist das Programm hierarchisch aufgebaut. Es bietet damit die Möglichkeit auch bei einem unvollständigen Datensatz zu einer ersten Abschätzung der Parameter zu kommen. Mit zunehmendem Informationsgehalt wird die Bestimmung der Parameter zuverlässiger. Wenn man von der Bestimmung der Parameter aus der Bodenart absieht – hier wird eine einfache Datenbankabfrage durchgeführt – wird der prozentuale Anteil der Sand-, Schluff- und Tonfraktion als Eingangsdaten gefordert. Als weitere Kennwerte können Trockenrohdichte und Wassergehalt bei pF 2,5 und 4,2 in die Bestimmung einfließen.

Mit der Software RETC wird die Wasserspannungskurve direkt an die Messwertpaare von Saugspannung/Wassergehalt angepasst und daraus die van Genuchten/Mualem Parameter bestimmt. Dazu nutzt RETC einen nichtlinearen Optimierungsansatz (MARQUARDT 1963), mit dem in einem iterativen Verfahren die gewichteten kleinsten Quadrate minimiert werden.

Häufig wird versucht den Parametern eine physikalische Bedeutung zu geben. *Alpha* wird dabei als Kehrwert des Lufteintrittspunkts beschrieben. Dies ist formal nicht korrekt, da die meisten Böden keinen eindeutig definierten Lufteintrittspunkt haben und *Alpha* daher nur eine Näherung angibt (besonders bei niedrigen *n*-Werten ist diese Annäherung zudem sehr schlecht). Auch der Parameter *l*, der oft als Porenkonnektivität bezeichnet wird und den

MUALEM mit 0,5 für viele Böden angibt, ist ein rein empirischer Parameter. SCHAAP & LEIJ (2000) haben dagegen -1 als mittleren Wert für l bestimmt, damit kann er nicht mehr als Faktor für die Konnektivität interpretiert werden. Selbst die Werte für θ_s und θ_r müssen als empirische Werte angesehen werden. Nach MUALEM 1974 und HILLE & VAN BAVEL (1976) sind in einem Boden außerhalb des Grundwasserbereichs auch bei Sättigung zwischen 10 und 30 % der Poren mit (eingeschlossener) Luft gefüllt. Daher ist die maximale Wassersättigung eines Bodens nicht mit dem Sättigungswassergehalt gleichzusetzen. Es bleibt daher festzuhalten, dass die van Genuchten/Mualem Parameter rein empirische Funktionen sind, welche die Retentions- und Leitfähigkeitseigenschaften von Böden beschreiben. Dasselbe gilt aber auch für viele anderen Gleichungen (zum Beispiel: BROOKS & COREY 1966, CARSEL & PARRISH 1988, RAWLS & BRAKENSIEK 1989, RAWLS, AHUJA, BRAKENSIEK & SHIRMOHAMMADI 1992).

Dies zeigt, dass die Parametrisierung der Bodeneigenschaften mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Daher wurden vier Parametrisierungsvarianten für die Beschreibung der Retentionskurve getestet:

var0: bei der Parametrisierungsvariante var0 werden die van Genuchten/Mualem Parameter mit Rosetta Lite bestimmt. Zur Bestimmung wurden die Bodenkennwerte Prozentualer Sand-, Schluff- und Tonanteil und die Trockenrohdichte verwendet.

var1: bei der Parametrisierungsvariante var1 gehen neben den drei Kornfraktionen und der Trockenrohdichte auch die Wassergehalte bei pF 2,5 und 4,2 in die Bestimmung der van Genuchten/Mualem Parameter ein.

var2: bei der Parametrisierungsvariante var2 wurde an die bei pF 1,8, 2,5 und 4,2 gemessenen Wassergehalte mit RETC eine Retentionskurve angepasst. Als Startpunkt der Kurve wurde die gemessene maximale Wasserkapazität mit dem Sättigungswassergehalt (θ_s) gleichgesetzt.

var3: Parametrisierungsvariante var3 erfolgt analog zu Variante 2, allerdings wurde der Sättigungswassergehalt als unbekannt behandelt.

Figur 4.2 zeigt beispielhaft drei der Parametrisierungsvarianten für den Ap1- und den II ICv-Sd-Horizont des Ackerstandorts der Beregnung Idenheim Acker 1. Eine optimale Kurvenanpassung an die Messwerte im Ap1-Horizont ist nicht möglich, da es sich offensichtlich um ein bimodales Porensystem handelt, welches mit diesem Modell nicht abgebildet werden kann. Die Anpassung mit Rosetta Lite (**var1**) zeigt den Kurvenverlauf mit den höchsten n -Werten (Tab. 4.3). Die Kurve verläuft relativ flach und bleibt unterhalb des Messwerts für pF 4,2. Die gemessene maximale Wasserkapazität (pF 0) wird von der Kurve nicht erreicht. Die Differenz zwischen gemessener maximaler Wasserkapazität und Sättigungswassergehalt könnte als der oben beschriebene Porenbereich mit Lufteinschluss interpretiert werden.

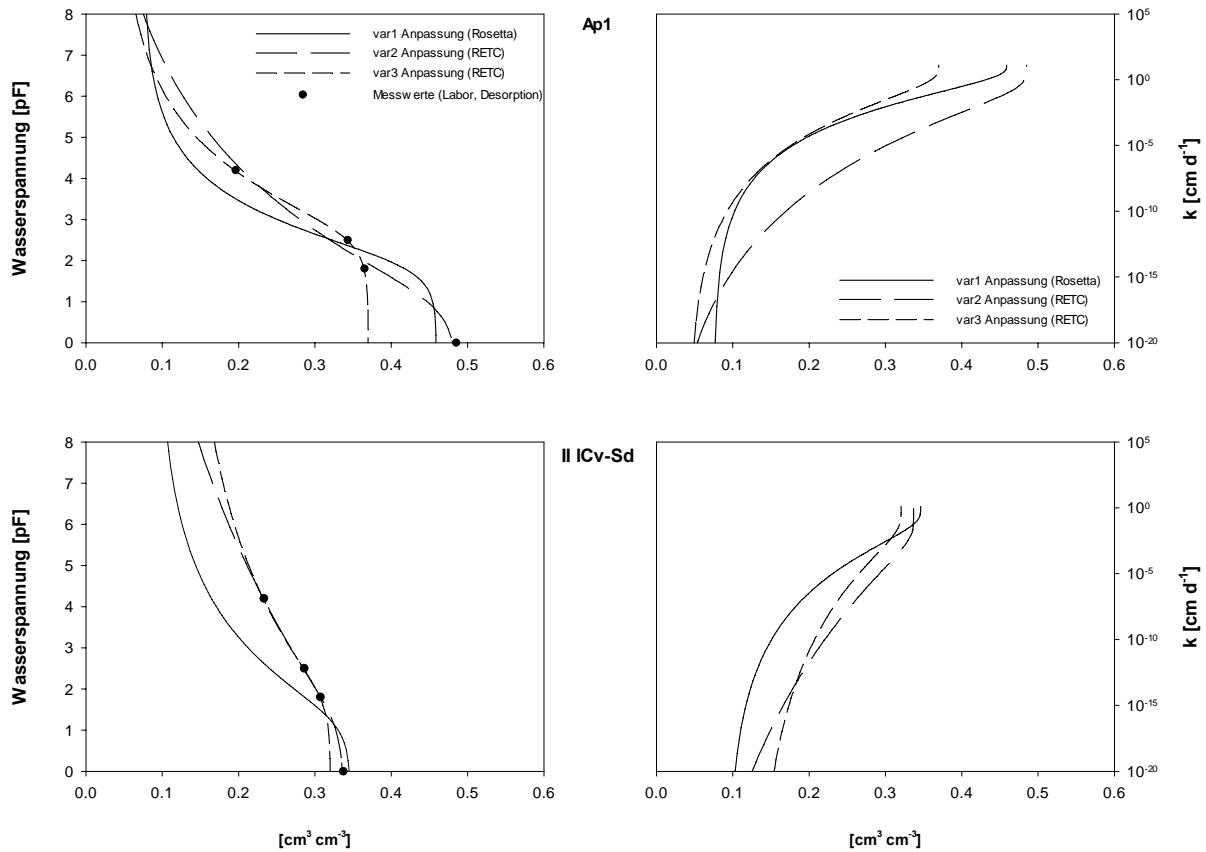


Fig. 4.2: Im Labor gemessene pF-WG-Beziehungen und daran angepasste pF-Kurven (links, vgl. Tabelle 4.4) und daraus abgeleitete Wasserleitfähigkeitskurven (rechts).

In Parametrisierungsvariante 2 (var2) wurde θ_s mit der gemessenen maximalen Wasserkapazität gleichgesetzt und als Fixpunkt für den Kurvenverlauf festgelegt. Die *alpha*-Werte werden bei dieser Variante größer, die *n*-Werte kleiner. Die dritte Variante (var3) zeigt eine Anpassung mit RETc an die Messwerte ohne Berücksichtigung der gemessenen maximalen Wasserleitkapazität. Die Differenz zwischen Sättigungswassergehalt (θ_s) und maximaler Wasserkapazität wird hier besonders groß, was zu sehr geringen *alpha*-Werten führt. Auf der rechten Seite der Abbildung 2 wird die Auswirkung des Verlaufs der pF-WG-Kurven auf die hydraulische Leitfähigkeit deutlich.

Der Ap1-Horizont zeigt bei Variante var2 eine schnell abnehmende hydraulische Leitfähigkeit im ungesättigten Bereich, wohingegen bei Variante var1 und var3 die Wasserleitfähigkeit mit abnehmendem Wassergehalt deutlich langsamer sinkt.

Für den II ICv-Sd-Horizont ist eine bessere Anpassung an die Messwerte möglich, da der Porenraum im Unterboden wesentlich enger ist und die Anzahl biogener Makroporen deutlich abnimmt. Aber auch für diesen Horizont zeigen die Wasserleitfähigkeitskurven einen unterschiedlichen Verlauf. Die van Genuchten/Mualem Parameter der vier Parametrisierungsvarianten sind für die einzelnen Standorte und Horizonte im Anhang A1 aufgelistet.

Tab. 4.4: α - und n -Werte der drei Parametrisierungsvarianten für den Ap1- und II ICv-Sd-Horizont des Ackerstandorts nial.

Horizont	Tiefe [cm]	var1 (Rosetta Lite)		var2 (RETC)		var3 (RETC)	
		Bodenart, Rohdichte, pF 2,5, pF 4,2	α [1 m ⁻¹]	n [-]	pF 0, pF 1,8, pF,2,5, pF 4,2	α [1 m ⁻¹]	n [-]
Ap1	0-15	1,06	1,3275	12,10	1,1142	0,23	1,2138
II ICv-Sd	60-100	5,66	1,1859	7,60	1,0522	1,84	1,1075

Die Bestimmung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit der Stechzylinderproben zeigt eine sehr hohe Variabilität. Bei sechs Parallelen pro Horizont weisen einige Stechzylinder eine variable Anzahl an Wurmröhren auf, andere wiederum nicht. Dies spiegelt sich in extrem unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten ($> 4000 \text{ cm d}^{-1}$ bis 10 cm d^{-1}) der Proben aus dem gleichen Bodenhorizont wider (SCHOBEL 2008: 78f.). Im Modell wurde daher die mit Rosetta Lite aus Bodenart, Trockenrohddichte und Wassergehalt bei pF 2,5 und 4,2 bestimmte Leitfähigkeit als gesättigte Matrixleitfähigkeit verwendet. Für die lehmig-tonigen Substrate des Muschelkalks und des Keupers zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit den berechneten Matrixleitfähigkeiten und den Werten, die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 2005: 351) in Abhängigkeit der Bodenart und in drei Stufen der Trockenrohddichte angegeben werden. Für die schluffig-sandigen Substrate ist dieser Zusammenhang weit weniger deutlich. Hier zeigen die Werte der Bodenkundlichen Kartieranleitung sehr viel höhere gesättigte Leitfähigkeiten als die über Rosetta Lite ermittelten Werte. Die lehmig-sandigen Substrate zeigen dagegen wieder eine bessere Übereinstimmung.

4.4.5 Kombinierte Mikro- und Makroporenleitfähigkeit

Die mit dem Programm Rosetta Lite ermittelte gesättigte Leitfähigkeit und die über die van Genuchten/Mualem Parameter bestimmte ungesättigte Wasserleitfähigkeit wird in dieser Arbeit als horizontbezogene Matrixleitfähigkeit verstanden. Da CATFLOW die Möglichkeit der Berücksichtigung einer erhöhten Makroporenleitfähigkeit bietet (vgl. Kap. 4.4.2), muss ein geeigneter Parameter für den Grenzwassergehalt (S_0), ab dem die kombinierte Mikro- und Makroporenleitfähigkeit einsetzt und ein (erhöhter) gesättigter Leitfähigkeitswert, der ein kombinierte Mikro- und Makroporenleitfähigkeit charakterisiert, gefunden werden. Als Grenzwassergehalt wurde der horizonspezifische Wassergehalt bei pF 2,5 gewählt. Ab diesem Wassergehalt wird die (ungesättigte) Matrixleitfähigkeit bis zum Sättigungswassergehalt linear um den Makroporositätsfaktor (f_{mac}) erhöht. Diesem Vorgehen liegt der Gedanke zugrunde, dass ein Makroporenfluss schon vor der vollständigen Sättigung des Bodens einsetzt. Der Wassergehalt bei pF 2,5 beschreibt die Grenze zwischen den Mittelporen und den langsam dränenden Grobporen (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005: 343) und scheint daher als Wert für eine Grenzsättigung, ab der auch gravitative Fließprozesse einsetzen, geeignet. Für grundwasserferne Standorte wird dieser Wert oftmals auch als Feldkapazität angegeben. Da dieser Wert in bodenhydrologischen Untersuchungen als Standardkennwert bestimmt wird und damit horizontweise vorliegt, wird auch bei geschichteten Böden eine differenzierte Parametrisierung ermöglicht. Der Kennwert wurde auch bei der Parametrisierung der Wasser-

spannungskurve mit Rosetta Lite herangezogen und bietet sich daher als Parameter einer konsistenten Parametrisierungsstrategie an.

Als Maß für die kombinierte Mikro- und Makroporenleitfähigkeit wurde der Wert der hydraulischen Leitfähigkeit aus den Labormessungen übernommen. Dieser Wert ist das geometrische Mittel der gesättigten Wasserleitfähigkeit aus sechs Stechzylinderparallelen pro Horizont und integriert somit am ehesten auch andere Einflussgrößen auf die hydraulische Leitfähigkeit, wie Makroporen und Gefügemerkmale.

Um den Einfluss der Oberflächeneigenschaften (Verschlämmung, Verfilzung etc.) auf die Abflussbildung zu berücksichtigen, wurde bei der Simulation der Beregnungsversuche für den obersten Horizont (bei Ackerstandorten für den obersten Zentimeter) der Endinfiltrationswert aus den Infiltrationsmessungen als gesättigte kombinierte Matrix- und Makroporenleitfähigkeit benutzt, da diese Messung nicht nur ein größeres Integrationsvolumen als ein Stechzylinder aufweist, sondern auch reale Oberflächeneigenschaften integriert.

4.5 Analyse der Ergebnisse

4.5.1 Prognosegüte

Für den Vergleich von gemessenen und simulierten Werten werden verschiedene Gütemaße herangezogen (vgl. Tab. 4.5). Die Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler (RMSE) beschreibt, inwieweit die simulierten Werte im Durchschnitt den gemessenen Werten entsprechen, ohne dass sich dabei positive und negative Abweichungen gegenseitig ausgleichen können. Größere Abweichungen werden stärker gewichtet als kleinere Abweichungen.

Bias-, Varianz- und Kovarianz-Anteil (BIAS, VAR, KVO) zerlegen den RMSE in systematische und unsystematische Fehleranteile. Der Bias-Anteil besitzt eine hohe und spezielle Sensitivität gegenüber Niveau-Fehlerprognosen. Weicht der Bias-Anteil von Null ab, so ist dies als eine systematische Unter- bzw. Überschätzung der tatsächlich beobachteten Werte durch die Simulation zu bewerten. Weicht der Varianz-Anteil von Null ab, so können die Schwankungen der Beobachtungswerte um ihren mittleren Wert zwar mit der Simulation erfasst werden, das Ausmaß der Erfassung ist jedoch zu stark oder zu schwach (systematische Abweichungs-Fehlprognosen). Simulationsergebnisse, die weder systematische Niveaufehler noch Abweichungsfehler aufweisen, können sich von den beobachteten Werten nur noch unsystematisch unterscheiden. Diese unsystematischen Abweichungsfehler erfasst der Kovarianz-Anteil. Bias-, Varianz- und Kovarianz-Anteil sind auf Werte zwischen Null und Eins normiert. Je kleiner der Bias- sowie der Varianz-Anteil und je näher der Kovarianz-Anteil bei 1 liegt, desto besser ist die Prognose.

Die lineare Korrelation hat eine hohe Sensitivität gegenüber quantitativer Wendepunkt-Fehlerprognosen. Je höher R ist ($-1 \leq R \leq 1$), desto mehr Wendepunkte werden in korrekter Richtung und mit korrektem Betrag prognostiziert. Aus dem Korrelationskoeffizienten lässt sich das Bestimmtheitsmaß R^2 , ein Maß für den Anteil der erklärten Varianz des Zusammenhangs, errechnen.

Tab. 4.5: Verschiedene Gütemaße zu Beurteilung der Simulationsergebnisse.

Wurzel des mittleren prozentualen Fehlers	$RMSP = \sqrt{\frac{1}{n} \sum \frac{(P_t - O_t)^2}{O_t^2}}$	(4.12)
Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum (P_t - O_t)^2}$	$RMSE = \sqrt{MSE}$ (4.13)
Bias-Anteil des MSE	$BIAS = \frac{(\bar{O}_t - \bar{P}_t)}{MSE}$	für $MSE \neq 0$ (4.14)
Varianz-Anteil des MSE	$VAR = \frac{(S_o - S_p)}{MSE}$	für $MSE \neq 0$ (4.15)
Kovarianz-Anteil des MSE	$KOV = \frac{2 \cdot (1 - R) \cdot S_o \cdot S_p}{MSE}$	für $MSE \neq 0$ (4.16)
Lineare Korrelation	$R = \frac{1}{n} \cdot \frac{\sum (P_t - \bar{P}) \cdot (O_t - \bar{O})}{S_p \cdot S_o}$	(4.17)
Bestimmtheitsmaß	$R^2 = \frac{\sum (P_t - \bar{P}) \cdot (O_t - \bar{O})}{\sqrt{\sum (P_t - \bar{P})^2 \sum (O_t - \bar{O})^2}}$	(4.18)
Nash/Sutcliffe-Koeffizient	$E = 1 - \frac{\sum (O_t - P_t)^2}{\sum (O_t - \bar{O}_{(A)})^2}$	(4.19)
Willmott-Koeffizient	$d = 1 - \frac{\sum (O_t - P_t)^2}{\sum \left(O_t - \bar{O}_{(A)} + O_t - \bar{O}_{(A)} \right)^2}$	(4.20)

Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient (Coefficient of Efficiency E) (NASH & SUTCLIFFE 1970) liefert einen Vergleich des Simulationsergebnisses mit einer Trivialprognose (arithmetischer Mittelwert der gemessenen Werte). Je näher der Koeffizient bei Eins liegt, desto besser die Prognose im Vergleich zur Trivialprognose. Ein negativer Nash/Sutcliffe-Koeffizient belegt die Überlegenheit der Trivialprognose.

Ein weiteres Gütemaß für die Übereinstimmung von Messwert und Simulation ist der Willmott-Koeffizient (Index of Agreement d) (WILLMOTT 1981), bei dem eine Gewichtung in Bezug auf die gemessenen mittleren Werte stattfindet. Er berücksichtigt besonders die richtige zeitliche Wiedergabe der Messwerte. LEGATES & MCCABE (1999) sehen den Willmott-Koeffizienten zur Bestimmung der Modellgüte im Vergleich zum Korrelationskoeffizienten als besser geeignet an. Sie kritisieren allerdings seine hohe Sensitivität auf Extremwerte. Sein Wertebereich liegt zwischen 0 und 1.

Aufgrund der unterschiedlichen Wertebereiche von Nash/Sutcliffe-Koeffizient auf der einen Seite und Bestimmtheitsmaß und Willmott-Koeffizient auf der anderen Seite lassen sich die Gütemaße nicht direkt miteinander vergleichen. Im Allgemeinen wird aber eine Modelleffizienz von $> 0,5$ als zufriedenstellend bewertet. Für den Wertebereich 0,7 bis 0,9 wird das Ergebnis meist als gut und für $> 0,9$ als sehr gut bezeichnet.

4.5.2 Statistik

Für den Vergleich der Boden- und Modellparameter der einzelnen Standorte wurde der Mann-Whitney-U-Test durchgeführt. Dieser Test wurde gewählt, da die einzelnen Parameter keiner annähernden Normalverteilung entsprechen. Der Test prüft die Nullhypothese, ob beide Stichproben der gleichen Grundgesamtheit angehören. Zur Ablehnung der Null-Hypothese wird eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % ($\alpha = 0,05$) toleriert. Die beiden Stichproben werden dabei in eine gemeinsame Reihenfolge gebracht, wobei jeder Einzelwert gemäß seiner Position in der Reihenfolge einen Rang zugewiesen bekommt. Bei Gleichheit mehrerer Messwerte wird allen betroffenen Werten ein gemeinsamer mittlerer Rang zugewiesen. Die Rangwerte aller Elemente werden dann für jede der beiden Stichproben gesondert aufsummiert.

Für den Zusammenhang zweier Variablen wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Kendall verwendet. Der Test eignet sich für Stichproben ohne Annahme einer Normalverteilung. Der Kendall'sche Korrelationskoeffizient ist unempfindlich gegenüber Extremwerten und besitzt bessere statistische Eigenschaften als der Spearman'sche Korrelationskoeffizient. Korrelationen auf einem Niveau von 0,01 werden als hochsignifikant (**), solche auf dem Niveau von 0,05 als signifikant (*) gekennzeichnet (SCHÖNWIESE 1992, SACHS 1999, BROSIUS 1998).

5 Simulation des Bodenwasserhaushalts

An verschiedenen Standorten der Trierer Mulde, die sich aufgrund des geologischen Ausgangsgesteins, der Bodenformen und der Landnutzung unterscheiden, wurde im Zeitraum von 1994 bis 2001 der Bodenwassergehalt an Bohrstockproben mit der thermogravimetrischen Methode in wöchentlichem Abstand für verschiedene Tiefen bestimmt (vgl. Kap. 4.1.1). In diesem Kapitel werden die Simulationsergebnisse den Messwerten für zehn ausgewählte Standorte (Tab. 5.1) gegenübergestellt.

Tab. 5.1: Standortübersicht der zehn ausgewählten Bodenfeuchtemessfelder.

Kürzel	Standort	Boden	Neigung	Durchwurzelungstiefe
			[%]	[m]
bma	Meckel Acker	Pelosol-Pseudogley (ku)	8,0	zeitlich variabel (max. 0,60)
bmg	Meckel Grünland	Pelosol-Pseudogley (ku)	4,0	0,40
bmw	Meckel Wald	Pelosol-Pseudogley (ku)	6,0	0,60
bia1	Idenheim Acker 1	Pseudogley-Kolluvisol (mm)	1,5	zeitlich variabel (max. 0,65)
big1	Idenheim Grünland 1	Pseudogley-Kolluvisol (mm)	9,0	0,70
biw1	Idenheim Wald 1	Pseudogley-Braunerde (mm)	2,0	0,60
bia2	Idenheim Acker 2	Pseudogley-Braunerde (mu)	4,0	zeitlich variabel (max. 0,60)
bga	Greverath Acker	(Norm-) Braunerde (sm)	7,0	zeitlich variabel (max. 0,60)
bgg	Greverath Grünland	Pseudogley-Braunerde (sm)	5,5	0,60
bgw	Greverath Wald	schw. podsolige Braunerde (sm)	6,5	0,50

5.1 Parametrisierung und Randbedingungen

Für die Simulation des Bodenwassergehaltes wurde ein Hangausschnitt von 3 x 10 m als Modellhang diskretisiert (Fig. 5.1). Die Hangneigung wurde in diesem Abschnitt als konstant angenommen. In Hangfalllinie wurden 35 Knotenpunkte gesetzt, was einer horizontalen Auflösung von ca. 30 cm entspricht. Die vertikale Auflösung beträgt bis in 80 cm Tiefe 5 cm. Nahe der Bodenoberfläche wurden in 1 und 2 cm Tiefe zusätzliche Modellknoten eingefügt, um schnelle Wasserbewegungen (Infiltration) numerisch stabiler berechnen zu können. Bis in eine Tiefe von 2 Metern nimmt der Abstand der Knotenpunkte auf 10 cm (bis 1,20 m) bzw. 40 cm (bis 2 m) zu.

Um den Einfluss unterschiedlicher Bodenparametrisierungen auf die Simulation des Bodenwassergehaltes zu untersuchen, wurden für jeden Standort drei Simulationsvarianten durchgeführt (vgl. Tab. 5.2 und Kap. 4.4.7). Für alle Varianten wurde am linken Rand Nullfluss angenommen, so dass kein Wasser in den Modellhang eindringen kann. Am unteren Rand des Modells wird freie Drainage angenommen; das Bodenwasser verlässt die Profilbasis unter Einfluss der Gravitation mit der aktuellen Leitfähigkeit der untersten Modellknoten. Um den Einfluss von Saugspannungsgradienten möglichst auszuschließen, wurde die Profilbasis im Modell in zwei Meter Tiefe festgelegt. Da für diese Bereiche keine Informationen über die hydraulischen Eigenschaften vorliegen, wurde die Mächtigkeit des untersten Horizonts bis in 2 m Tiefe erhöht. Ab einer Tiefe von einem Meter findet keine Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit ab dem Grenzwassergehalt bei pF 2,5 mehr statt, da in dieser Tiefe der Einfluss

von biogenen Makroporen und Schrumpfungsrissen stark abnimmt. Die Wasserbewegung findet im unteren Teil des Bodens allein in Abhängigkeit der hydraulischen Eigenschaften der Bodenmatrix statt.

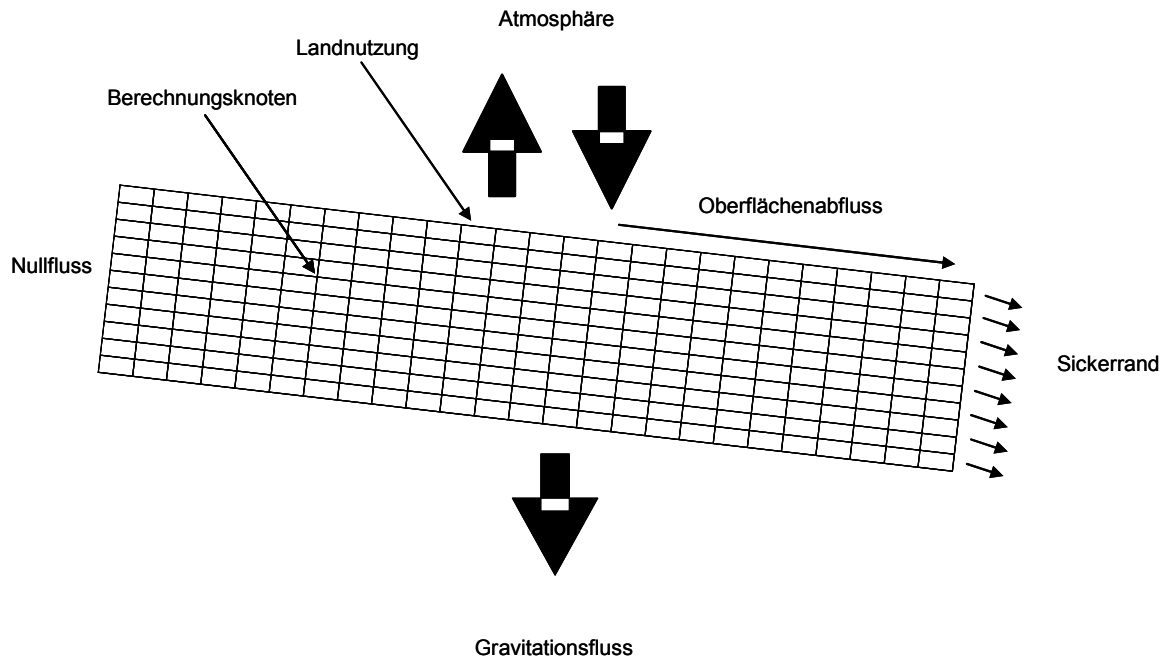


Fig. 5.1: Schematische Darstellung der Modellstruktur für die Bodenfeuchtemessstellen.

Die obere Randbedingung bilden Niederschlag und Verdunstung, sie treiben das Modell an. Am rechten Modellrand wird eine Sickerrandbedingung angenommen; das Bodenwasser verlässt den Modellhang erst, wenn an mindestens einem Berechnungsknoten am rechten Rand Sättigung auftritt. Bei dieser Parametrisierungsstrategie wird bewusst in Kauf genommen, dass die Randbedingungen am rechten und linken Modellrand nicht den natürlichen Bedingungen entsprechen, denn im Realsystem kann sehr wohl Wasser aus Oberhangbereichen in die Untersuchungsfläche eindringen und auch vor Sättigung am rechten Rand wieder austreten. Als Anfangsrandbedingung wird für alle Standorte Feldkapazität angenommen.

Tab. 5.2: Parametrisierungsvarianten der Bodenfeuchtestandorte.

Bezeichnung	Programm	Eingangsdaten
var0	Rosetta Lite	Korngrößenverteilung, Trockenrohdichte
var1	Rosetta Lite	Korngrößenverteilung, Trockenrohdichte, Θ bei pF 2,5 und pF 4,2
var2	RETC	vier Punkte der pF-Kurve: Θ bei pF 0, pF 1,8, pF 2,5 und pF 4,2

Die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald werden soweit wie möglich im Modell parametrisiert. Bei den Ackerstandorten wurden die Zeitpunkte der Bodenbearbeitung, Einsaat und Ernte – soweit bekannt – berücksichtigt. Damit geht der jahreszeitliche Verlauf von Durchwurzelungstiefe, Oberflächenrauigkeit, Bodenbedeckung, Blattflächenindex und Pflanzenhöhe in die Simulation ein. Dies bestimmt neben der Güte der Klimaparameter Strahlung,

Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit in entscheidender Weise die Berechnung der Interzeption und der aktuellen Evapotranspiration. Auf den Grünlandstandorten wurde im Modell nur die Durchwurzelungstiefe an die standörtlichen Verhältnisse angepasst. Grünland- oder Weidenutzung wurde weder unterschieden noch in einer Anpassung von Bedeckungsgrad oder Pflanzhöhe berücksichtigt, da für die Standorte keine verlässlichen Daten vorlagen.

Die Simulationen wurden für den Zeitraum von 1994 bis Ende Juni 2001 durchgeführt. Die Auswertungen beziehen sich auf den Zeitraum von 1995 bis Ende 2000. Trotz unterschiedlichen Messbeginns an den Standorten wird so ein einheitlicher Bilanzzeitraum geschaffen. Außerdem wird dem Modell dadurch eine ausreichend lange Zeit zum „Einschwingen“ gegeben, so dass die Randbedingungen, wie Verdunstung und Versickerung, die unscharfen Anfangsbedingungen überprägen.

In Tab. 5.2 sind die Jahresniederschlagssummen der einzelnen Standorte zusammengefasst. Wie in Kap. 4.4.3 beschrieben wurde der an der Station Speicher in fünfminütiger Auflösung gemessene Niederschlag anhand der wöchentlichen Niederschlagssummen der Hellmantalstationen der Freilandstandorte bzw. den Auffanggefäßen der Waldstandorte korrigiert und zusätzlich um 11 % erhöht. Die Daten zeigen, dass die Standorte mit Freilandniederschlag in Meckel (bm...) die höchsten Niederschlagssummen aufweisen. Die Standorte in Idenheim (bi...) und Greverath (bg...) haben mit ca. 5100 mm eine etwas geringere Gesamtniederschlagssumme. Der Bestandesniederschlag der Waldstandorte Meckel Wald (bmw) und Idenheim Wald (biw1) (beides Laubwaldstandorte) beträgt etwa 80 % der Freilandniederschlagsmenge. Der Bestandesniederschlag des Kiefernstandortes Greverath Wald (bgw) ca. 73 % der Freilandniederschlagsmenge. Besonders niederschlagsreich waren die Jahre 1995 und 2000, an den Standorten bma und bmg werden für diese Jahre Niederschlagssummen von ca. 1000 mm berechnet. 1996 zeichnet sich im Vergleich zu den anderen Jahren durch eine relative Trockenheit aus.

Tab. 5.3: Jahresniederschlagssummen der Station Speicher und den daraus berechneten und korrigierten Niederschlagssummen der Standorte mit Niederschlagsmessungen.

Standort	1995	1996	1997	1998	1999	2000	Σ
	[mm]						
Speicher	808	457	732	774	760	895	4426
bma	926	642	903	872	987	1067	5397
bmg	1008	744	1012	876	981	1048	5669
bmw	771	533	785	730	809	903	4531
bia1	897	596	864	846	905	1020	5128
biw1	733	554	721	643	705	786	4142
bia2	891	672	844	790	865	973	5035
bga	942	637	846	839	806	986	5056
bgg	958	629	866	893	862	1026	5234
bgw	702	498	650	612	616	753	3831

5.2 Langzeitsimulation des Bodenwasserhaushaltes

Standort Meckel Acker (bma)

Der Standort Meckel Acker befindet sich auf einem ‚mittel‘ geneigten Oberhang im Bereich des unteren Keupers. Der Boden weist aufgrund seiner hohen Tongehalte eine deutliche Pelosoldynamik auf und wird als Pelosol-Pseudogley bezeichnet. Im P-Sw1-Horizont deutet die leicht erhöhte Trockenrohdichte auf eine Pflugsohlenverdichtung hin, die aber vom Messwert der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit nicht bestätigt wird. Die nutzbare Feldkapazität ist aufgrund der hohen Feinporenanteile erwartungsgemäß als ‚sehr gering‘ einzustufen. Auch die Luftkapazität ist unterhalb des P-Sw2-Horizonts ‚sehr gering‘. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit weist in den oberen Horizonten ‚extrem‘ bis ‚sehr hohe‘ Werte auf und nimmt vom P-Sw2-Horizont zum II P-Swd-Horizont deutlich ab; im II P-Sd-Horizont beträgt sie nur noch $6,4 \text{ cm d}^{-1}$. Die Verschlammungsneigung des Standortes ist ‚äußerst schwach‘ (vgl. Anhang A1, Tab. A1.1).

Da die Vegetationsbedeckung auf einem Ackerstandort im Jahresverlauf stark variiert, wurden bei der Anwendung des Prozessbeurteilungsschemas (vgl. Kap. 4.2, SCHERRER 2004) sowohl eine Vegetationsbedeckung von über als auch von unter 50 % berücksichtigt. Zusätzlich wurde bei Böden mit Pseudogleymerkmalen der dominierende Abflussprozess mit und ohne anstehendem Stauwasser bestimmt.

Tab. 5.4: Prozessbeurteilung am Standort bma für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Verschlammungsneigung groß? (nein) – Matrix verdichtet? (nein)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdruchlässigkeit groß (nein) = HOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdruchlässigkeit groß (nein) = HOF2

Bei kurzen intensiven Niederschlägen (Tab. 5.4) wird, unabhängig vom Bedeckungsgrad, bei anstehendem Stauwasserkörper leicht verzögerter gesättigter Oberflächenabfluss (SOF2) als dominierender Abflussprozess bestimmt, ohne anstehendes Stauwasser wird mit dem Prozessbeurteilungsschema leicht verzögerter Horton'scher Oberflächenabfluss (HOF2) erreicht. Die Frage nach einer eventuell vorhandenen Pflugsohle wurde mit ‚nein‘ beantwortet, da sich in den Messwerten keine deutliche Abnahme der gemessenen hydraulischen Leitfähigkeit zeigt. Eine Schlüsselstelle ist die Frage nach der Stärke der Pseudovergleyung; da die Merkmale des Sw-Horizonts direkt unterhalb des Pflughorizontes beginnen, wurde sie mit ‚stark‘ bewertet. Bei lang anhaltenden Niederschlägen mit geringer Intensität (Tab. 5.5) kommt es bei einer Bedeckung von unter 50 % zu SOF2 und bei einer Bedeckung von über 50 % zu HOF2. Letzteres verwundert, da gerade bei lang anhaltenden Niederschlägen mit geringer Intensität

Horton'scher Oberflächenabfluss sehr unwahrscheinlich ist. Schlüsselstelle ist hierbei die Frage nach der Durchlässigkeit der Matrix im Unterboden, die aufgrund der über Rosetta Lite bestimmten hydraulischen Leitfähigkeit als ‚gering‘ einzustufen ist.

Tab. 5.5: Prozessbeurteilung am Standort bma für extensive, lang andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlammungsneigung groß? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrix im Unterboden gut durchlässig? (nein) = HOF2

In Fig. 5.2 sind Niederschlag und die kumulativ aufgetragenen Werte von Oberflächen- und Zwischenabfluss für die drei Parametrisierungsvarianten dargestellt (var0 = blau, var1 = grün, var2 = rot). Darunter sind für drei ausgewählte Tiefenstufen und für die gesamte Messtiefe die 12 Uhr Simulationswerte den wöchentlich erhobenen Messwerten der Bodenfeuchte (schwarze Punkte) gegenübergestellt. In Tab. 5.6 sind die Werte verschiedener Gütemaßen (vgl. Kap. 4.5.1) zum Vergleich von gemessenen und simulierten Werten zusammengestellt. In der Tabelle sind im Gegensatz zu Fig. 5.2 alle Tiefenstufen aufgelistet. Grau markiert sind die jeweils höchsten Werte der einzelnen Gütemaße. Die Wasserbilanzen der drei Simulationsvarianten sind in Tab. 5.7 zusammengestellt.

In Fig. 5.2 fällt auf, dass die Messwerte der Bodenfeuchte in der Tiefenstufe 0-10 cm, in den Herbst- und Wintermonaten immer wieder für längere Zeiträume die maximale Wasserkapazität erreichen. Die gemessenen Bodenwassergehalte wurden dahingehend korrigiert, dass sie die maximale Wasserkapazität der jeweiligen Tiefenstufe nicht überschreiten dürfen. Die Simulationsergebnisse aller drei Parametrisierungsvarianten erreichen in Perioden mit maximaler Sättigung nicht die gemessenen Werte. Die geringen Wassergehalte in den Sommermonaten werden dagegen mit Ausnahme der Jahre 1998 und 1999 gut wiedergegeben. Die mit Parametrisierungsvarianten var0 und var2 simulierten Bodenwassergehalte zeigen bei hohen Wassergehalten einen unruhigen Verlauf, da der Wassergehalt zwischen den einzelnen Spitzen immer wieder stark zurückgeht. Der mit Parametrisierungsvariante var2 simulierte Bodenwassergehalt verläuft dagegen bei hohen Wassergehalten wesentlich gleichförmiger.

In der Tiefenstufe 30-40 cm zeigt sich ein verändertes Bild. Die Bodenwassergehalte der Varianten var1 und var2 liegen deutlich über den gemessenen Werten. Besonders Variante var2 simuliert in den Sommermonaten eine zu geringe Austrocknung des Bodens in dieser Tiefenstufe. Die mit Variante var0 simulierten Wassergehalte zeigen die beste Anpassung an die gemessenen Werte. Nur in den Sommermonaten 1994 und 1995 wird die Austrocknung des Profils zu schnell und zu stark simuliert.

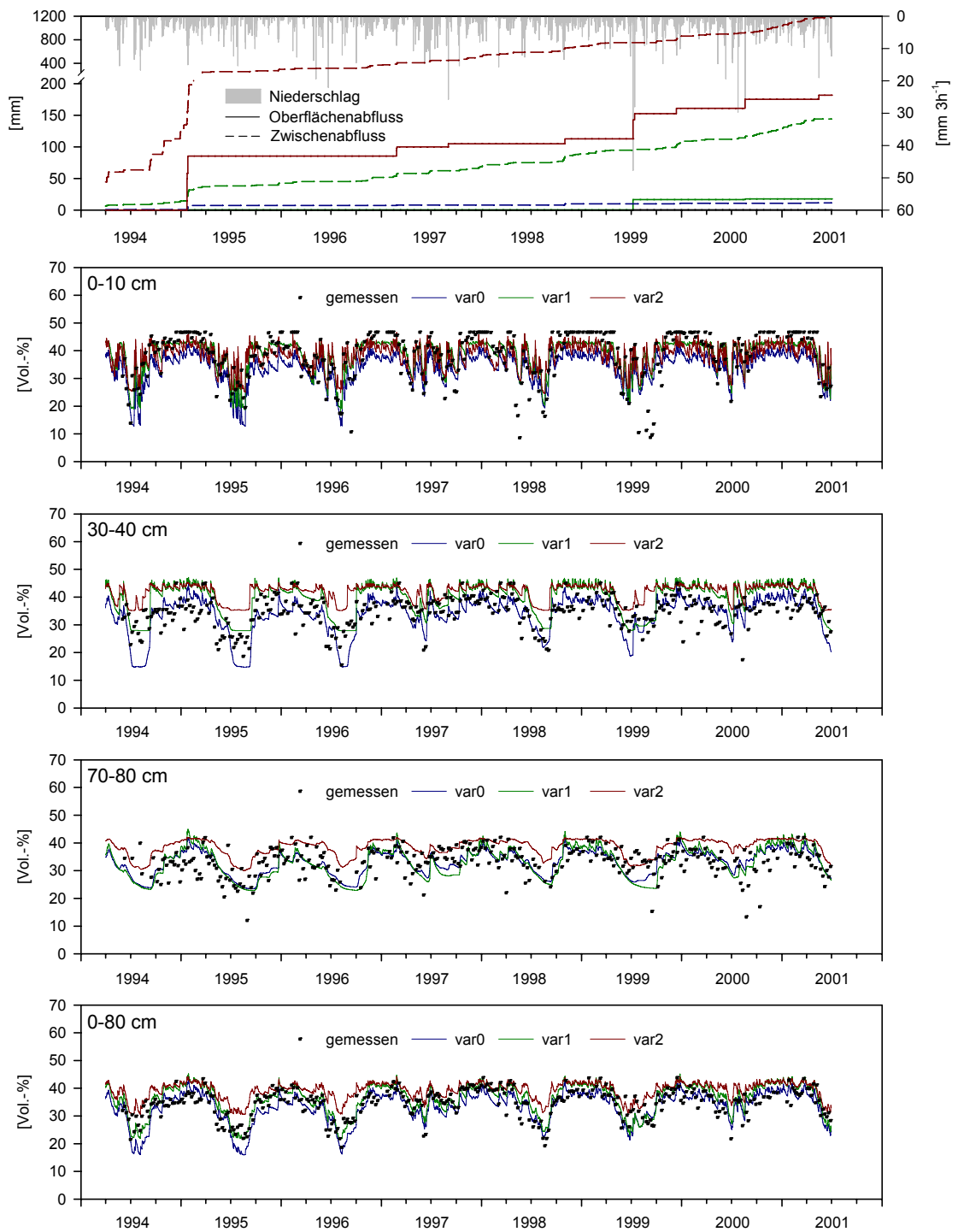


Fig. 5.2: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Meckel Acker (bma).

In der Tiefenstufe 70-80 cm, unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs, nimmt sowohl die Dynamik der gemessenen als auch der simulierten Werte ab. Die simulierte Bodenfeuchte der Variante var2 liegt wiederum deutlich über den gemessenen Werten, während Varianten var0 und var1 einen relativ ähnlichen Verlauf aufweisen. Die untere Basis der gemessenen Werte wird mit diesen Parametrisierungsvarianten gut abgebildet.

Tab. 5.6: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Meckel Acker (bma), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaß	Tiefenstufe [cm]								
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	0-80
var0									
RMSP [%]	1,07	0,81	0,73	0,85	1,01	0,97	0,90	1,07	0,61
RMSE [Vol.-%]	7,10	5,25	4,35	5,02	5,74	5,40	4,93	5,51	3,60
Bias [-]	0,346	0,394	0,149	0,026	0,001	0,013	0,001	0,003	0,127
Varianz [-]	0,269	0,030	0,003	0,014	0,024	0,000	0,044	0,127	0,002
Kovarianz [-]	0,388	0,578	0,862	0,963	0,979	0,990	0,962	0,879	0,874
Bestimmtheitsmaß [-]	0,64	0,66	0,56	0,45	0,38	0,35	0,31	0,18	0,65
Nash/Sutcliffe [-]	0,38	0,43	0,38	0,25	0,11	0,18	0,25	0,23	0,55
Willmott [-]	0,77	0,84	0,84	0,81	0,78	0,77	0,74	0,70	0,88
var1									
RMSP [%]	0,83	0,67	0,84	1,14	1,25	1,27	1,05	1,18	0,61
RMSE [Vol.-%]	5,47	4,35	5,00	6,72	7,12	7,09	5,79	6,09	3,60
Bias [-]	0,012	0,125	0,142	0,536	0,480	0,071	0,004	0,000	0,200
Varianz [-]	0,378	0,016	0,015	0,000	0,015	0,102	0,008	0,008	0,004
Kovarianz [-]	0,603	0,852	0,518	0,469	0,511	0,834	0,992	1,000	0,799
Bestimmtheitsmaß [-]	0,68	0,67	0,58	0,46	0,35	0,33	0,28	0,17	0,68
Nash/Sutcliffe [-]	0,64	0,61	0,17	-0,35	-0,38	-0,42	-0,04	0,06	0,54
Willmott [-]	0,85	0,89	0,78	0,70	0,66	0,73	0,73	0,70	0,89
var2									
RMSP [%]	0,92	0,69	1,08	1,46	1,54	1,36	1,40	1,52	0,98
RMSE [Vol.-%]	6,07	4,45	6,45	8,61	8,78	7,58	7,70	7,83	5,81
Bias [-]	0,000	0,005	0,602	0,738	0,678	0,564	0,601	0,537	0,651
Varianz [-]	0,577	0,330	0,237	0,104	0,146	0,109	0,110	0,164	0,162
Kovarianz [-]	0,416	0,658	0,166	0,162	0,181	0,332	0,290	0,305	0,188
Bestimmtheitsmaß [-]	0,65	0,62	0,54	0,44	0,34	0,29	0,27	0,18	0,64
Nash/Sutcliffe [-]	0,55	0,59	-0,38	-1,21	-1,09	-0,62	-0,83	-0,56	-0,18
Willmott [-]	0,78	0,83	0,57	0,52	0,51	0,54	0,55	0,57	0,66

Für das Gesamtprofil von 0-80 cm Tiefe zeigt, im visuellen Vergleich, Variante var1 die beste Anpassung. Die Bodenwassergehalte der Variante var2 liegen über den gemessenen Werten. Variante var0 führt in den Jahren 1994 und 1995 zu einer zu starken Austrocknung des Profils.

Die Gütemaße aus Tab. 5.6 bestätigen den visuellen Eindruck. Ab einer Tiefe von 20 cm zeigt Parametrisierungsvariante var0 die beste Übereinstimmung mit den gemessenen Werten.

RMSP, RMSE und der Nash/Sutcliffe-Koeffizient haben im Vergleich zu den anderen Parametrisierungsvarianten die niedrigsten bzw. höchsten Werte. Bias-, Varianz- und Kovarianz-Anteil des RMSE zeigen von 30-70 cm geringe Niveaufehler und nur geringe systematische und unsystematische Abweichungen an. Für die Tiefenstufen 0-20 cm wird dagegen mit Parametrisierungsvariante var1 die beste Anpassung an die gemessenen Werte erreicht. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient beträgt für die Tiefenstufen 0,64 bzw. 0,61. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Gütemaße Bestimmtheitsmaß, Nash/Sutcliffe- und Willmott-Koeffizient immer geringere Werte an. Das bedeutet, dass die Streuung der Messwerte weniger stark abnimmt als ihre zeitliche Dynamik. Für das Gesamtprofil lassen sich mit den Varianten var0 und var1 die besten Übereinstimmungen erzielen. Mit Variante var0 werden ein RMSE von 3,6 Vol.-%, ein Bestimmtheitsmaß von 0,68 und ein Willmott-Koeffizient von 0,89 erreicht. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient ist bei Variante var1 mit 0,55 am höchsten.

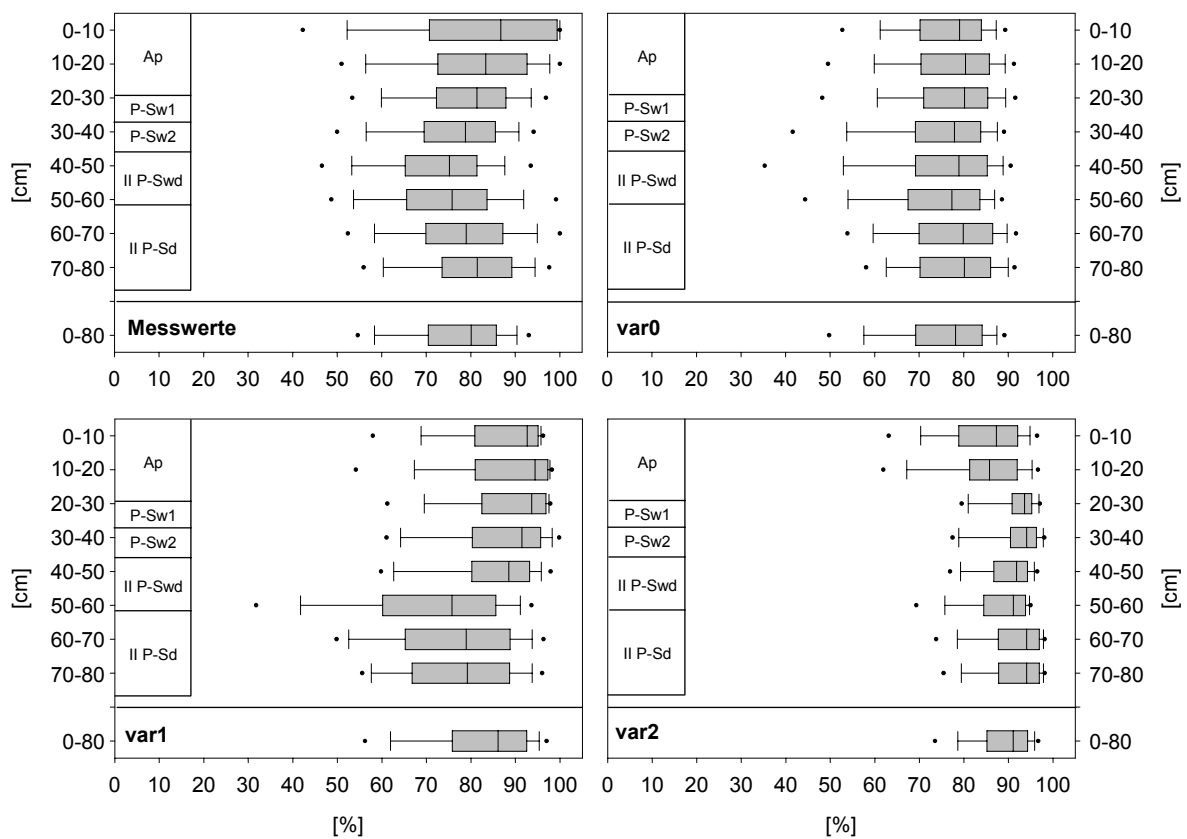


Fig. 5.3: Gemessene (links oben) und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Meckel Acker (bma), Wochenwerte von 1995 bis 2000.

Fig. 5.3 zeigt die Verteilungen der gemessenen und der simulierten Bodenfeuchte von 1995 bis 2000 in den verschiedenen Tiefen als Boxplots. Die Box beinhaltet die mittleren 50 % der Werte, sie zeigt den Bereich zwischen dem 1. und 3. Quartil der Verteilung. Jeweils 25 % der Werte sind kleiner oder größer als die Werte in der Box. Die horizontale Linie in der Box stellt den Median dar. Die von der Box ausgehenden vertikalen Linien (whisker caps) führen zu dem 10. bzw. 90. Perzentil. Innerhalb der Begrenzung befinden sich 80 % der Werte. Die beiden Punkte außerhalb der Linien zeigen das 5. bzw. 95. Perzentil an. Bei den gemessenen Werten hat die Tiefenstufe 0 bis 10 cm erwartungsgemäß die größte Spannweite, hier führt

Niederschlag und Verdunstung zu stark wechselnden Wassergehalten. Bis in 50 cm Tiefe nehmen der mittlere Wassergehalt und die Spannweite der Messwerte ab. An der Grenze vom II P-Swd-Horizont zum II P-Sd-Horizont nimmt der mittlere Wassergehalt zu und die Verteilung der Messwerte ist in der Tiefenstufe 50 bis 60 cm größer. Darin wird der Einfluss der zeitweiligen Stauwasserdynamik ersichtlich. Die Verteilungen der Bodenwassergehalte der drei Parametrisierungsvarianten macht deutlich, wie sich die einzelnen Varianten untereinander und von den gemessenen Werten unterscheiden. Die mit Variante var2 simulierten Werte haben eine deutlich linksschiefe Verteilung mit insgesamt zu hohen Wassergehalten und einer sehr geringen Streuung der Werte. Wie schon aus Fig. 5.2 ersichtlich, wird die Austrocknung des Profils mit dieser Variante nicht richtig abgebildet. Die Simulation mit Variante var1 zeigt eine deutlich veränderte Verteilung der Bodenfeuchte an der Grenze II P-Swd zum II P-Sd-Horizont. Hier vergrößert sich die Spannweite der Bodenwassergehalte extrem stark. Obwohl die Gütemaße für die Tiefenstufen 0 bis 20 cm die beste Übereinstimmung bei dieser Variante zeigen, fällt auch hier die im Vergleich zu den Messwerten deutlich links-schiefe Verteilung der Simulationswerte auf. Variante var1 mit der besten Anpassung an die Messwerte in den Tiefenstufen von 20-80 cm zeigt eine ähnliche Verteilung der Bodenwassergehalte an, jedoch wird der charakteristische bogenförmige Verlauf der Boxplots im Tiefenprofil nur ansatzweise nachvollzogen.

In Tab. 5.7 sind die Wasserbilanzen für die drei Parametrisierungsvarianten für den Zeitraum 1995 bis 2000 zusammengestellt. Parametrisierungsvariante var2 hat die höchsten Anteile an Oberflächen- und Zwischenabfluss, jedoch die geringste Übereinstimmung mit der gemessenen Bodenfeuchte. Aus Fig. 5.2 ist ersichtlich, dass der mit Parametrisierungsvariante var1 simulierte Oberflächenabfluss als HOF zu bezeichnen ist. Bemerkenswert ist, dass Variante var1 auch bei diesem extremen Niederschlagsereignis keinen Oberflächenabfluss simuliert. Abgesehen von der Tiefensickerung dominiert der Zwischenabfluss an diesem Standort. Der Einfluss der unterschiedlichen Bodenparametrisierung ist auch bei den Werten der Evaporation ersichtlich. Hier führt Variante var1 mit 20,3 % zu der höchsten Bodenverdunstung. Die Transpiration verändert sich dagegen nur gering und variiert zwischen 29,2 und 31,5 %.

Tab. 5.7: Wasserbilanzen für den Standort Meckel Acker (bma), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
		[%]	
Oberflächenabfluss	0,0	0,3	3,2
Zwischenabfluss	0,2	2,1	16,7
Sickerwasser	47,6	41,7	32,6
Interzeption	3,1	3,1	3,1
Evaporation	15,7	20,3	14,5
Transpiration	31,5	30,7	29,2
Auffeuchtung	0,6	1,1	0,0
Restglied	1,3	0,1	0,7

Standort Meckel Grünland (bmg)

Der Standort befindet sich auf einem ‚schwach geneigten‘ Kulminationsbereich im Bereich einer Streuobstwiese, die aufgrund der Artenzusammensetzung als frische bis feuchte Glatt-haferwiese (*Arrhenatheretum*) angesprochen werden kann. In leichten, wahrscheinlich nutzungsbedingten Mulden dominieren Gräser, als deren Hauptvertreter *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Phleum pratense* und *Lolium perenne* zu nennen sind. In der Krautschicht finden sich Arten wie *Ranunculus repens*, *Veronica chamaedrys* und an einigen Stellen auch Feuchtezeiger wie *Lysimachia nummularia* und *Equisetum spec.* Der Aufbau des Bodens ähnelt dem Ackerstandort, jedoch ist die Hauptlage an diesem Standort durch einen deutlich höheren Schluffanteil geprägt. Leider fehlen an diesem Standort Daten zur Porengrößenverteilungen und zur gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit ($ksat_g$) der beiden untersten Horizonte. Für die Modellierungen wurden daher die aus der Korngrößenverteilung und Trockenrohdichte abgeleiteten Parameter der Variante var0 auch für die Varianten var1 und var2 verwendet. Die Trockenrohdichte und die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurden vom benachbarten Waldstandort übernommen. Im Gegensatz zum Ackerstandort zeichnet sich dieses Profil durch einen locker gelagerten Ah-Horizont mit einem Gesamtporenvolumen von 60 Vol.-% aus. Die über Rosetta Lite ermittelte gesättigte Matrixleitfähigkeit ($ksat_m$) hat die gleiche Größenordnung wie die gemessene Leitfähigkeit, daher wird im Ah-Horizont keine Erhöhung der Leitfähigkeit ab dem Grenzwassergehalt von pF 2,5 vorgenommen (vgl. Anhang A1, Tab. A1.2).

Tab. 5.8: Prozessbeurteilung am Standort bmg für intensive, kurze Niederschläge.

Oberfläche:	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Hangneigung > 5 %? (nein) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichungsmerkmale schwach? (nein) – Lage der Vergleichungsmerkmale > 1 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 0,5 m Tiefe? (nein) – Stauschicht oberhalb 1 m Tiefe? (ja) – Hangneigung > 5%? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = HOF2

Da auf den Grünlandstandorten keine Bereiche mit einer Vegetationsbedeckung von unter 50 % vorkommen, wurde im Prozessbeurteilungsschema nur der Weg für Flächen mit einer Bedeckung von über 50 % beschritten. Aufgrund der Pseudogleyodynamik des Standortes wurden Zeiträume mit und ohne anstehendem Stauwasser berücksichtigt. Allerdings wurden die Fragen nach einem Wasserspiegel an der Bodenoberfläche und im Oberboden stets mit ‚nein‘ beantwortet, da dies zu keinem Zeitpunkt beobachtet wurde. Ein Wurzelfilz, der die Infiltration an diesem Standort beeinflusst, konnte nicht festgestellt werden. Daher wurde auch die Frage nach einem hydrophoben Humus mit ‚nein‘ beantwortet. Bei intensiven, kurzen Niederschlägen (Tab. 5.8) führt das Prozessbeurteilungsschema bei vorhandenem Stauwasserkörper zu SOF2, ohne Stauwasserkörper zu HOF2. Extensive, lang andauernde Niederschläge (Tab. 5.9) führen bei beiden Varianten zu HOF2.

Tab. 5.9: Prozessbeurteilung am Standort bmg für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Oberfläche:	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m? (nein) – Makroporosität groß? (ja) Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = HOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichungsmerkmale schwach? (nein) – Lage der Vergleichungsmerkmale > 1 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 0,5 m Tiefe? (nein) – Stauschicht oberhalb 1 m Tiefe? (ja) – Hangneigung > 5%? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = HOF2

Auch an diesem Standort wird in den Wintermonaten in der Tiefenstufe 0-10 cm oftmals eine Sättigung des Bodens gemessen (Fig. 5.4). Die hohen Bodenwassergehalte werden am besten mit Parametrisierungsvariante var2 wiedergegeben. Die niedrigen Wassergehalte in den Sommermonaten werden dagegen besser mit den Varianten var0 und var1 abgebildet. In der Tiefenstufe 30-40 cm wird der unterschiedliche Verlauf der drei Varianten noch deutlicher; mit Variante var0 wird der Bodenwasservorrat in den Sommermonaten zu stark ausgeschöpft. Variante var2 trifft dagegen die hohen Wassergehalte, bleibt aber in Trockenphasen weit über den gemessenen Werten. Variante var1 verläuft in Feuchtphasen ähnlich wie Variante var0, bildet aber in Trockenphasen die Basis der Austrocknung besser ab. Unterhalb der Wurzelzone verläuft die Bodenwasserganglinie erwartungsgemäß weniger dynamisch. Da in dieser Tiefe für alle drei Simulationen die gleiche Parametrisierung verwendet wurde, sind die Unterschiede im Kurvenverlauf nur auf den Einfluss der Saugspannungen der oberen Horizonte zurückzuführen. Trotz der Streuung der Messwerte wird das Niveau der Bodenwassergehalte mit allen Varianten abgebildet. Für das Gesamtprofil kann aufgrund der starken Streuung der Messwerte nur schwer beurteilt werden, welche Parametrisierungsvariante die Messwerte am besten abbilden kann. Variante var0 zeigt, wie auch bei den einzelnen Tiefenstufen, in den Sommermonaten etwas zu geringe Wassergehalte, Variante var2 dagegen eine zu hohe Bodenfeuchte. Ein extremes Niederschlagsereignis im Juli 1999 mit über 50 mm 3h⁻¹ führt zu hohem Oberflächenabfluss mit Parametrisierungsvariante var2. Der Wochenwert der gemessenen Bodenfeuchte zeigt eine Sättigung der oberen 10 cm an, die Tageswerte der simulierten Wassergehalte erreichen dagegen keine Sättigung im Profil.

Werden die Gütemaße für die drei Simulationsläufe betrachtet (Tab. 5.10), dann führt Variante var2, trotz der augenscheinlichen Unterschätzung der Austrocknung in den Sommermonaten, zu der besten Anpassung an die Messwerte. RMSE und der Nash/Sutcliffe-Koeffizient haben bei dieser Variante in fast allen Tiefenstufen die besten Werte. Das Bestimmtheitsmaß hat dagegen bei Variante var0 die höchste Übereinstimmung. Ab einer Tiefe von 40 cm hat auch der Willmott-Koeffizient bei dieser Variante die höchsten Werte. Den geringsten Niveaufehler hat der REMSE der Variante var2, hohe systematische Fehler zeigt der Varianzanteil des RMSE der Varianten var1 und var2 ab einer Tiefe von 40 cm. Die geringsten unsystematischen Fehler werden für den RMSE der Variante var2 berechnet. Für den gesamten betrachteten Bodenausschnitt wird mit Variante var2 ein RSME von 3,16 Vol.-%, ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von 0,75 und ein Willmott-Koeffizient von 0,92 erreicht.

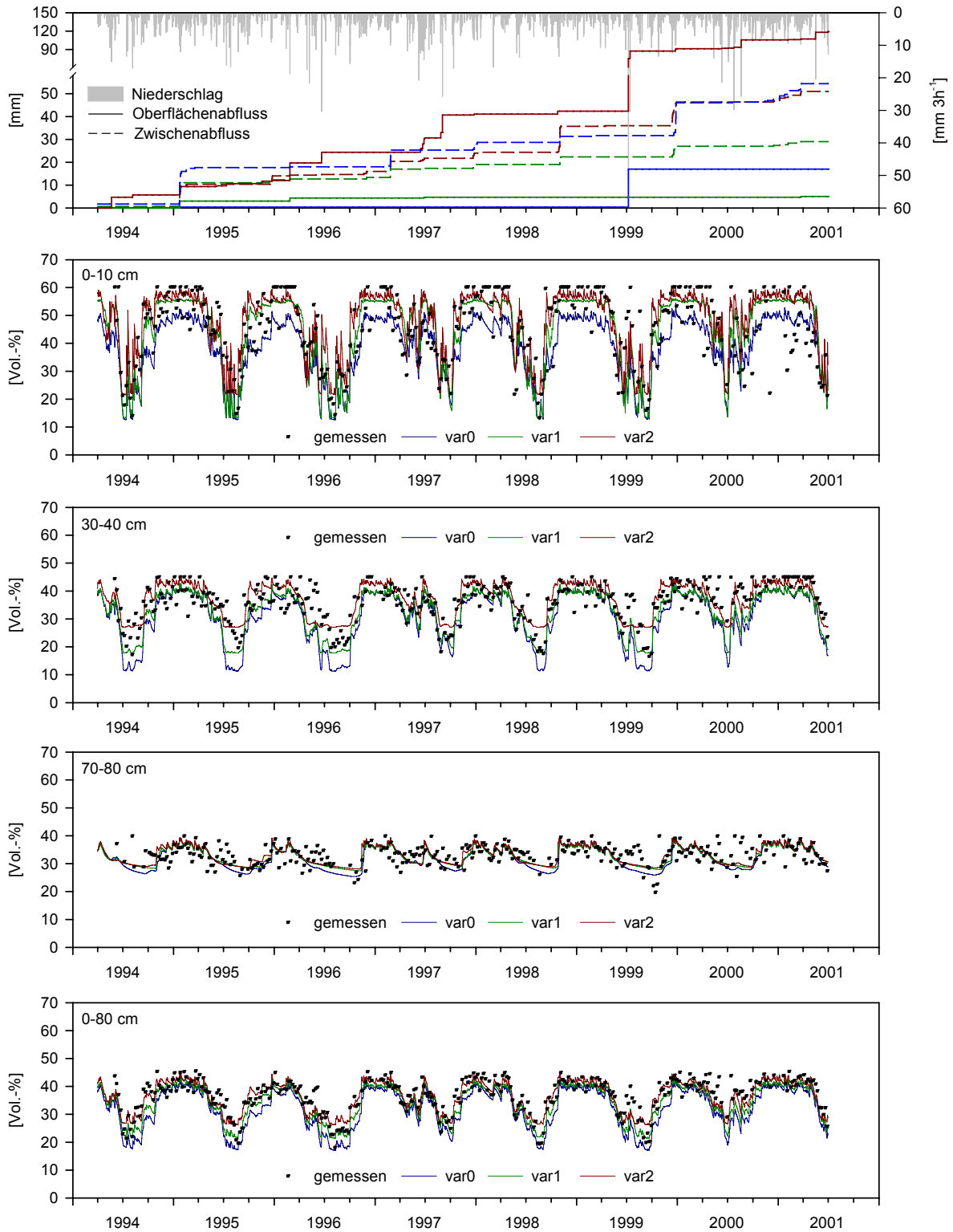


Fig. 5.4: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Meckel Grünland (bmg).

Tab. 5.10: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Meckel Grünland (bmg), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaß	Tiefenstufe [cm]								
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	0-80
var0									
RMSP [%]	1.30	1.50	1.30	1.29	1.10	0.91	0.75	0.74	0.96
RMSE [Vol.-%]	10.30	10.08	8.08	7.89	6.58	5.23	4.24	3.89	5.98
Bias [-]	0.506	0.770	0.569	0.475	0.532	0.533	0.300	0.053	0.674
Varianz [-]	0.035	0.000	0.053	0.080	0.002	0.000	0.002	0.003	0.023
Kovarianz [-]	0.461	0.231	0.379	0.446	0.468	0.468	0.700	0.948	0.305
Bestimmtheitsmaß [-]	0.68	0.74	0.70	0.62	0.58	0.60	0.45	0.23	0.78
Nash/Sutcliffe [-]	0.35	-0.19	-0.08	-0.26	-0.08	0.02	0.11	-0.16	0.10
Willmott [-]	0.82	0.77	0.80	0.78	0.77	0.81	0.77	0.70	0.83
var1									
RMSP [%]	1.07	1.13	1.01	0.99	0.94	0.79	0.68	0.65	0.64
RMSE [Vol.-%]	8.49	7.59	6.30	6.04	5.65	4.59	3.84	3.45	4.00
Bias [-]	0.023	0.599	0.285	0.345	0.220	0.336	0.185	0.019	0.430
Varianz [-]	0.008	0.001	0.090	0.010	0.345	0.152	0.122	0.027	0.000
Kovarianz [-]	0.973	0.402	0.627	0.647	0.438	0.515	0.696	0.962	0.572
Bestimmtheitsmaß [-]	0.64	0.74	0.70	0.61	0.40	0.50	0.41	0.24	0.78
Nash/Sutcliffe [-]	0.56	0.33	0.34	0.26	0.20	0.24	0.27	0.09	0.60
Willmott [-]	0.89	0.84	0.87	0.83	0.67	0.78	0.75	0.71	0.90
var2									
RMSP [%]	1.00	0.75	0.83	0.83	0.85	0.73	0.66	0.67	0.51
RMSE [Vol.-%]	7.95	5.07	5.19	5.06	5.08	4.24	3.70	3.57	3.16
Bias [-]	0.061	0.176	0.001	0.046	0.001	0.218	0.085	0.000	0.006
Varianz [-]	0.039	0.076	0.031	0.034	0.549	0.137	0.101	0.020	0.070
Kovarianz [-]	0.903	0.751	0.981	0.923	0.453	0.647	0.818	0.984	0.928
Bestimmtheitsmaß [-]	0.64	0.75	0.65	0.53	0.41	0.49	0.39	0.20	0.75
Nash/Sutcliffe [-]	0.61	0.70	0.55	0.48	0.35	0.35	0.32	0.03	0.75
Willmott [-]	0.89	0.91	0.89	0.84	0.65	0.80	0.76	0.69	0.92

Die Verteilung der Bodenwassergehalte im Tiefenprofil (Fig. 5.5) zeigt eine deutliche Abnahme der Spannweite mit zunehmender Tiefe. Die niedrigsten Werte der gemessenen Wassergehalte nehmen mit der Tiefe gleichförmig zu. Der mittlere Wassergehalt variiert mit der Tiefe dagegen nur leicht. Auffällig ist die Verteilung der Bodenwassergehalte in der Tiefenstufe von 50-60 cm, im Gegensatz zu dem Ackerstandort (bma) nehmen sowohl der mittlere, als auch die hohen Wassergehalte ab. Diese charakteristische Grenze wird auch von den Parametrisierungsvarianten var1 und var2 abgebildet. Die simulierten Werte dieser Varianten zeigen in den oberen Horizonten im Vergleich mit den gemessenen Werten eine deutlich linksschiefe Verteilung.

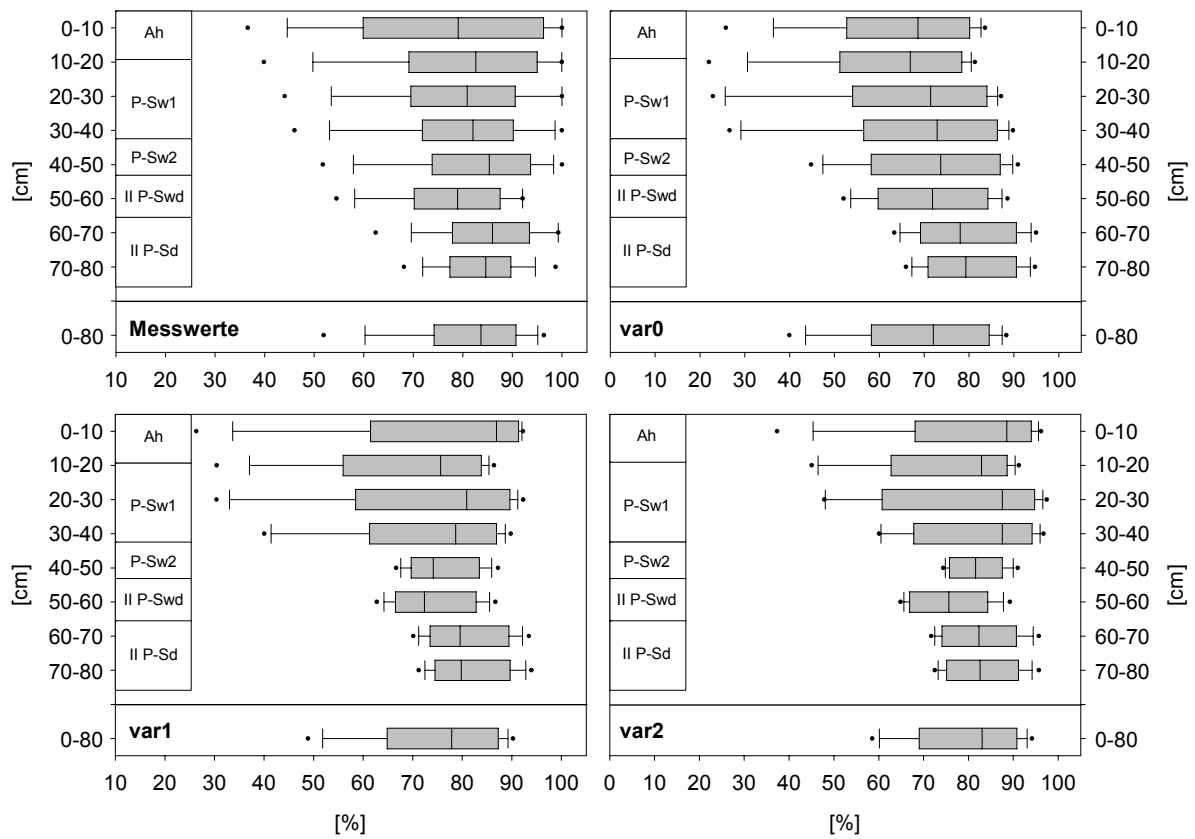


Fig. 5.5: Gemessene (links oben) und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Meckel Grünland (bmg), Wochenwerte von 1995 bis 2000.

Tab. 5.11: Wasserbilanzen für den Standort Meckel Grünland (bmg), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

	var0	var1	var2
Parameter		[%]	
Oberflächenabfluss	0,3	0,1	1,8
Zwischenabfluss	0,8	0,5	0,8
Sickerwasser	32,4	36,4	38,9
Interzeption	7,0	7,0	7,0
Evaporation	1,1	0,3	0,0
Transpiration	59,5	59,2	57,6
Auffeuchtung	0,3	-0,1	-0,1
Restglied	-1,4	-3,4	-6,0

Die Wasserbilanzen der 3 Simulationsvarianten (Tab.5.11) variieren im Gegensatz zum Ackerstandort nicht so stark. Der Oberflächenabfluss schwankt zwischen 0,1% (var1) und 1,8% (var2). Der Zwischenabfluss liegt zwischen 0,5 und 0,8%. Den deutlichsten Unterschied weist die Sickerwasserbildung auf; sie steigt von Variante var0 mit 32% über Variante var1 mit 37% auf 39% bei Variante var2. Die Evaporation ist aufgrund der hohen Bodenbedeckung gering, mit Variante var2 wird sogar überhaupt keine Evaporation simuliert. Die Transpiration liegt bei allen Varianten knapp unter 60%. Deutlicher Oberflächenabfluss ent-

steht bei Variante var2. Er tritt sowohl in Zeiten mit einer hohen Bodenfeuchte im gesamten Profil als SOF, als auch in Zeiten in denen augenscheinlich nicht das gesamte Profil wassergesättigt als HOF auf (vgl. Fig. 5.4). Der Oberflächenabfluss infolge des Extremereignisses im Juli 1999 muss als HOF bezeichnet werden. Die Entstehung von Zwischenabfluss ist an Zeiten mit hoher Bodenfeuchte im gesamten Profil gebunden, im Vergleich zum Ackerstandort tritt dieser aber an diesem Standort deutlich akzentuierter auf.

Standort Meckel Wald (bmw)

Der Waldstandort ist als *Galio odorati-Fagetum* anzusprechen. In der Baum- und Strauchschicht dominiert *Fagus sylvatica* mit nur untergeordnetem Auftreten von *Quercus petraea*. In der Krautschicht finden sich neben den genannten Arten *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana* und *Crataegus laevigata* sowie das stark dominierende und namensgebende *Galium odoratum* und *Hedera helix*. Arten wie *Arum maculatum*, *Circea lutetiana*, *Dryopteris filix mas*, *Epipactis helleborine* und *Viola reichenbachiana* sprechen für einen feuchten, kalkreichen Boden.

Der Standort befindet sich auf einem ‚mittel schwach‘ geneigten Hangabschnitt nahe des Kulminationsbereichs. Der Profilaufbau ähnelt den beiden vorherigen Standorten. Aufgrund der Waldnutzung hat sich jedoch bis in 50 cm Tiefe ein sehr grobporenreiches Bodenprofil entwickelt. Die hydraulische Leitfähigkeit ist in der Hauptlage ‚extrem hoch‘. Die Trockenrohdichte zeigt einen deutlichen Dichtesprung zur Basislage, verbunden mit einer starken Abnahme des Gesamtporenvolumens, der Luftkapazität und der gesättigten Leitfähigkeit (vgl. Anhang A1, Tab. A1.3).

Das Prozessbeurteilungsschema (Tab. 5.12) führt an diesem Standort bei vorhandenem Stauwasserkörper zu gesättigtem Oberflächenabfluss SOF1, ohne Stauwasserkörper zu stark verzögertem Zwischenabfluss (SSF3). Schlüsselstellen sind die Fragen nach der Hangneigung und nach eventuell vorhandenen lateralen Fließwegen. Die Frage nach der oberflächennahen Lage der Vergleungsmerkmale wurde mit ‚nein‘ beantwortet, da sich unter dem Ah-Horizont ein deutlich ausgeprägter Ah-Bv-Horizont ohne Vergleungsmerkmale befindet.

Tab. 5.12: Prozessbeurteilung am Standort bmw für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche:	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden (mit Wasserspiegel):	Hangneigung > 3 % (ja) – Boden mit Vergleungsmerkmalen? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Wasserspiegel oberflächennah (ja) = SOF1
Boden (ohne Wasserspiegel):	Hangneigung > 3 % (ja) – Boden mit Vergleungsmerkmalen (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Wasserspiegel oberflächennah (nein) – Vergleungsmerkmale oberflächennah? (nein) – laterale Fließwege (ja) – Hangneigung > 10 %? (nein) = SSF3

An diesem Standort wurden die organischen Auflagehorizonte mit einer Mächtigkeit von 0,5 cm bei der Modellierung berücksichtigt. WÖHLER (1996) hat für verschiedene Laub- und Nadelwaldstandorte die pF-WG-Beziehungen der Humusaufgabe ermittelt. Mit dem Programm RETC (vgl. Kap. 4.4.4) wurden für die gemittelten Werte von Genuchten/Mualem Parameter bestimmt, die für alle drei Parametrisierungsvarianten der Waldstandorte übernommen wurden.

Trotz des sehr hohen Gesamtporenvolumens des Oberbodens erreichen die gemessenen Werte der Bodenfeuchte in den Winter- und Frühjahrsmonaten immer wieder für längere Zeiträume die maximale Wasserkapazität der obersten Tiefenstufe (Fig. 5.6). Die Wassergehalte der Simulationen bleiben während Feuchtperioden bei allen Variante weit unterhalb der Messwerte. Auch in der Tiefenstufe 20 bis 30 cm liegen viele Messwerte über den simulierten Wassergehalten. Wie schon bei den beiden vorhergehenden Standorten führt Variante var0 in den Sommermonaten 1994, 1995 und 1996 zu einer zu starken Austrocknung des Bodens. Unterhalb des durchwurzelt Bereichs wird im II-P-Sw-Horizont für längere Zeiträume die maximale Wasserkapazität erreicht. Alle drei Varianten bilden die hohen Wassergehalte gut ab. Die Messwerte mit geringeren Wassergehalten streuen dagegen stark und werden mit Variante var0 am besten wiedergegeben. Auch bei der Betrachtung des Gesamtprofils zeigt sich, dass Perioden mit hohen Wassergehalten mit den drei Parametrisierungsvarianten nicht abgebildet werden. Variante var0 führt auch hier zu einer zu starken Ausschöpfung des Bodenwasserspeichers in den Sommermonaten.

An diesem Standort wird mit allen Varianten ausschließlich Zwischenabfluss simuliert. Im Vergleich zum Ackerstandort wird mit den Parametern der Variante var1 für den Gesamtzeitraum ein 15fach höherer Wert simuliert. Selbst das Extremereignis im Juli 1999 führt bei der Simulation a diesem Standort zu keinem Oberflächenabfluss.

Die Tabelle der Gütemaße (Tab. 5.13) zeigt, dass mit Parametrisierungsvariante var1 die besten Simulationsergebnisse erreicht werden. Jedoch bleibt auch bei dieser Variante der Nash/Sutcliffe-Koeffizient unterhalb von 30 cm negativ und auch der Willmott-Koeffizient liegt deutlich unter 0,7. Bis auf die Tiefenstufe 20-30 cm zeigen Bias- und Kovarianzanteil des RMSE der Variante var1 einen deutlichen Niveauunterschied und hohe unsystematischen Abweichungen zwischen Mess- und Simulationenwerten. In den Tiefenstufen 10-20 cm und 60-70 cm weist Parametrisierungsvariante var0 die beste Übereinstimmung mit den Messwerten auf. Für das gesamte Profil werden ein RMSE von 4,52 Vol.-%, ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von nur 0,33 und ein Willmott-Koeffizient von 0,84 erreicht.

Das oben gesagte wird auch bei der Betrachtung der Verteilung der Messwerte der Bodenfeuchte in den verschiedenen Tiefenstufen deutlich (Fig. 5.7). Die oberste Tiefenstufe beinhaltet die Of- und Oh-Auflagehorizonte, den Ah-Horizont und einen Teil des Ah-Bv-Horizonts und weist eine hohe Spannweite der Messwerte auf. In der nächsten Tiefenstufe von 10-20 cm ist ein deutlicher Rückgang des Bodenwassergehalts zu beobachten. Darunter nimmt der Wassergehalt bis in 40 cm wieder zu. Oberhalb des II P-Swd-Horizonts nimmt der mittlere Wassergehalt wieder etwas ab. Im II Swd-Horizont zeigt die Verteilung die lang andauernde Sättigung des Unterbodens. Parametrisierungsvariante var0 führt im Vergleich zu den Messwerten zu einer wenig differenzierten Verteilung der Bodenfeuchtemesswerte in den einzelnen Tiefenstufen. Obwohl Variante var1 die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Werten hat zeigen die Verteilungen der simulierten Bodenfeuchtemesswerte im Vergleich zu den Messwerten einen gegenläufigen Verlauf.

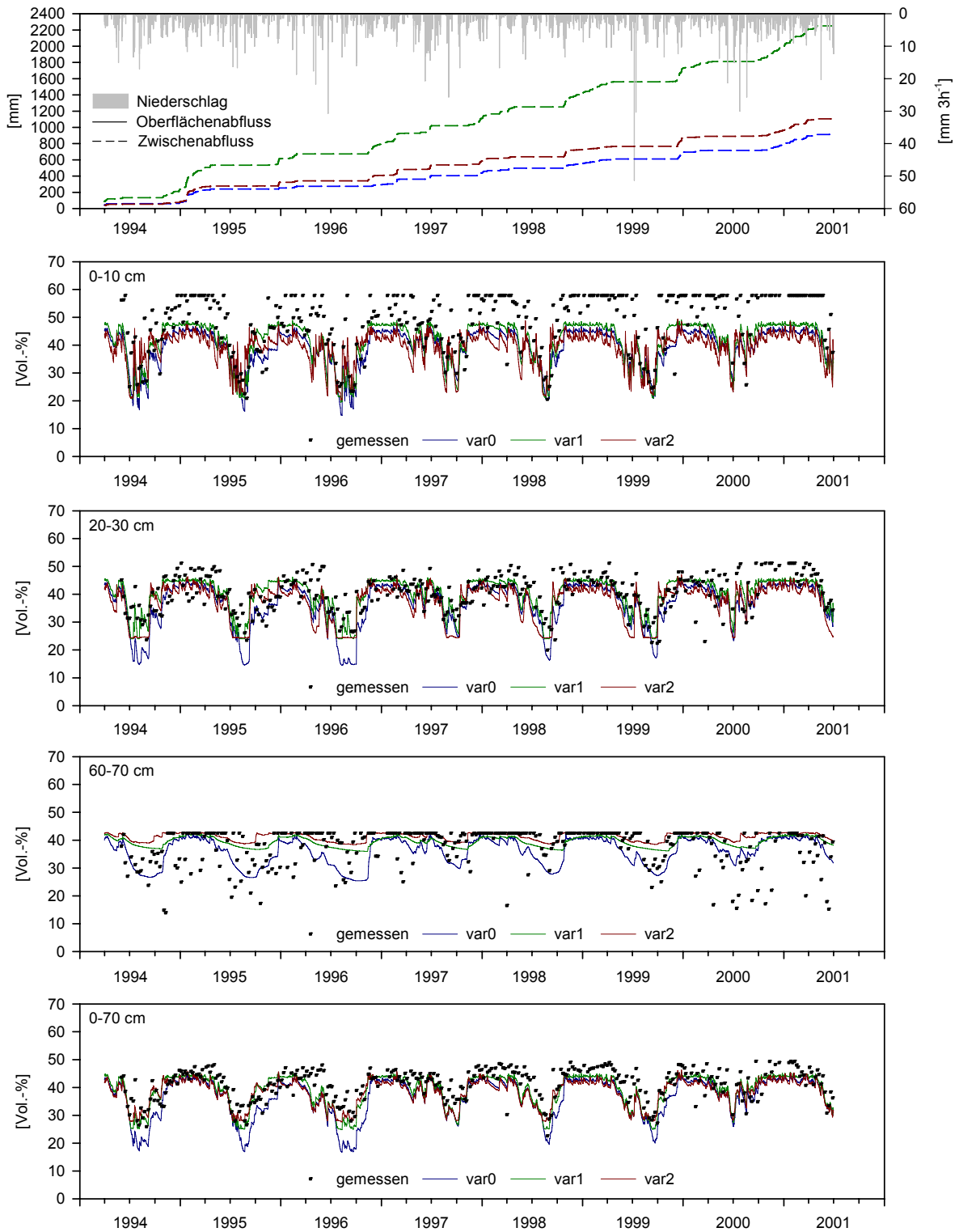


Fig. 5.6: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Meckel Wald (bmw).

Tab. 5.13: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Meckel Wald (bmw), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaße	Tiefenstufe [cm]							0-70
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	
var0								
RMSP [%]	1,35	0,88	1,01	1,31	1,28	1,19	1,13	0,93
RMSE [Vol.-%]	11,25	6,14	6,93	9,60	8,91	7,92	7,21	6,56
Bias [-]	0,701	0,270	0,321	0,610	0,329	0,372	0,106	0,628
Varianz [-]	0,102	0,009	0,024	0,045	0,034	0,025	0,052	0,052
Kovarianz [-]	0,198	0,724	0,657	0,346	0,639	0,605	0,845	0,321
Bestimmtheitsmaß [-]	0,66	0,62	0,49	0,44	0,31	0,20	0,07	0,68
Nash/Sutcliffe [-]	-0,22	0,44	-0,05	-1,63	-0,71	-1,26	-0,29	-0,42
Willmott [-]	0,71	0,85	0,77	0,63	0,66	0,64	0,52	0,76
var1								
RMSP [%]	1,08	1,03	0,74	1,22	1,21	0,91	1,29	0,64
RMSE [Vol.-%]	9,02	7,23	5,09	8,89	8,41	6,07	8,26	4,52
Bias [-]	0,512	0,377	0,004	0,570	0,276	0,190	0,346	0,414
Varianz [-]	0,127	0,265	0,046	0,030	0,023	0,001	0,044	0,004
Kovarianz [-]	0,356	0,353	0,964	0,407	0,716	0,822	0,603	0,591
Bestimmtheitsmaß [-]	0,63	0,56	0,46	0,41	0,30	0,19	0,09	0,66
Nash/Sutcliffe [-]	0,22	0,23	0,43	-1,25	-0,52	-0,33	-0,69	0,33
Willmott [-]	0,77	0,72	0,81	0,64	0,67	0,69	0,51	0,84
var2								
RMSP [%]	1,45	0,94	1,02	1,26	1,28	0,74	1,07	0,73
RMSE [Vol.-%]	12,09	6,53	7,02	9,18	8,92	4,94	6,85	5,18
Bias [-]	0,642	0,186	0,261	0,630	0,392	0,066	0,186	0,458
Varianz [-]	0,130	0,028	0,000	0,000	0,001	0,369	0,519	0,019
Kovarianz [-]	0,222	0,781	0,754	0,379	0,623	0,579	0,294	0,532
Bestimmtheitsmaß [-]	0,53	0,51	0,35	0,30	0,20	0,18	0,05	0,54
Nash/Sutcliffe [-]	-0,41	0,37	-0,08	-1,40	-0,71	0,12	-0,17	0,12
Willmott [-]	0,66	0,81	0,71	0,59	0,60	0,53	0,41	0,77

Parametrisierungsvariante var2 dokumentiert zwar den charakteristischen Wechsel von P-Sw zum II P-Swd-Horizont und die hohen Wassergehalte im II P-Swd-Horizont, zeigt aber in den Spannweiten der Verteilungen deutliche Unterschiede zu den Messwerten.

Die Wasserbilanzen für diesen Standort zeigen, dass während des Bilanzzeitraums mit keiner der drei Parametrisierungsvarianten Oberflächenabfluss simuliert wurde (Tab. 5.14). Dafür wird an diesem Standort bei allen drei Varianten nicht unerheblicher Zwischenabfluss erzeugt, mit Variante var2 liegt er bei 30 %, mit Variante var1 bei 12,4 %. Dafür ist die Sickerwassermenge an diesen Standort gering. Die simulierte Interzeption beträgt an diesem Waldstandort knapp 10 %, sie ist damit ca. 50 % geringer als die über das Verhältnis Freilandniederschlag/Bestandesniederschlag berechnete Interzeption.

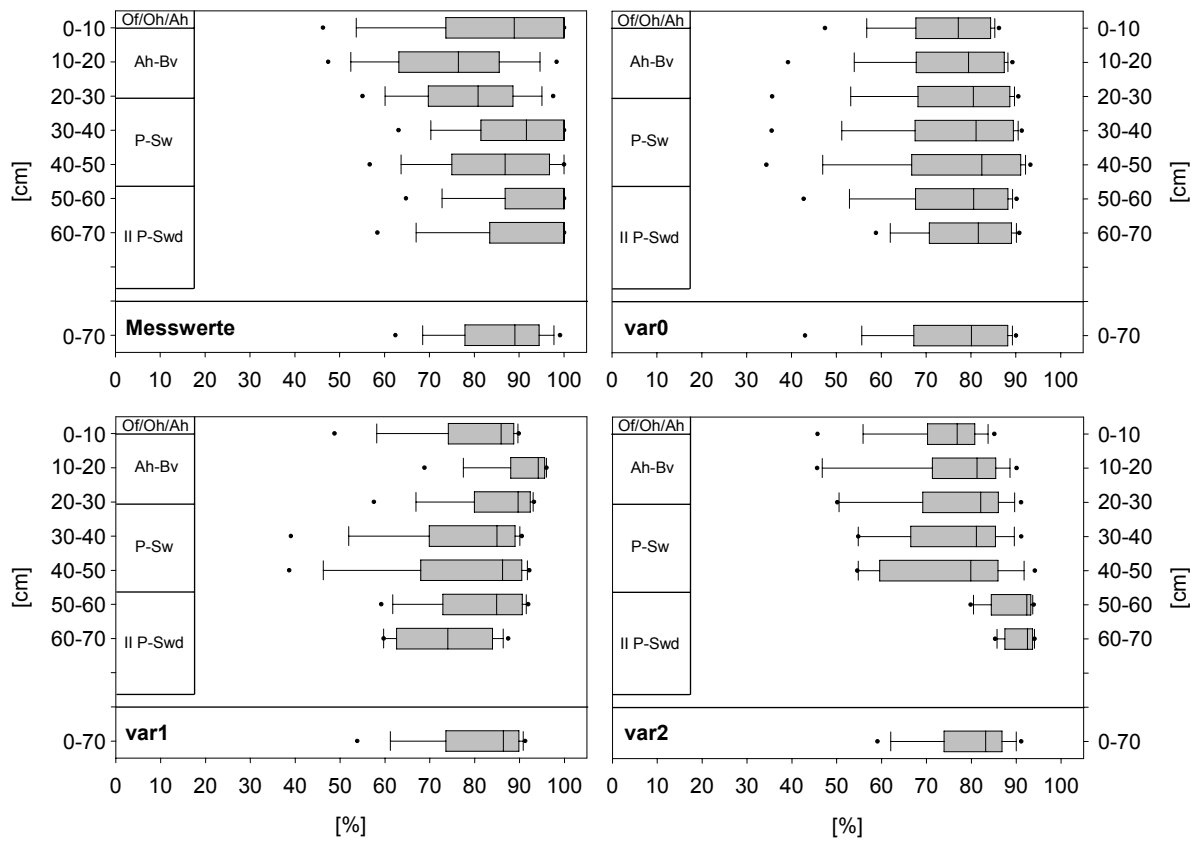


Fig. 5.7: Gemessene (links oben) und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Meckel Wald (bmw) 1995-2000.

Etwa die Hälfte des Bestandesniederschlags verdunstet, wobei die Evaporation erwartungsgemäß gering ist. Auffällig ist die starke Zwischenabflussbildung an diesem Standort (vgl. Fig. 5.6). Im Vergleich zu dem Grünlandstandort (bmg) sind immer wieder Perioden zu beobachten in denen der Zwischenabfluss auch über einen längeren Zeitraum andauert (besonders 2000/2001). Das Extremereignis im Juli 1999 führt dagegen nicht zu Zwischenabfluss.

Tab. 5.14: Wasserbilanzen für den Standort Meckel Wald (bmw), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

	var0	var1	var2
Parameter		[%]	
Oberflächenabfluss	0,0	0,0	0,0
Zwischenabfluss	12,5	30,1	15,5
Sickerwasser	25,3	12,4	30,9
Interzeption	9,5	9,5	9,5
Evaporation	1,3	1,0	1,6
Transpiration	50,6	49,2	48,5
Auffeuchtung	0,3	-0,3	-0,3
Restglied	0,5	-1,9	-5,7

Standort Idenheim Acker 1 (bia1)

Der Standort Idenheim Acker befindet sich auf einem ‚kaum geneigten‘ Unterhangbereich. Der Pseudogley-Kolluvisol zeigt ab 45 cm Tiefe die ersten Stauwassermerkmale. Bis zur Grenze des II Sd-Horizonts besitzt das Profil eine ‚mittlere‘ Luftkapazität und eine ‚sehr hohe‘ bis ‚extrem hohe‘ hydraulische Leitfähigkeit. Ein deutlicher Dichtesprung besteht zwischen dem M1- und M2-Horizont, der sich jedoch nur in einer sprunghaften Abnahme der Matrixleitfähigkeit widerspiegelt. Die nutzbare Feldkapazität ist bis auf den Ap- und den II Sd-Horizont ‚gering‘, wobei der geringe Totwasseranteil trotz des hohen Tongehalts an der Profilbasis verwundert. Die Verschlammungsneigung der Bodenoberfläche ist als ‚gering‘ einzustufen (vgl. Anhang A1, Tab. A1.4).

Tab. 5.15: Prozessbeurteilung am Standort bia1 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Verschlammungsneigung groß? (nein) – Matrix verdichtet? (nein)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdruchlässigkeit groß (nein) = SOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdruchlässigkeit groß (nein) = SOF2

Tab. 5.16: Prozessbeurteilung am Standort bia1 für extensive, lang andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlammungsneigung groß? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (ja) – Pflugsohle? (nein)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Hangneigung > 5%? (nein) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Pflugsohle vorhanden? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (nein) = SOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Hangneigung > 5%? (nein) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Pflugsohle vorhanden? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (nein) = SOF2

Das Prozessbeurteilungsschema für Ackerstandorte darf bei diesem Standort eigentlich nicht angewendet werden, da es nur für Hangneigungen von mehr als 3 % erarbeitet wurde. Um aber für alle Standorte einen vollständigen Datensatz zu gewinnen, wurde auch auf diesem ‚kaum geneigten‘ Standort der dominierende Abflussprozess bestimmt. Es führt bei allen

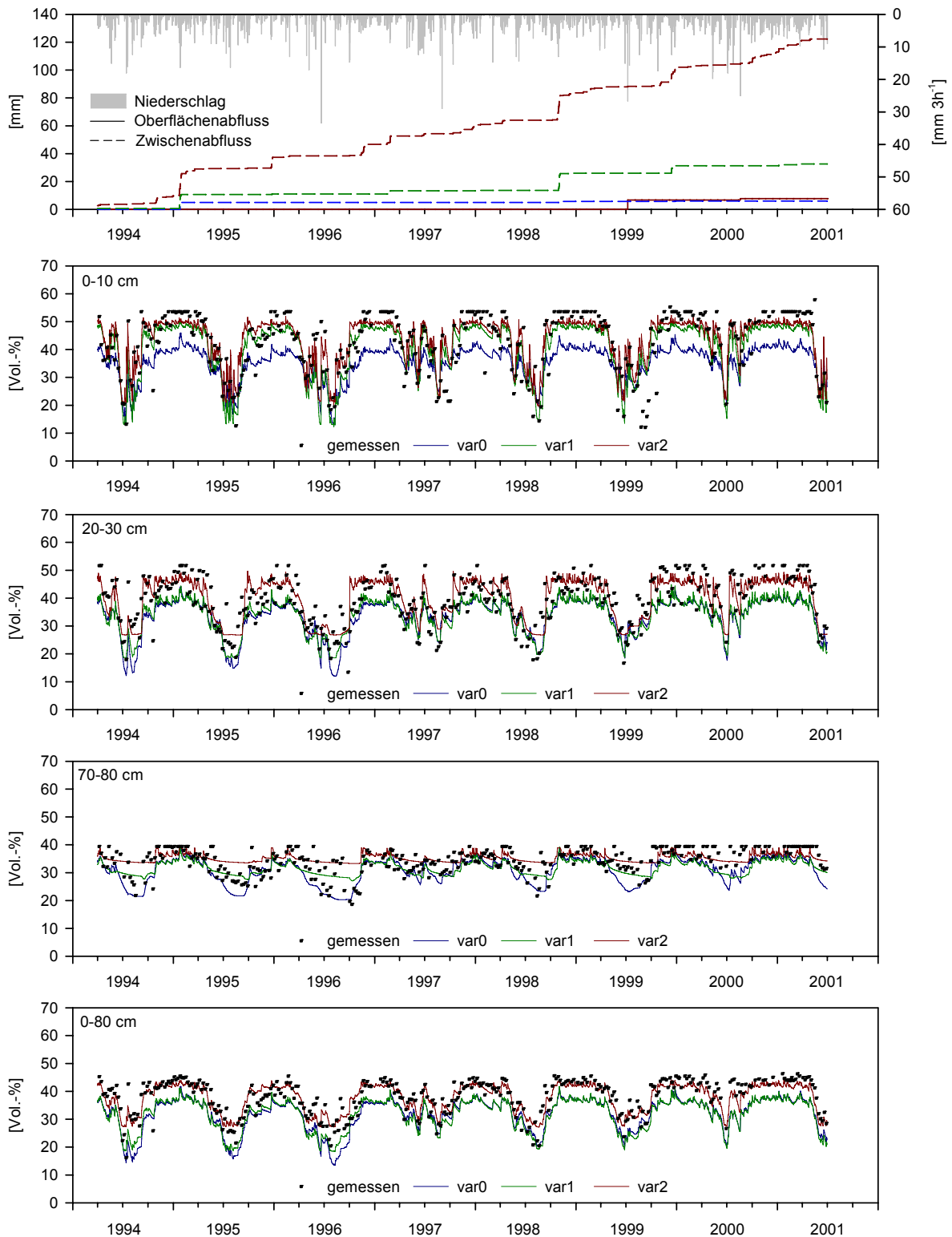


Fig. 5.8: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Acker 1 (bia1).

möglichen Randbedingungen (Tab. 5.15 und 5.16) zu leicht verzögertem gesättigtem Oberflächenabfluss (SOF2). Da die Vergleichsmerkmale erst in 45 cm Tiefe beginnen, wurde die Frage nach deren Stärke mit ‚schwach‘ beantwortet. Aufgrund der hohen hydraulischen Leitfähigkeiten bis in 80 cm Tiefe wurde die Makroporosität mit ‚hoch‘ bewertet.

Tab. 5.17: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Acker 1 (bia1), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaß	Tiefenstufe [cm]								
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	0-80
var0									
RMSP [%]	1,34	1,07	1,14	1,26	1,37	1,36	1,01	0,88	1,06
RMSE [Vol.-%]	9,85	7,75	7,62	8,04	8,62	8,52	6,05	4,90	6,87
Bias [-]	0,503	0,648	0,498	0,686	0,823	0,764	0,671	0,432	0,796
Varianz [-]	0,265	0,087	0,086	0,015	0,019	0,049	0,001	0,000	0,003
Kovarianz [-]	0,234	0,267	0,419	0,300	0,159	0,188	0,329	0,578	0,201
Bestimmtheitsmaß [-]	0,68	0,74	0,62	0,62	0,66	0,55	0,61	0,45	0,75
Nash/Sutcliffe [-]	0,18	0,22	0,24	-0,24	-1,98	-2,98	-0,37	0,18	-0,23
Willmott [-]	0,73	0,78	0,77	0,73	0,64	0,60	0,74	0,80	0,76
var1									
RMSP [%]	0,88	0,70	1,09	1,75	1,78	1,80	1,38	0,76	1,07
RMSE [Vol.-%]	6,50	5,03	7,30	11,13	11,18	11,30	8,31	4,25	6,90
Bias [-]	0,096	0,071	0,497	0,844	0,912	0,879	0,812	0,269	0,820
Varianz [-]	0,043	0,061	0,120	0,032	0,000	0,004	0,041	0,251	0,007
Kovarianz [-]	0,864	0,871	0,384	0,124	0,089	0,118	0,147	0,491	0,174
Bestimmtheitsmaß [-]	0,68	0,76	0,66	0,64	0,60	0,42	0,52	0,37	0,78
Nash/Sutcliffe [-]	0,65	0,67	0,31	-1,37	-4,01	-5,99	-1,58	0,38	-0,24
Willmott [-]	0,89	0,92	0,78	0,62	0,53	0,46	0,59	0,80	0,75
var2									
RMSP [%]	0,85	0,75	0,80	0,82	0,67	0,72	0,65	0,76	0,46
RMSE [Vol.-%]	6,24	5,44	5,35	5,23	4,21	4,53	3,92	4,20	2,99
Bias [-]	0,044	0,146	0,032	0,270	0,355	0,331	0,002	0,116	0,011
Varianz [-]	0,218	0,033	0,071	0,095	0,067	0,006	0,257	0,554	0,151
Kovarianz [-]	0,742	0,824	0,900	0,638	0,580	0,666	0,745	0,341	0,841
Bestimmtheitsmaß [-]	0,70	0,74	0,64	0,62	0,54	0,36	0,43	0,31	0,77
Nash/Sutcliffe [-]	0,67	0,61	0,63	0,48	0,29	-0,12	0,42	0,40	0,77
Willmott [-]	0,89	0,91	0,88	0,83	0,79	0,71	0,76	0,74	0,93

Der visuelle Vergleich von gemessenen und simulierten Bodenwassergehalten (Fig. 5.8) zeigt für die oberen 10 cm des Bodens eine deutliche Unterschätzung der mit Variante var0 simulierten Wassergehalte. Parametrisierungsvariante var2 führt zu den höchsten Wassergehalten, die niedrigsten gemessene Bodenfeuchte wird von Variante var1 am besten abgebildet. In einer Tiefe von 20 bis 30 cm haben die Ganglinien der simulierten Bodenfeuchte von Variante var0 und var1 einen sehr ähnlichen Verlauf. Die mit Parametrisierung var2 simulierte Bodenfeuchte liegt deutlich höher, kann aber wie schon an den vorherigen Standorten die Trockenperioden nicht nachzeichnen. Dieses Phänomen wird in der Tiefenstufe von 70 bis

80 cm noch deutlicher; hier führt Variante var0 visuell zu der besten Übereinstimmung. Die Perioden mit einer vollständigen Sättigung werden mit allen Parametrisierungen gut wiedergegeben.

Für das Gesamtprofil zeigt sich für feuchte Perioden eine deutliche Überlegenheit von Parametrisierungsvariante var2, die Austrocknung des Bodens wird dagegen mit den Varianten var0 und var1 besser abgebildet

Die Tabelle der Gütemaße (Tab. 5.17) zeigt, dass die beste Übereinstimmung zwischen gemessen und simulierten Werten mit Parametrisierungsvariante var2 erreicht wird. RMSP, RMSE, Nash/Sutcliffe- und Willmott-Koeffizient haben fast durchgängig in allen Tiefenstufen die höchsten Werte. Lediglich die Tiefenstufe zwischen 10 und 20 cm wird mit Variante var1 besser wiedergegeben. Das Bestimmtheitsmaß erreicht im Bereich von 40 bis 80 cm Tiefe bei Variante var0 die höchsten Werte, von 10 bis 40 cm bei Variante var1. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient nimmt bis in eine Tiefe von 60 cm ab und wird selbst bei Variante var2 negativ, darunter nimmt das Gütemaß wieder positive Werte an. Für das Gesamtprofil wird mit Variante var1 ein Bestimmtheitsmaß von 0,78 und mit Variante var2 ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von 0,77 und ein Willmott-Koeffizient von 0,93 erreicht.

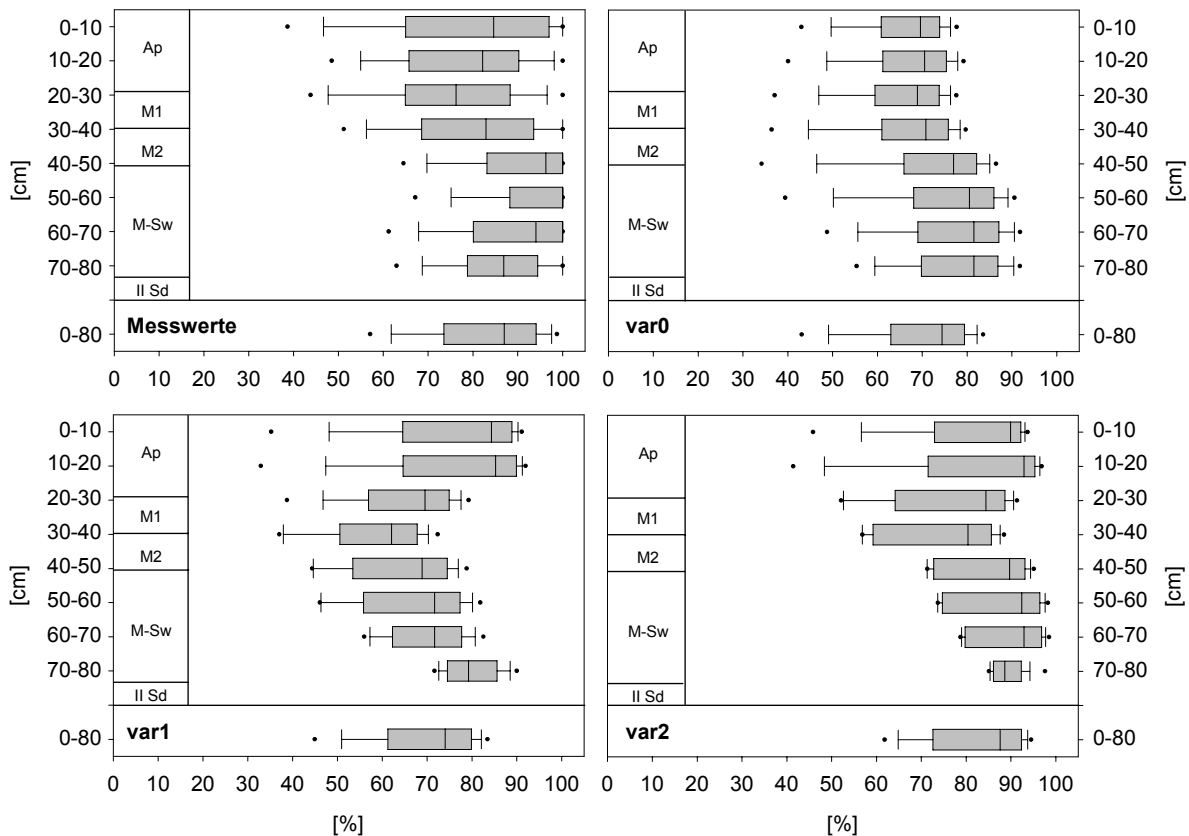


Fig. 5.9: Gemessene (oben links) und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Acker 1 (bia1) 1995-2000.

Die Verteilung der Bodenfeuchte in der Tiefe (Fig. 5.9) zeigt einen deutlichen Wechsel vom M2 zum M-Sw-Horizont, mit einer Zunahme der Bodenfeuchte bei gleichzeitiger Abnahme der Spannweite der Wassergehalte. In dieser Darstellungsvariante wird der im Mittel zu nied-

rige Wassergehalt der Varianten var0 und var1 besonders sichtbar. Variante var1 zeigt zudem eine andere Form der Tiefenverteilung auf. Parametrisierungsvariante var2 ähnelt den Messwerten, die simulierte Bodenfeuchteverteilung zeigt aber besonders in den oberen Tiefenstufe eine deutlich linksschiefe Verteilung der Simulationswerte an.

Die Wasserbilanz des Standortes spiegelt die Lage im Relief wider (Tab. 5.18). Alle drei Parametrisierungsvarianten führen zu sehr geringem Zwischenabfluss. Es dominiert die Tiefensickerung. Oberflächenabfluss wurde nur mit Variante var2 in sehr geringer Menge simuliert. Die größten Unterschiede zeigen sich in der Höhe der Evaporation. Sie steigt von Variante var0 zu var2 von 10 auf knapp 17 % an. Der mit Variante var2 simulierte Oberflächenabfluss ist auf eine Überschreitung der Infiltrationskapazität zurückzuführen und muss daher als HOF angesprochen werden. Der Zwischenabfluss ist im Vergleich zu dem vorher beschriebenen Waldstandort deutlich geringer und akzentuierter.

Tab. 5.18: Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Acker 1 (bia1), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
		[%]	
Oberflächenabfluss	0,0	0,0	0,2
Zwischenabfluss	0,1	0,6	2,0
Sickerwasser	42,0	41,6	41,3
Interzeption	4,0	4,0	4,0
Evaporation	10,0	14,4	16,8
Transpiration	42,4	40,8	39,1
Auffeuchtung	0,5	0,1	-0,2
Restglied	1,0	-1,5	-3,2

Standort Idenheim Grünland (big1)

Der Standort Idenheim Grünland befindet sich ebenfalls im Unterhangbereich. Die Hangneigung ist jedoch mit 9% deutlich höher. Als charakterisierende Arten der Weidelgras-Weißkleeweide kommen auf der Weide *Lolium multiflorum* und *Trifolium repens* vor. Auf einen feuchten Standort weisen Arten wie *Alopecurus pratensis*, *Phleum pratense*, *Poa trivialis* und *Ranunculus repens* hin.

Auch der Profilaufbau ist vergleichbar mit dem Ackerstandort. Die Pseudoyergleyung beginnt in ca. 60 cm Tiefe, der Übergang zum II elCv-Sd befindet sich in knapp 90 cm Tiefe. Auch in diesem Profil befindet sich der größte Dichtesprung zwischen dem M1 und M2-Horizont, der sich aber wiederum nur in einer der Abnahme der Matrixleitfähigkeit ausdrückt. Die an Stechzylindern gemessene hydraulische Leitfähigkeit ist im gesamten Kolluvium ‚sehr hoch‘ bis ‚extrem hoch‘ und sinkt im II elCv-Sd-Horizont sprunghaft auf 15,6 cm d⁻¹. Die Luftkapazität ist bereits ab dem M2-Horizont als ‚gering‘ einzustufen, das Gesamtporenvolumen ist im Ah-Horizont mit 57 Vol.-% ‚sehr hoch‘ und nimmt bis zur Profilbasis auf mittlere 40 Vol.-% ab (vgl. Anhang A1, Tab. A1.5).

Die Anwendung des Prozessbeurteilungsschemas (Tab. 5.19 und 5.20) für diesen Standort führt bei vorhandenem Stauwasser im Unterboden bei intensiven, kurzen Niederschlägen zu schnell einsetzendem Zwischenabfluss (SSF1); ohne anstehendes Stauwasser zu leicht verzögertem Zwischenabfluss (SSF2). Auch bei lang andauernden Niederschlägen mit geringer Intensität wird Zwischenabfluss als dominierender Prozess bestimmt. Die Frage nach der Stärke der Pseudovergleyung wurde aufgrund der Tiefe der Merkmale im Profil mit ‚schwach‘ angegeben. Die hohen hydraulischen Leitfähigkeiten deuten auf eine hohe Makroporenanzahl hin, daher wurde die Frage nach der Makroporosität stets mit ‚hoch‘ beantwortet.

Tab. 5.19: Prozessbeurteilung am Standort big1 für intensive, kurze Niederschläge.

Oberfläche:	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m (ja) – Flurabstand > 1,0 m? (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fließwege? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleymerkmale schwach? (ja) – Gesamtmächtigkeit des Bodens < 1 m? (ja) – Mächtigkeit des Bodens > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Hangneigung > 5%? (ja) – Laterale Fließwege? (ja) = SSF2

Tab. 5.20: Prozessbeurteilung am Standort big1 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Oberfläche:	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m? (ja) – Flurabstand > 1,0m? (nein) – laterale Fließwege, Drainagen? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleymerkmale schwach? (ja) – Gesamtmächtigkeit des Bodens < 1 m? (ja) – Mächtigkeit des Bodens < 0,5 m? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Hangneigung > 5%? (ja) – Laterale Fließwege? (ja) = SSF2

Beim visuellen Vergleich der gemessenen mit der simulierten Bodenfeuchte (Fig. 5.10) fällt die schlechte Übereinstimmung im Zeitraum 1994 bis 1996 auf. Die Bodenfeuchte der Sommermonate wird von den simulierten Werten unterschritten. Besonders deutlich wird dies in den Tiefenstufen unterhalb des Ah-Horizontes. Im weiteren Verlauf der Zeitreihe ist die Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Werten besser zu sein. In einer Tiefe von 60 bis 70 cm wird die sommerliche Austrocknung des Bodens mit den Parametrisierungsvarianten var0 und var1 zu stark wiedergegeben. An der Bodenoberfläche wird die gemessene Sättigung der Tiefenstufe 0-10 cm mit keiner Variante erreicht. Dafür scheint die gemessene Bodenfeuchte in der Tiefenstufe 60 bis 70 cm in Feuchtperioden deutlich geringer zu sein als es Variante var1 und var2 simulieren. Das Gesamtprofil wird mit Ausnahme der ersten beiden Jahre mit Variante var2 am besten abgebildet.

Die Werte der einzelnen Gütemaße zeigen ein eindeutiges Bild, sowohl in allen Tiefenstufen, als auch im Gesamtprofil führt Parametrisierungsvariante var2 zu der besten Übereinstimmung von gemessenen und simulierten Werten. Auch die Bias-, Varianz- und Kovarianz-Anteile des RMSE zeigen in allen Tiefenstufen nur geringe Niveau-, systematische- und unsy

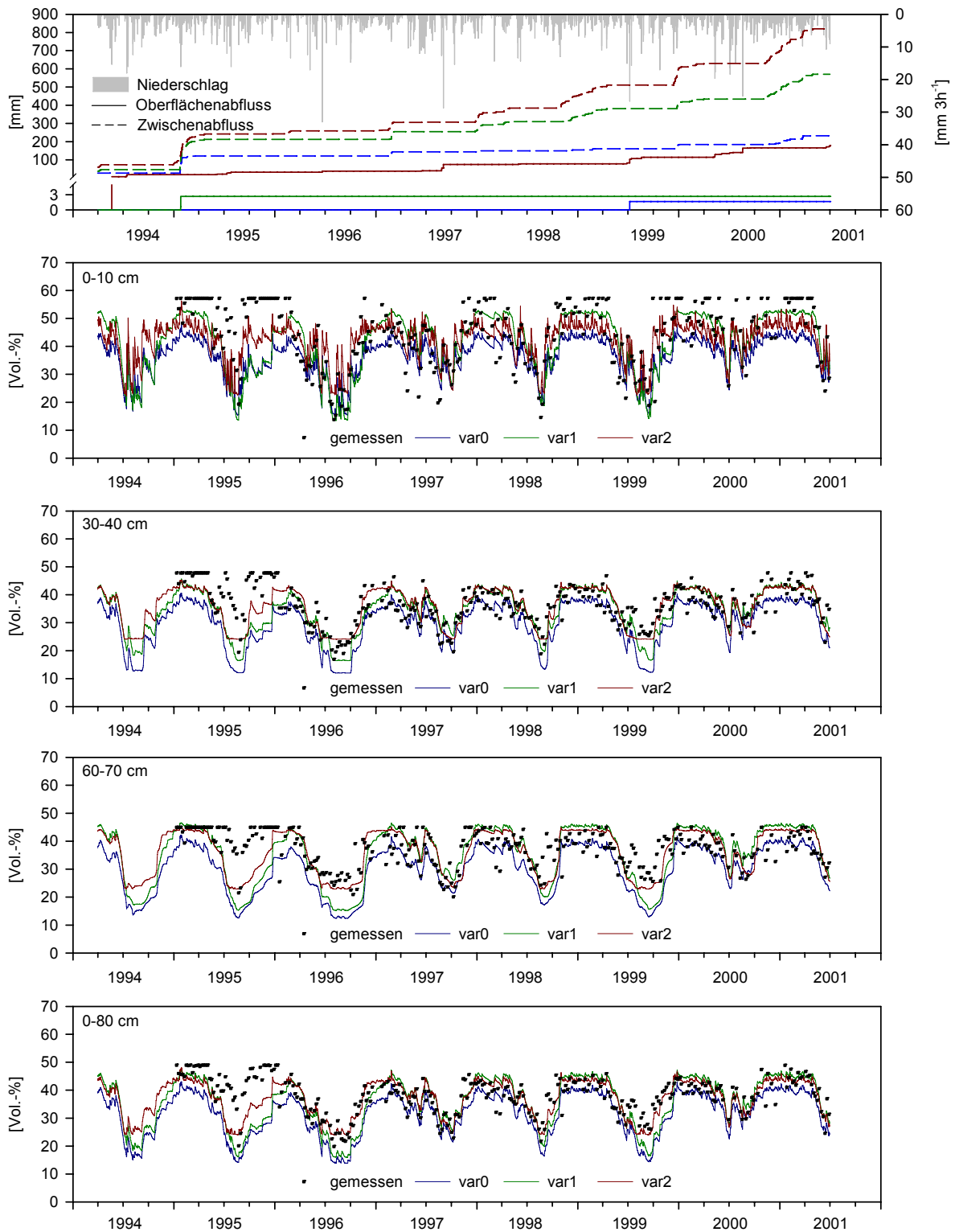


Fig. 5.10: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Grünland 1 (big1)

tematische Fehler. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient nimmt mit der Tiefe immer geringere Werte an und wird ab 50 cm Tiefe negativ. Das bedeutet, dass die Trivialprognose für diesen Profilabschnitt der Simulation überlegen ist.

Für das Gesamtprofil wird ein RMSE von 5,2 Vol.-% erreicht. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0,5, der Nash/Sutcliffe-Koeffizient geringe 0,41 und der Willmott-Koeffizient 0,84.

Tab. 5.21: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Grünland 1 (big1), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaß	Tiefenstufe [cm]								
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	0-80
var0									
RMSP [%]	1.53	1.32	1.34	1.52	1.64	1.75	1.65	1.68	1.40
RMSE [Vol.-%]	11.55	8.46	8.24	9.26	10.12	10.88	10.26	10.48	8.92
Bias [-]	0.484	0.133	0.196	0.499	0.546	0.522	0.503	0.583	0.528
Varianz [-]	0.145	0.032	0.000	0.010	0.061	0.071	0.040	0.020	0.016
Kovarianz [-]	0.373	0.838	0.807	0.493	0.394	0.408	0.459	0.398	0.457
Bestimmtheitsmaß [-]	0.49	0.36	0.36	0.41	0.39	0.32	0.33	0.15	0.44
Nash/Sutcliffe [-]	0.00	0.20	-0.01	-0.64	-1.69	-2.15	-1.45	-3.00	-0.74
Willmott [-]	0.70	0.75	0.74	0.69	0.63	0.57	0.63	0.49	0.69
var1									
RMSP [%]	1.34	1.50	1.38	1.12	1.20	1.36	1.39	1.37	1.15
RMSE [Vol.-%]	10.15	9.57	8.48	6.85	7.42	8.47	8.66	8.56	7.35
Bias [-]	0.073	0.017	0.003	0.068	0.145	0.098	0.038	0.495	0.082
Varianz [-]	0.004	0.007	0.029	0.008	0.097	0.167	0.172	0.001	0.088
Kovarianz [-]	0.926	0.980	0.972	0.927	0.761	0.738	0.794	0.506	0.834
Bestimmtheitsmaß [-]	0.39	0.29	0.31	0.38	0.36	0.30	0.31	0.13	0.39
Nash/Sutcliffe [-]	0.23	-0.02	-0.07	0.10	-0.44	-0.91	-0.74	-1.67	-0.19
Willmott [-]	0.78	0.74	0.75	0.78	0.73	0.68	0.71	0.53	0.77
var2									
RMSP [%]	1.08	1.14	1.07	0.96	0.97	1.11	1.08	0.85	0.81
RMSE [Vol.-%]	8.17	7.31	6.59	5.83	6.01	6.87	6.76	5.32	5.20
Bias [-]	0.069	0.031	0.024	0.002	0.046	0.046	0.020	0.064	0.028
Varianz [-]	0.319	0.056	0.012	0.003	0.031	0.056	0.047	0.055	0.001
Kovarianz [-]	0.616	0.917	0.967	0.999	0.926	0.901	0.936	0.884	0.975
Bestimmtheitsmaß [-]	0.55	0.44	0.44	0.44	0.39	0.31	0.35	0.16	0.50
Nash/Sutcliffe [-]	0.50	0.40	0.36	0.35	0.05	-0.26	-0.06	-0.03	0.41
Willmott [-]	0.79	0.80	0.80	0.81	0.78	0.73	0.77	0.65	0.84

Die charakteristische Zunahme der mittleren Wassergehalte wird mit den Parametrisierungsvarianten var1 und var2 wiedergegeben, jedoch unterscheidet sich die Verteilung der simulierten Bodenwassergehalte deutlich von den gemessenen Werten. Die breite Verteilung der Messwerte in der obersten Tiefenstufe wird mit keiner Simulationsvariante abgebildet. Die breiteren Boxen, vor allem der unteren Tiefenstufen, zeigen die im Vergleich zu den Messwerten größere Streuung der simulierten Wassergehalte.

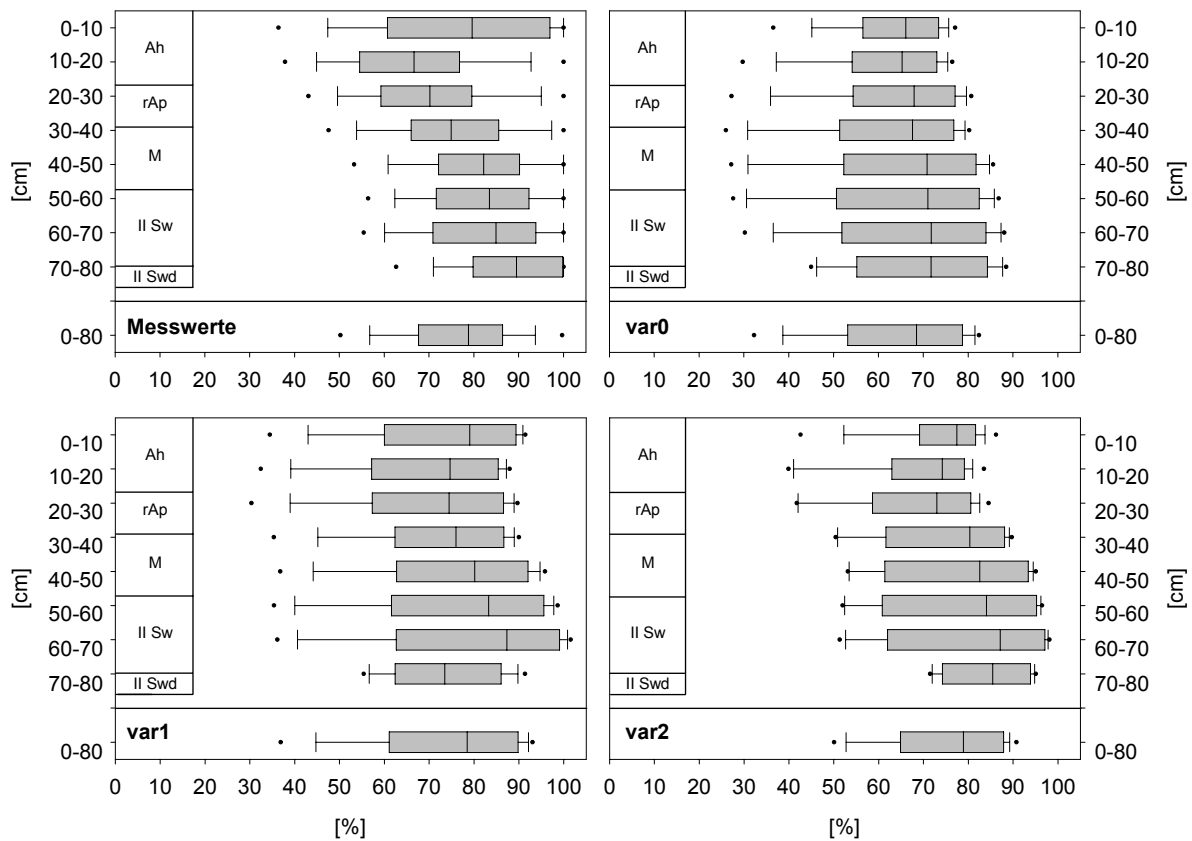


Fig. 5.11: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Grünland 1 (big1) 1995-2000.

Auch die Wasserbilanzen der drei Parametrisierungsvarianten zeigen deutliche Unterschiede. Oberflächen- und Zwischenabfluss nehmen von Variante var0 zu Variante var2 zu. Die Sickerwassermenge ist bei Variante var0 mit 20,7 % am höchsten und bei Variante var1 mit 12,9 am geringsten. Evaporation wird nur mit Variante var0 simuliert. Die Interzeption beträgt 7,5 %. Die Transpiration variiert zwischen 66 % bei Variante var2 und 69,3 % bei Variante var1.

Tab. 5.22: Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Grünland (big1), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
Oberflächenabfluss	0,0	0,1	2,9
Zwischenabfluss	3,2	8,5	12,1
Sickerwasser	20,7	12,9	14,3
Interzeption	7,5	7,5	7,5
Evaporation	1,7	0,0	0,0
Transpiration	68,5	69,3	66,0
Auffeuchtung	2,0	1,7	0,5
Restglied	-3,6	0,1	-3,3

Der mit Variante var2 simulierte Oberflächenabfluss ist an hohe Niederschlagsintensitäten geknüpft und muss in den meisten Fällen als HOF bezeichnet werden. Hohe Bodenwassergehalte führen zu SSF.

Standort Idenheim Wald (biw1)

Der Standort befindet sich im Kulminationsbereich und ist daher ‚kaum geneigt‘. Dem jungen Buchenwald mit *Fagus sylvatica* in Baum-, Strauch- und Krautschicht gesellt sich *Quercus petraea* in Baum- und Krautschicht dazu. Die Krautschicht ist artenarm und beschränkt sich auf wenige Exemplare von *Anemone nemorosa*, *Rubus fruticosus*, *Poa nemorosa*, *Dryopteris filix mas*.

Die Pseudogley-Braunerde weist im Oberboden eine ‚sehr geringe‘ Trockenrohdichte und eine ‚hohe‘ Luftkapazität auf. Mit dem Wechsel von der Haupt- zur Basislage verändert sich die Bodenart von einem mittel tonigen Schluff zu einem stark schluffigen Ton mit einer ‚geringen‘ bis ‚sehr geringen‘ gesättigten Leitfähigkeit. Mit über 1200 cm d^{-1} ist die Leitfähigkeit im Ah-Bv-Horizont am höchsten. Auch für diesen Standort wurde bei der Modellierung und der Bilanzierung des Wassergehaltes eine organische Auflage von 0,5 cm berücksichtigt (vgl. Anhang A1. Tab. A1.6).

Das Prozessbeurteilungsschema (Tab. 5.23) führt an diesem Standort bei einem oberflächennahen Stauwasserkörper zu leicht verzögertem gesättigtem Oberflächenabfluss (SOF2), bei tiefliegendem Stauwasserkörper zu stark verzögertem Zwischenabfluss (SSF3). Schlüsselstellen sind die Fragen nach der Hangneigung und nach eventuell vorhandenen lateralen Fließwegen. Die Frage nach der oberflächennahen Lage der Vergleichungsmerkmale wurde mit ‚nein‘ beantwortet, da sich unter dem Ah-Horizont ein deutlich ausgeprägter Ah-Bv-Horizont ohne Vergleichungsmerkmale befindet.

Tab. 5.23: Prozessbeurteilung am Standort biw1 für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche:	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden (Wasserspiegel oberflächennah):	Hangneigung > 3 % (nein) – Boden mit Vergleichungsmerkmalen? (ja) – Wasserspiegel oberflächennah? (ja) = SOF2
Boden (tiefliegender Wasserspiegel):	Hangneigung > 3 % (nein) – Boden mit Vergleichungsmerkmalen? (ja) – Wasserspiegel oberflächennah? (nein) – laterale Fließwege (ja) = SSF3

Die gemessenen Bodenwassergehalte im obersten Bodenabschnitt zeigen erwartungsgemäß die höchste Dynamik (Fig. 5.12). Auffällig sind die häufig gesättigten Verhältnisse in den Winterhalbjahren ab 1998/1999. Die simulierten Bodenwassergehalte weisen in dieser Tiefenstufe ebenfalls eine hohe Dynamik auf, besonders Variante var3 zeigt immer wieder ausgeprägte Spitzen im Wassergehalt. Die lang andauernden Perioden mit hohen Bodenwassergehalten werden allerdings nicht nachgezeichnet. In der Tiefenstufe 20 bis 30 cm führen die Simulationen aller Parametrisierungsvarianten zu einer deutlichen Überschätzung der gemessenen Wassergehalte. In der Tiefenstufe 60 bis 70 cm führt Parametrisierungsvariante var1 in den Sommermonaten zu einer zu starken Austrocknung des Profils. Mit den Varianten var2 und var3 wird der Wassergehalt im Winterhalbjahr überschätzt. Der Wassergehalt im Gesamtprofil wird mit allen Varianten, besonders in den feuchten Perioden, überschätzt.

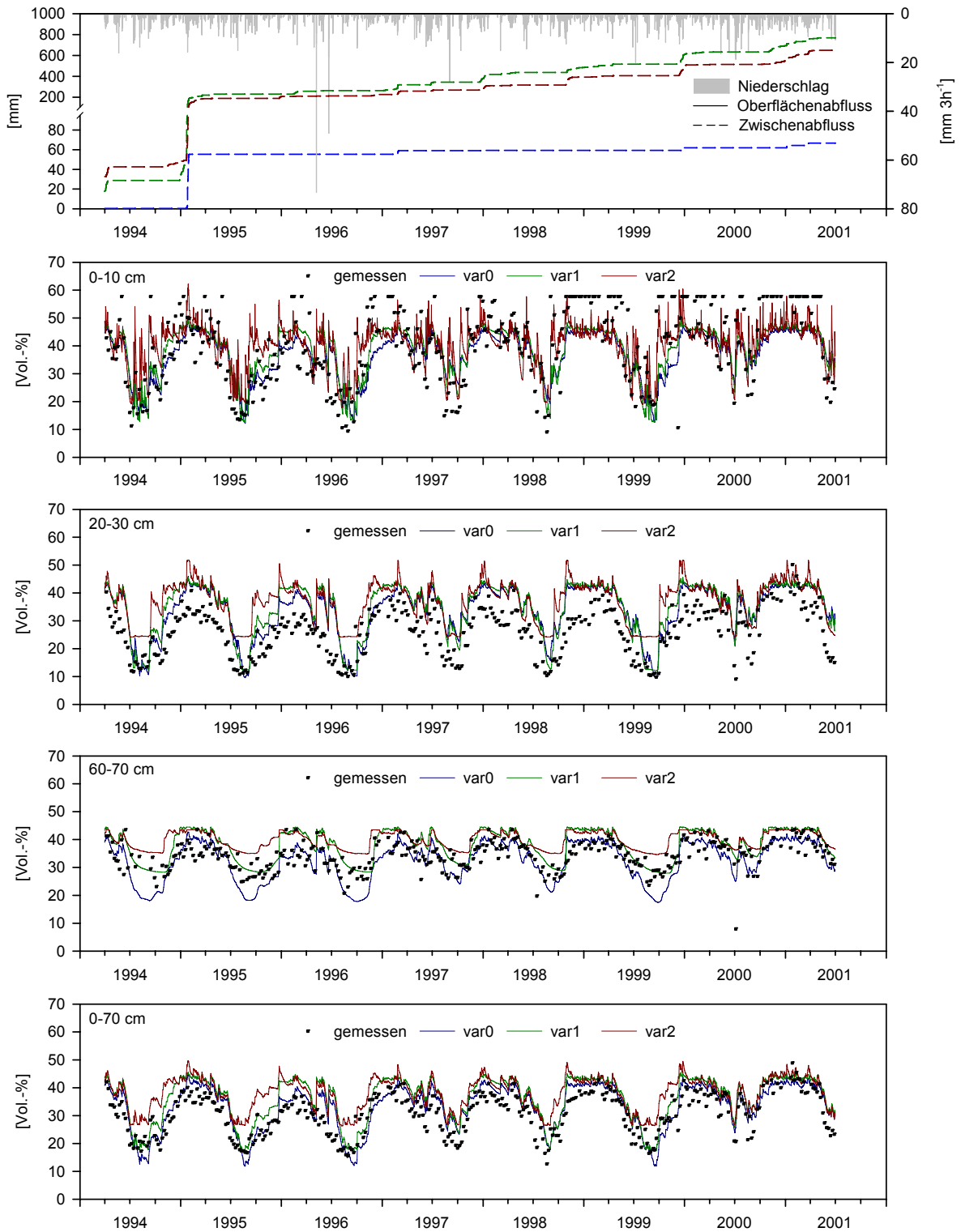


Fig. 5.12: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse, kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Wald 1 (biw1).

Bei der Betrachtung der Gütemaße zeigt Variante var1 bis in eine Tiefe von 20 cm die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Werten. Für die tiefer liegenden Bodenbereiche und das Gesamtprofil liefert dagegen Variante var0 die besten Simulationsergebnisse. Jedoch wird auch mit dieser Variante in den Bereich von 20-40 cm nur ein negativer Nash/Sutcliffe-Koeffizient erreicht. Der Bias-Anteil des RMSE zeigt für alle Tiefenbereiche unterhalb von 10 cm einen hohen Niveaufehler der simulierten Wassergehalte.

Tab. 5.24: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Wald 1 (biw1), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaße	Tiefenstufe [cm]							0-70
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	
var0								
RMSP [%]	1,54	1,70	2,03	1,70	0,87	0,91	0,83	0,94
RMSE [Vol.-%]	11,02	8,72	9,22	7,72	4,38	4,69	4,75	4,97
Bias [-]	0,088	0,469	0,711	0,652	0,148	0,071	0,168	0,267
Varianz [-]	0,286	0,025	0,001	0,035	0,101	0,268	0,187	0,019
Kovarianz [-]	0,629	0,508	0,292	0,315	0,754	0,664	0,713	0,717
Bestimmtheitsmaß [-]	0,44	0,61	0,69	0,71	0,71	0,66	0,58	0,72
Nash/Sutcliffe [-]	0,38	0,26	-0,23	-0,19	0,49	0,15	0,05	0,53
Willmott [-]	0,74	0,80	0,76	0,79	0,89	0,86	0,82	0,89
var1								
RMSP [%]	1,43	1,59	2,24	2,28	1,58	1,48	0,96	1,30
RMSE [Vol.-%]	10,24	8,19	10,22	10,31	7,92	7,58	5,47	6,90
Bias [-]	0,021	0,489	0,782	0,759	0,810	0,668	0,484	0,676
Varianz [-]	0,228	0,024	0,010	0,062	0,005	0,085	0,025	0,009
Kovarianz [-]	0,755	0,490	0,213	0,180	0,186	0,248	0,468	0,316
Bestimmtheitsmaß [-]	0,48	0,67	0,74	0,74	0,74	0,66	0,57	0,76
Nash/Sutcliffe [-]	0,46	0,35	-0,51	-1,12	-0,67	-1,21	-0,25	0,10
Willmott [-]	0,79	0,82	0,74	0,71	0,72	0,73	0,75	0,82
var2								
RMSP [%]	1,45	1,76	2,60	2,94	1,84	1,66	1,17	1,57
RMSE [Vol.-%]	10,42	9,03	11,85	13,32	9,23	8,51	6,69	8,29
Bias [-]	0,000	0,470	0,854	0,913	0,856	0,838	0,712	0,805
Varianz [-]	0,333	0,080	0,006	0,001	0,005	0,001	0,075	0,031
Kovarianz [-]	0,670	0,448	0,143	0,087	0,139	0,161	0,196	0,165
Bestimmtheitsmaß [-]	0,46	0,58	0,70	0,70	0,68	0,62	0,50	0,75
Nash/Sutcliffe [-]	0,45	0,21	-1,03	-2,55	-1,27	-1,78	-0,88	-0,30
Willmott [-]	0,75	0,77	0,64	0,55	0,61	0,65	0,59	0,71

Für das Gesamtprofil wird ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von 0,53 berechnet, der Willmott-Koeffizient beträgt 0,89 und der RMSE liegt bei 4,97 Vol.-%. Das Bestimmtheitsmaß zeigt sowohl für das Gesamtprofil, als auch für die einzelnen Tiefenstufen bis in 60 cm die höchsten Werte bei Variante var1.

Die Verteilung der relativen Sättigung in der Tiefe (Fig. 5.13) zeigt einen typischen Verlauf für einen Pseudogley-Braunerde-Standort. Die oberste Tiefenstufe weist eine große Spannweite an Bodenwassergehalten auf, darunter nimmt die mittlere Sättigung stark ab und steigt bis zum II Sw-Horizont, bei abnehmender Streuung wieder an. Die Form des Tiefenprofils wird am besten mit den Varianten var1 und var2 nachgezeichnet, wobei jedoch die mittleren Wassergehalte höher liegen.

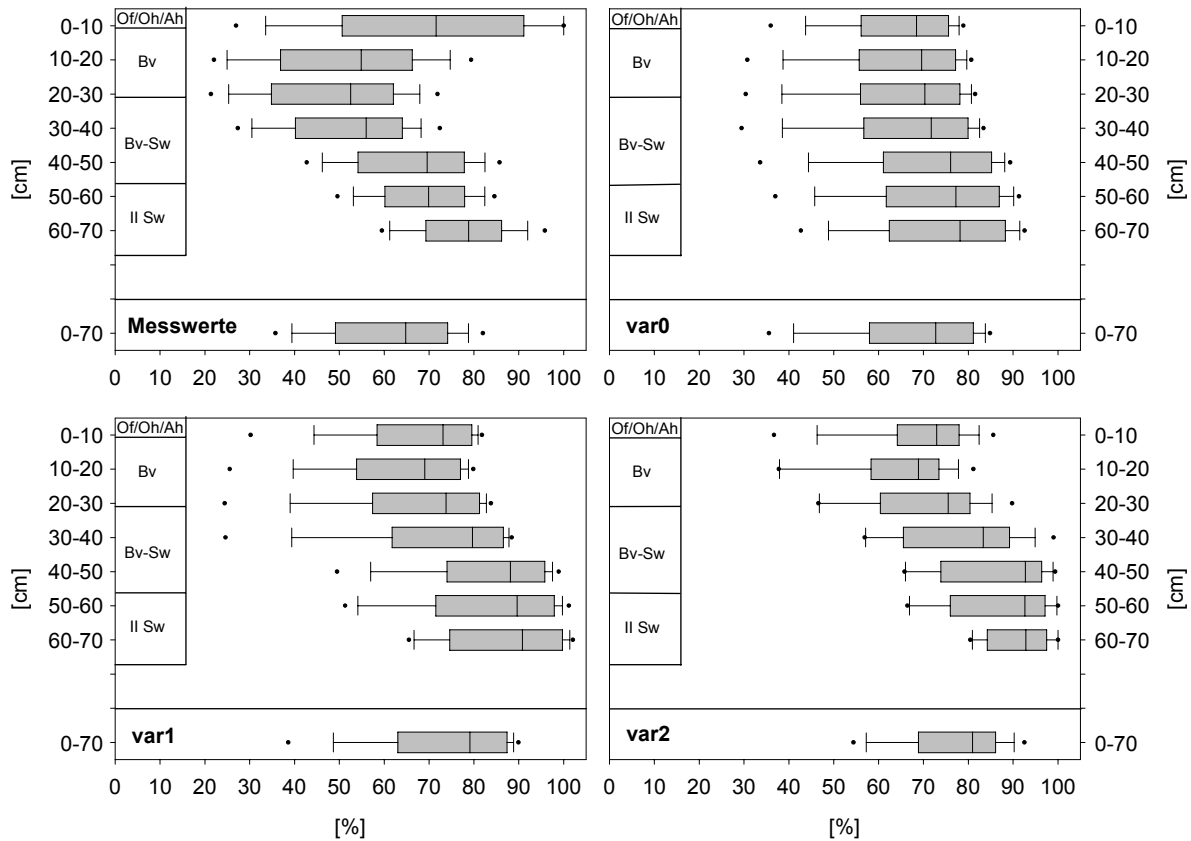


Fig. 5.13: Gemessene (links oben) und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Wald 1 (biw1), Wochenwerte von 1995 bis 2000.

Mit keiner Parametrisierungsvariante wird an diesem Standort Oberflächenabfluss erzeugt, selbst ein sehr hohes Niederschlagsereignis von über 70 mm in drei Stunden führte zu keinerlei Oberflächenabfluss. Neben der Tiefensickerung dominiert der Zwischenabfluss an diesem Standort. Die Menge des Zwischenabflusses unterscheidet jedoch deutlich zwischen der Variante var0 mit nur 1,2% Zwischenabfluss und den Varianten var1 und var2 mit 13,1 und 9,9% Zwischenabfluss im Bilanzzeitraum. Bei den beiden Letztgenannten kommt es in jedem Winterhalbjahr zu Zwischenabflussbildung, bei Variante var0 nur zu vier Zeitpunkten. Auffällig ist der hohe Bilanzfehler von -7,3% in der Wasserbilanz bei Variante var2.

Tab. 5.25: Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Wald (biw1), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
	[%]		
Oberflächenabfluss	0,0	0,0	0,0
Zwischenabfluss	1,2	13,1	9,9
Sickerwasser	26,4	20,0	29,9
Interzeption	10,2	10,2	10,3
Evaporation	1,1	1,6	2,5
Transpiration	56,5	56,1	54,7
Auffeuchtung	2,6	0,7	0,0
Restglied	2,0	-1,7	-7,3

Standort Idenheim Acker 2 (bia2)

Der Standort Idenheim Acker 2 befindet sich auf einem ‚schwach geneigten‘ Mittelhang im Bereich des unteren Muschelkalks. Die Pseudogley-Braunerde ist in einer Hauptlage aus schluffigem Lehm über einer sehr dicht gelagerten Basislage ($\rho_t 1,80 \text{ g cm}^{-3}$) aus mittel schluffigem Ton ausgebildet. Die gemessene gesättigte Wasserleitfähigkeit erreicht mit 862 cm d^{-1} den höchsten Wert im Sw-Bv-Horizont. Im II ICv-Sd-Horizont nimmt die gemessene Wasserleitfähigkeit auf $46,2 \text{ cm d}^{-1}$ ab. Die berechnete Matrixleitfähigkeit des Bodens ist bis auf den Ap-Horizont als ‚gering‘ einzustufen (vgl. Anhang A1, Tab. A1.7).

Bei kurzen intensiven Niederschlägen (Tab. 5.26) wird, unabhängig von Bedeckungsgrad und Stauwasserkörper, leicht verzögerter gesättigter Oberflächenabfluss (SOF2) als dominierender Abflussprozess bestimmt. Die Frage nach einer eventuell vorhandenen Pflugsohle wurde mit ‚nein‘ beantwortet; die gesättigte Wasserleitfähigkeit nimmt zwar unterhalb des Ap-Horizonts ab, ist mit 255 cm d^{-1} aber immer noch ‚sehr hoch‘. Bei lang anhaltenden Niederschlägen mit geringer Intensität (Tab. 5.27) wird unabhängig vom Grad der Bodenbedeckung SSF1 bei vorhandenem Stauwasserkörper und SOF2 ohne Stauwasserkörper bestimmt. Schlüsselstelle für die Bewertung als SSF1 Standort ist die Frage nach lateralen Fließwegen im Unterboden. Diese wurde aufgrund der horizontalen Regenwurmrohren mit ‚ja‘ beantwortet.

Tab. 5.26: Prozessbeurteilung am Standort bia2 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Verschlämmungsneigung groß? (nein) – Matrix verdichtet? (nein)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleichungsgrad schwach? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdruchlässigkeit groß (nein) = SOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleichungsgrad schwach? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdruchlässigkeit groß (nein) = SOF2

Tab. 5.27: Prozessbeurteilung am Standort bia2 für extensive, lang andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlammungsneigung groß? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (ja) – Pflugsohle? (nein)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fließwege? (ja) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Pflugsohle vorhanden? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SOF2

Fortsetzung Tab. 5.27

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Pflugsohle? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fließwege? (ja) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Pflugsohle? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Pflugsohle vorhanden? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SOF2

Die oberste Tiefenstufe von 0 bis 10 cm ist von stark wechselnden Wassergehalten geprägt, sie variieren zwischen 6 und 48 Vol.-%. Wie auch schon bei den anderen Standorten zeigt die mit Parametrisierungsvariante var2 simulierte Bodenwasserganglinie einen sehr unruhigen Verlauf. In den Sommermonaten 1994 und 1995 werden mit dieser Variante die niedrigsten gemessenen Wassergehalte nicht erreicht. Die simulierten Wassergehalte der Parametrisierungsvarianten var0 und var1 weisen einen ähnlichen Verlauf auf. Im Sommer werden die niedrigen Wassergehalte besser wiedergegeben als die hohen Messwerte.

In der Tiefenstufe 20 bis 30 cm werden die gemessenen Bodenwassergehalte mit allen Parametrisierungsvarianten, besonders in den feuchten Perioden, überschätzt. Die geringen Wassergehalte werden dagegen in den meisten Jahren gut wiedergegeben. In der Tiefenstufe 60 bis 70 cm fällt die lang andauernde Sättigung des II ICv-Sd-Horizonts auf. Nur in den Sommermonaten sinkt der Wassergehalt in dieser Tiefe leicht ab. Auch hier führt die Simulation mit Parametrisierungsvariante var2 zu den höchsten Wassergehalten und damit vermeintlich zur besten Abbildung der gemessenen Werte.

Die Wassergehalte für das Gesamtprofil werden dem visuellen Eindruck nach sehr gut von den Simulationen nachgezeichnet. In den Perioden mit einem relativ hohen Wassergehalt verlaufen sie auf einem ähnlichen Niveau und können die gemessenen Werte sehr gut abbilden. Größere Abweichungen treten in den Trockenphasen auf, hier liegen die simulierten Wassergehalt der Variante var2 deutlich über denen der Varianten var0 und var1.

Obwohl die Simulation mit Variante var2 die geringen Bodenwassergehalte in den Sommermonaten nicht erreicht, zeigen die Kennwerte dieser Parametrisierungsvariante ab einer Tiefe von 30 cm und für das Gesamtprofil die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Wassergehalten. Für das Gesamtprofil wird ein Nash/Sutcliffe Koeffizient von 0,80 erreicht und ein Willmott-Koeffizient von 0,94. Der RMSE beträgt nur 2,77 Vol.-%. Die obersten 10 cm des Ap-Horizonts werden dagegen mit Variante var1 besser beschrieben und die Tiefenstufe 20 bis 30 cm mit Variante var0.

5 Simulation des Bodenwasserhaushalts

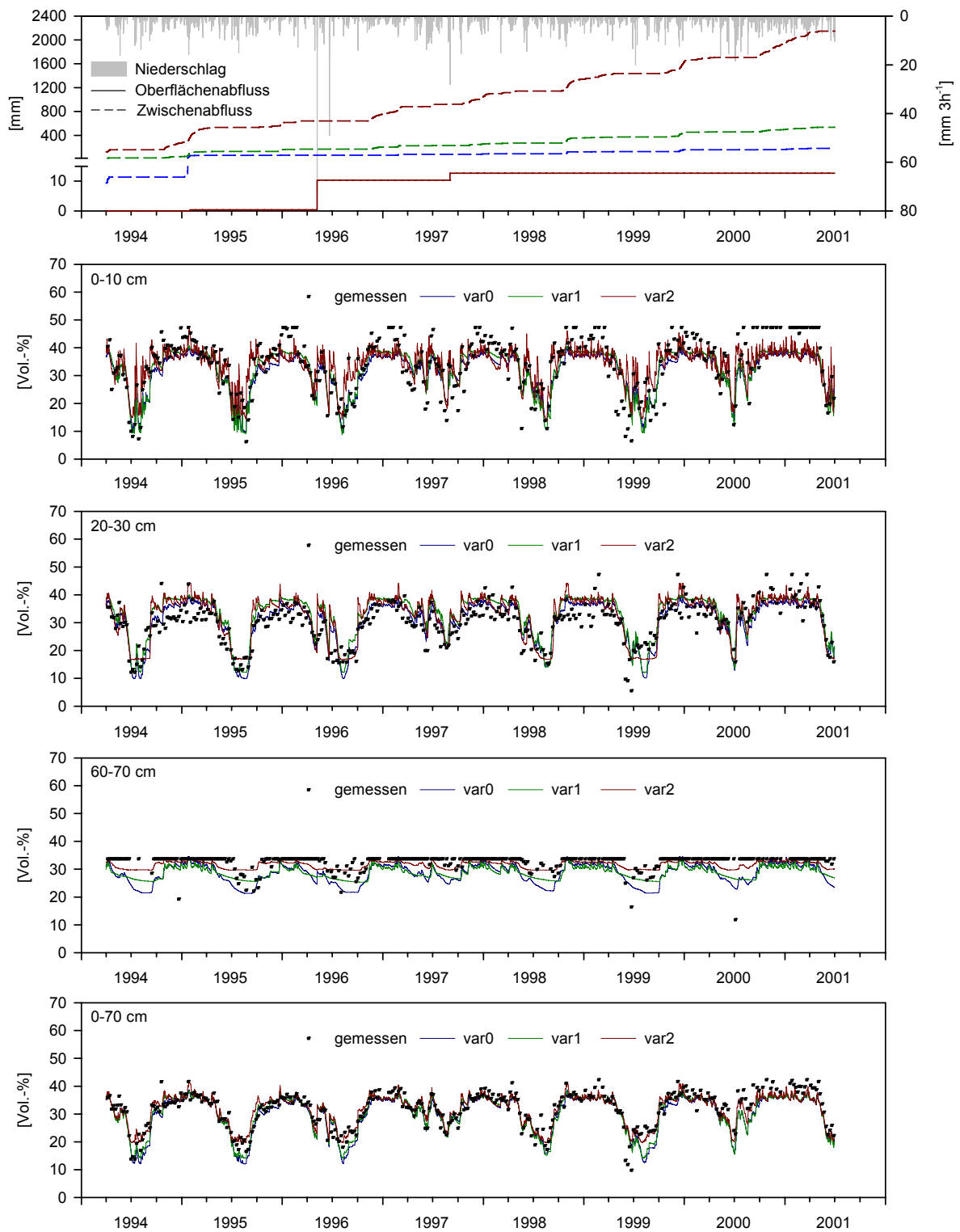


Fig. 5.14: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Idenheim Acker 2 (bia2).

Tab. 5.28: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Idenheim Acker 2 (bia2), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaße	Tiefenstufe [cm]							0-70
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	
var0								
RMSP [%]	1,10	0,82	0,83	0,81	0,90	1,04	0,91	0,66
RMSE [Vol.-%]	6,61	4,74	4,31	4,37	4,71	5,74	4,91	3,62
Bias [-]	0,168	0,075	0,043	0,024	0,059	0,617	0,677	0,272
Varianz [-]	0,252	0,058	0,000	0,014	0,066	0,021	0,014	0,004
Kovarianz [-]	0,582	0,870	0,960	0,966	0,879	0,363	0,310	0,727
Bestimmtheitsmaß [-]	0,66	0,71	0,69	0,68	0,63	0,64	0,39	0,78
Nash/Sutcliffe [-]	0,57	0,69	0,65	0,61	0,44	-0,27	-1,95	0,67
Willmott [-]	0,84	0,90	0,91	0,90	0,87	0,72	0,59	0,92
var1								
RMSP [%]	1,02	0,82	1,07	0,82	0,87	1,05	0,83	0,61
RMSE [Vol.-%]	6,08	4,72	5,49	4,39	4,57	5,80	4,48	3,31
Bias [-]	0,072	0,006	0,382	0,132	0,073	0,656	0,691	0,168
Varianz [-]	0,113	0,001	0,002	0,000	0,063	0,023	0,030	0,008
Kovarianz [-]	0,822	1,005	0,623	0,874	0,870	0,329	0,287	0,830
Bestimmtheitsmaß [-]	0,66	0,72	0,69	0,69	0,65	0,67	0,27	0,79
Nash/Sutcliffe [-]	0,63	0,69	0,43	0,60	0,47	-0,30	-1,45	0,72
Willmott [-]	0,88	0,92	0,86	0,90	0,88	0,72	0,54	0,93
var2								
RMSP [%]	1,07	0,80	0,99	0,74	0,69	0,59	0,47	0,51
RMSE [Vol.-%]	6,37	4,60	5,08	3,92	3,60	3,26	2,56	2,77
Bias [-]	0,000	0,014	0,263	0,007	0,008	0,285	0,103	0,000
Varianz [-]	0,389	0,034	0,010	0,025	0,000	0,131	0,378	0,116
Kovarianz [-]	0,620	0,965	0,735	0,974	0,994	0,598	0,537	0,891
Bestimmtheitsmaß [-]	0,63	0,71	0,69	0,69	0,70	0,71	0,29	0,81
Nash/Sutcliffe [-]	0,60	0,70	0,51	0,68	0,67	0,59	0,20	0,80
Willmott [-]	0,83	0,91	0,53	0,91	0,91	0,87	0,60	0,94

Das Tiefenprofil der gemessenen Bodenfeuchte zeigt im Ap-Horizont sowohl eine Abnahme der mittleren Sättigung, als auch eine geringere Spannweite der Messwerte mit zunehmender Tiefe. Im Bv-Horizont nimmt die mittlere Sättigung sprunghaft zu. Weitere Grenzen mit deutlich höheren Sättigungen sind im Sw-Horizont und IIICv-Sd-Horizont erkennbar. Wie schon bei den Kennwerten zeigt auch hier Parametrisierungsvariante var2 die beste Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation im Tiefenprofil. Die Verteilung ist jedoch deutlich linksschief. Die Wassergehalte der Parametrisierungsvarianten var0 und var1 können das charakteristische Tiefenprofil weniger gut abbilden. Auch sie zeigen deutlich linksschiefe Verteilungen der relativen Sättigungswerte.

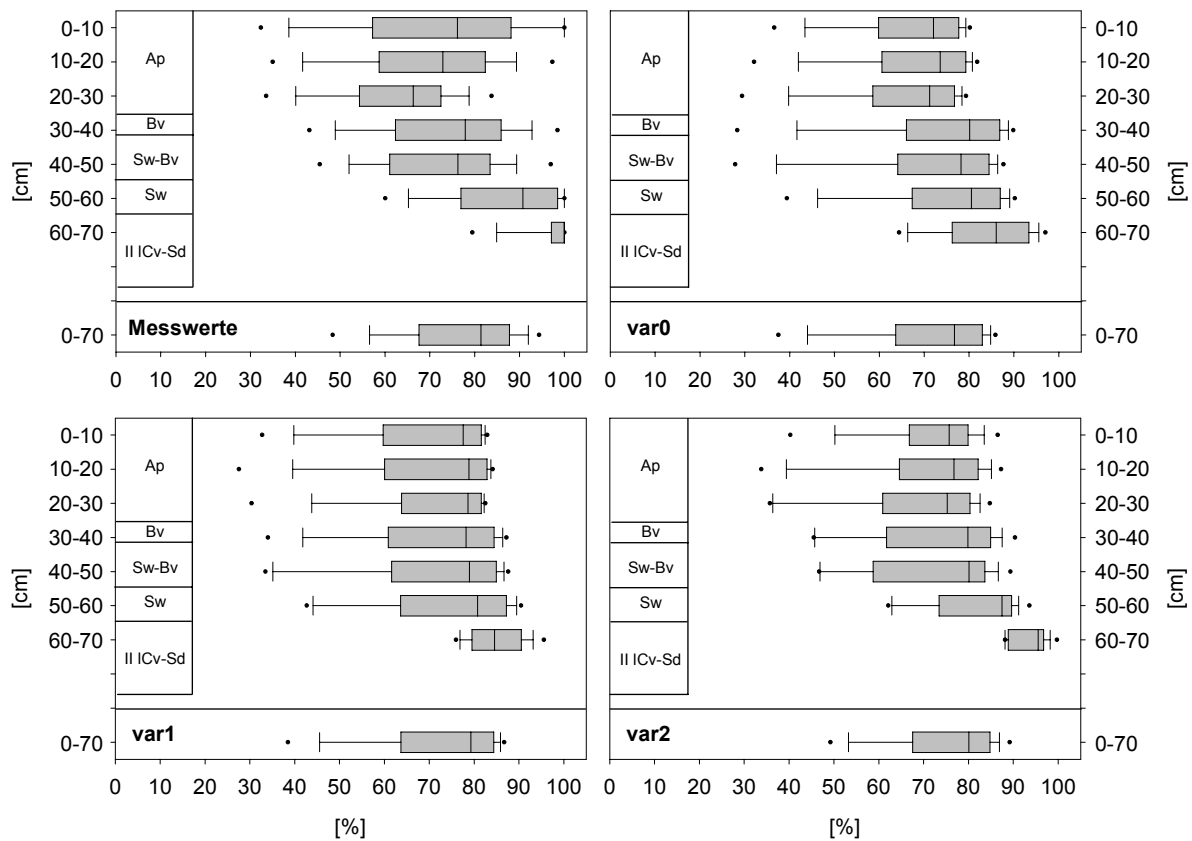


Fig. 5.15: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Idenheim Acker 2 (bia2), Wochenwerte von 1995 bis 2000.

Bei der Betrachtung der Abflussprozesse (Fig. 5.14) und der Wasserbilanzen für die drei Parametrisierungsvarianten (Tab. 5.29) führt lediglich Variante var2 zur Bildung von sehr geringem (0,3 %) Oberflächenabfluss im Simulationszeitraum. Ein großer Unterschied ist bei der Simulation des Zwischenabflusses zu beobachten. Dieser beträgt bei Variante var0 nur 3,0 %, bei Variante var2 dagegen 33,2 %, bei nur 14,7 % Tiefensickerung. Die anderen Bilanzgrößen liegen bis auf den Bilanzfehler in derselben Größenordnung. Der Bilanzfehler ist mit 5,4 % ebenfalls bei Variante var2 am höchsten.

Tab. 5.29: Wasserbilanzen für den Standort Idenheim Acker 2 (bia2), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
Oberflächenabfluss	0,0	0,0	0,3
Zwischenabfluss	3,0	8,9	33,2
Sickerwasser	36,6	33,0	14,7
Interzeption	3,9	3,9	3,9
Evaporation	13,1	14,7	13,1
Transpiration	42,4	41,8	40,4
Auffeuchtung	0,0	-0,1	-0,2
Restglied	1,0	-2,2	-5,4

Standort Greverath Acker (bga)

Die folgenden drei Standorte liegen in der Gemarkung Greverath. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung ist lehmig-sandig bzw. schluffig-sandig. Der Standort Greverath Acker liegt im Kulminationsbereich und ist mit 7% ‚schwach geneigt‘. Die Norm-Braunerde ist in schwach bis stark lehmigem Sand entwickelt und zeigt keine ausgeprägte Schichtung. Die Trockenrohdichte nimmt mit der Tiefe von 1,43 auf 1,56 g cm⁻³ zu. Im Bv-ICv-Horizont liegt der Wert mit 1,42 g cm⁻³ jedoch unterhalb dem Wert des Ap-Horizonts. Auch das Gesamtporenvolumen steigt in der Tiefe auf 46,2 Vol.-% an und erreicht damit den Wert des Ap-Horizonts. Die Luftkapazität ist mit über 20 Vol.-% im gesamten Profil ‚hoch‘. Auffallend ist der große Unterschied zwischen den an Stechzylindern gemessenen gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten und den über Rosetta Lite ermittelten gesättigten Wasserleitfähigkeiten. Im Gegensatz zu den Böden in Idenheim liegen die Werte, die über den neuronalen Netzwerkansatz bestimmt wurden, eine Größenordnung oberhalb der gemessenen Werte. Diese schwanken nur wenig zwischen 19,7 und 15,5 cm d⁻¹. Für die Modellierung wurden nur die Werte von Rosetta Lite verwendet. Eine Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit ab einem bestimmten Grenzwassergehalt findet nicht statt, da die Makroporenanzahl in den lehmig-sandigen Böden sehr viel geringer ist als in den schluffig-tonigen Böden in Idenheim (vgl. SCHOBEL 2006 und Anhang A1, Tabelle A1.8).

Bei kurzen intensiven Niederschlägen (Tab. 5.30) wird, unabhängig vom Bedeckungsgrad, schnell einsetzender Horton’scher Oberflächenabfluss (HOF1) als dominierender Abflussprozess bestimmt. Schlüsselstelle bei einem Bedeckungsgrad von weniger als 50% ist die Frage nach der Verschlammungsneigung, die aufgrund der Bodenart (SI2) mit ‚groß‘ beantwortet wurde. Bei einer Vegetationsbedeckung von mehr als 50% ist die Schlüsselstelle die Frage nach der Makroporosität des Bodens; da es sich bei dem Profil aber überwiegend um schnell dränende Grobporen und nicht um biogene Makroporen handelt, wurde die Frage mit ‚nein‘ beantwortet. Nach der Matrixdurchlässigkeit wird im Beurteilungsschema nicht gefragt. Bei lang anhaltenden Niederschlägen mit geringer Intensität wurden für einen Bedeckungsgrad von weniger als 50% leicht verzögerter Horton’scher Oberflächenabfluss (HOF2) bestimmt, bei einem Bedeckungsgrad von über 50% Tiefensickerung (DP) (Tab. 5.31).

Tab. 5.30: Prozessbeurteilung am Standort bga für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Verschlammungsneigung groß? (ja) – Makroporosität groß? (nein) = HOF1
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (nein) = HOF1

Tab. 5.31: Prozessbeurteilung am Standort bga für extensive, lang andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlammungsneigung groß? (ja) = HOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (ja) – Mächtigkeit > 0,4 m? (ja)
Unterboden:	Pflugsohle? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (ja) – Gesamtmächtigkeit des Bodens > 0,8 m? (nein) – Geologie durchlässig? (ja) = DP

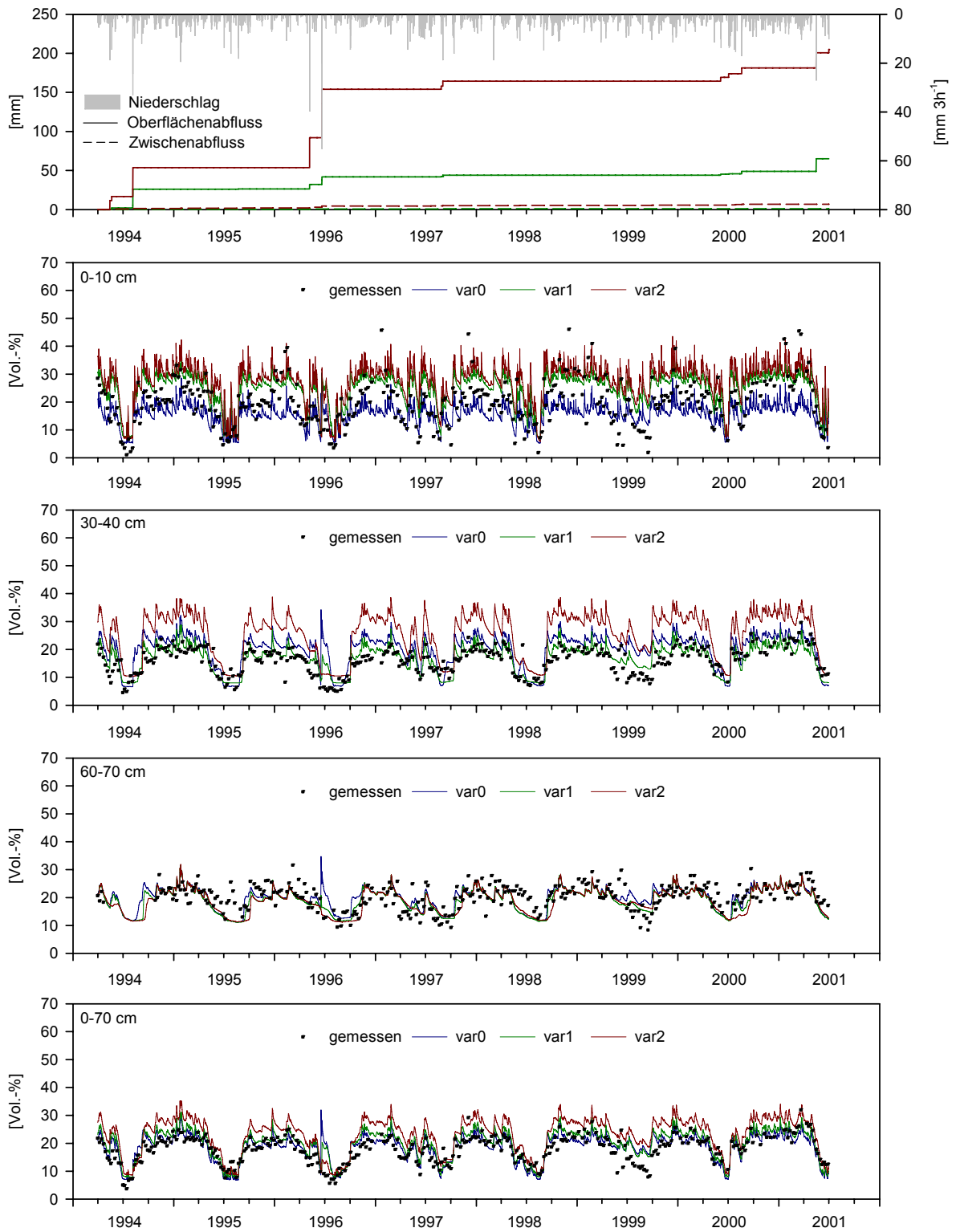


Fig. 5.16: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse, kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Greverath Acker (bga).

Die Zeitreihe der gemessenen Bodenfeuchte auf dem sandigen Substrat zeigt im Gegensatz zu den Standorten in Idenheim erwartungsgemäß eine wesentlich geringere Bodenfeuchte. Sie liegt für den Zeitraum 1995 bis 2000 im Mittel bei 17,6 Vol.-% für das Gesamtprofil (Fig. 5.16). Im der Tiefenstufe von 0 bis 10 cm liegen nur einige wenige Werte im Bereich des Sättigungswassergehaltes. Die Bodenwasserganglinie, die mit Parametrisierungsvariante var0 simuliert wurde, liegt deutlich unterhalb der mit den Varianten var1 und var2 simulierten Wassergehalte, welche auf einem ähnlichen Niveau verlaufen. Im visuellen Vergleich unterschätzt Variante var0 die gemessenen Werte in feuchten Perioden, die Varianten var1 und var2 überschätzten dagegen die gemessene Bodenfeuchte.

Tab. 5.32: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Greverath Acker (bga), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaße	Tiefenstufe [cm]							
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	0-70
var0								
RMSP [%]	1,98	1,56	1,28	2,08	2,31	1,77	1,28	1,02
RMSE [Vol.-%]	6,95	5,23	3,72	5,75	6,73	5,13	4,28	3,14
Bias [-]	0,294	0,431	0,194	0,541	0,504	0,218	0,000	0,054
Varianz [-]	0,376	0,148	0,002	0,036	0,071	0,023	0,022	0,000
Kovarianz [-]	0,333	0,424	0,807	0,424	0,427	0,761	0,982	0,950
Bestimmtheitsmaß [-]	0,52	0,60	0,42	0,54	0,48	0,35	0,25	0,62
Nash/Sutcliffe [-]	0,22	0,28	0,47	-0,53	-0,97	-0,27	0,12	0,54
Willmott [-]	0,68	0,77	0,86	0,74	0,70	0,72	0,70	0,88
var1								
RMSP [%]	2,16	2,15	1,13	1,16	1,50	1,53	1,24	1,12
RMSE [Vol.-%]	7,59	7,21	3,29	3,19	4,39	4,44	4,16	3,46
Bias [-]	0,500	0,673	0,165	0,095	0,140	0,097	0,045	0,379
Varianz [-]	0,082	0,004	0,024	0,000	0,092	0,042	0,011	0,017
Kovarianz [-]	0,419	0,324	0,813	0,908	0,771	0,864	0,948	0,606
Bestimmtheitsmaß [-]	0,54	0,63	0,46	0,62	0,56	0,43	0,32	0,72
Nash/Sutcliffe [-]	0,07	-0,38	0,58	0,53	0,16	0,05	0,17	0,44
Willmott [-]	0,73	0,74	0,88	0,88	0,83	0,78	0,74	0,87
var2								
RMSP [%]	2,79	2,90	3,33	3,93	1,90	1,55	1,29	2,01
RMSE [Vol.-%]	9,80	9,75	9,68	10,85	5,56	4,51	4,32	6,21
Bias [-]	0,689	0,702	0,836	0,789	0,365	0,079	0,059	0,745
Varianz [-]	0,021	0,043	0,033	0,095	0,117	0,041	0,004	0,055
Kovarianz [-]	0,291	0,256	0,132	0,117	0,521	0,883	0,940	0,201
Bestimmtheitsmaß [-]	0,53	0,58	0,58	0,67	0,56	0,41	0,30	0,75
Nash/Sutcliffe [-]	-0,55	-1,51	-2,59	-4,45	-0,35	0,02	0,10	-0,79
Willmott [-]	0,66	0,66	0,59	0,54	0,77	0,77	0,73	0,74

In der Tiefenstufe 30-40 cm verändert sich das Bild, die mit Variante var2 simulierte Ganglinie liegt über den mit den Varianten var0 und var1 simulierten Werten und überschätzt den

gemessenen Bodenwassergehalt daher deutlich. Die visuell beste Anpassung wird mit Variante var1 erreicht.

In der Tiefenstufe 60 bis 70 cm verlaufen alle simulierten Bodenwasserganglinien ähnlich. Die Parametrisierung für alle Varianten basiert aufgrund fehlender bodenphysikalischer Daten nur auf der Korngrößenverteilung und der Trockenrohdichte (var0). Unterschiede im Verlauf der Ganglinien werden daher allein durch den Einfluss von (unterschiedlichen) Saugspannungsgradienten der darüber liegenden Horizonte hervorgerufen.

Auch im Gesamtprofil wird der Bodenwassergehalt von Parametrisierungsvariante var2 überschätzt. Die in den Varianten var0 und var1 simulierten Ganglinien zeigen einen ähnlichen Verlauf.

Ein Blick auf die Gütemaße der verschiedenen Parametrisierungsvarianten zeigt, dass ab einer Tiefe von 30 cm Variante var1 zu der besten Übereinstimmung zwischen Messwert und Simulation führt (Tab.5.31). Im Ap-Horizont ist die Situation weniger eindeutig. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient erreicht bei Variante var0 die höchsten Werte. Von 0 bis 20 cm zeigen auch RMSP und RMSE die geringste Abweichung an. Für das Gesamtprofil wird mit Variante var0 ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von 0,54 erreicht, ein Willmott-Koeffizient von 0,88 und ein RMSE von 3,14 Vol.-%. Das Bestimmtheitsmaß hat dagegen mit 0,75 bei Variante var2 den höchsten Wert.

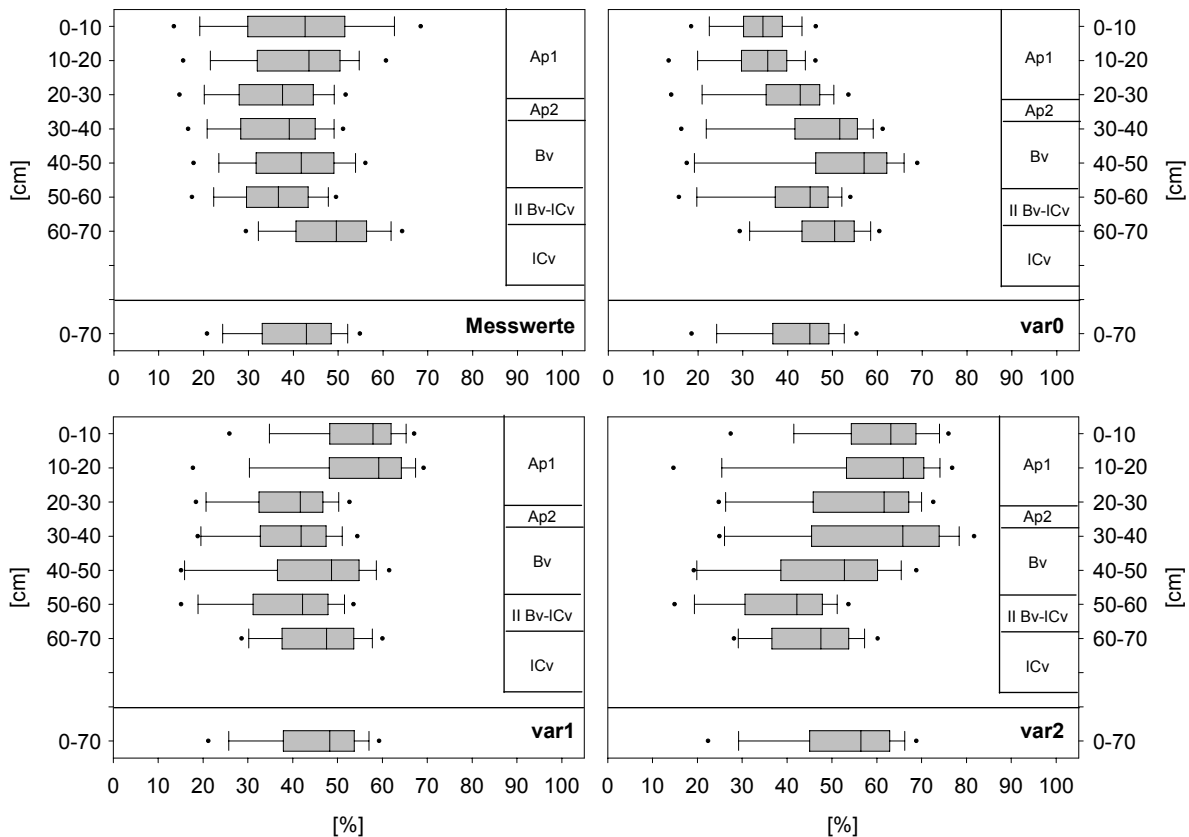


Fig. 5.17: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Greverath Acker (bga), Wochenwerte von 1995 bis 2000.

Das Tiefenprofil der gemessenen Bodenfeuchte zeigt einen relativ ausgeglichenen Verlauf der ‚mittleren‘ Sättigung. Erst im ICv-Horizont nimmt die relative Sättigung zu. Wie schon die Gütemaße gezeigt haben, wird das Tiefenprofil von Parametrisierungsvariante var1 am besten nachgezeichnet.

Mit Parametrisierungsvariante var0 wird weder Oberflächen-, noch Zwischenabfluss an diesem Standort erzeugt. Die Tiefsickerung ist mit 68 % am höchsten. Auffällig sind die sehr geringe Evaporation und der hohe Bilanzierungsfehler von 9,6 %. Mit Parametrisierungsvariante var1 wird ein Oberflächenabfluss von 0,5 % (ca. 60 mm) simuliert. Die Tiefsickerung beträgt 50,8 %, die Evaporation 9,4 %, der Bilanzfehler verringert sich auf -1,6 %. Mit Parametrisierungsvariante var2 steigt der simulierte Oberflächenabfluss auf 2,5 % der Gesamtniederschlagsmenge. Bei beiden Varianten handelt es sich um Horton’schen Oberflächenabfluss.

Tab. 5.33: Wasserbilanzen für den Standort Greverath Acker (bga), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
		[%]	
Oberflächenabfluss	0,0	0,5	2,5
Zwischenabfluss	0,0	0,0	0,1
Sickerwasser	68,0	50,8	49,9
Interzeption	3,7	3,7	3,7
Evaporation	0,5	9,5	8,2
Transpiration	36,2	36,8	37,1
Auffeuchtung	0,3	0,3	0,3
Restglied	8,6	-1,6	-1,8

Standort Greverath Grünland (bgg)

Auf dem ‚schwach geneigten‘ Grünlandstandort dominieren die Gräser *Holcus lanatus*, *Agrostis tenuis* und *Dactylis glomerata*. Daneben sind *Anthoxantum odoratum*, *Lolium perenne*, *L. multiflorum*, *Bromus hederaceus* und *Poa trivialis* vertreten. Diese Arten lassen auf einen frischen bis wechselfeuchten sowie kalk- und nährstoffarmen Standort schließen. Auf eine selektive Überbeweidung deuten Arten wie *Bellis perennis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Leontodon autumnalis* sowie *Trifolium repens* hin.

Der Braunerde-Pseudogley-Standort weist in zunehmender Tiefe einen abnehmenden Sandanteil auf. Im Gegensatz zum Ackerstandort ist die Bodenart im Oberboden ein mittel schluffiger Sand. Die Profilbasis bildet ein III Sd-ICv aus schwach tonigem Lehm. Die Trockenrohdichte nimmt bis in 70 cm auf $1,80 \text{ g cm}^{-3}$ zu. Die Luftkapazität ist im Bv-Horizont mit über 20 Vol.-% am höchsten. Der Ah-Horizont hat dagegen nur eine Luftkapazität von ca. 7 Vol.-% und die geringste hydraulische Leitfähigkeit mit $20,4 \text{ cm d}^{-1}$. Dies kann auf eine oberflächennahe Verdichtung des Bodens durch Viehtritt hindeuten. Die an den Stechzylindern gemessenen hydraulischen Leitfähigkeiten widersprechen teilweise den diagnostischen Merkmalen der einzelnen Horizonte. So hat der II Swd- und der III Sd-ICv-Horizont eine höhere gesättigte hydraulische Leitfähigkeit als der Oberboden. Daher wurde für die Modellierung auch an diesem Standort nur die über Rosetta Lite ermittelten Leitfähigkeiten verwendet (vgl. Anhang A1, Tabelle A1.9).

Das Prozessbeurteilungsschema weist für intensive, kurze Niederschläge (Tab. 5.34) leicht verzögerten Horton’schen Oberflächenabfluss (HOF2) als dominierenden Abflussprozess aus. Eine Frage nach der Durchlässigkeit der Bodenmatrix bleibt allerdings aus. Die Frage nach der verdichteten Matrix wurde mit ‚nein‘ beantwortet, da die Trockenrohdichte des Ah-Horizontes noch als ‚mittel‘ eingestuft wird. Bei einer verdichteten Bodenmatrix wäre HOF1, der dominierende Abflusstyp. Für extensive, lang andauernde Niederschläge (Tab. 5.35) wird ebenfalls sowohl mit als auch ohne anstehenden Stauwasser HOF2 als dominierender Abflussprozess bestimmt. Auch hier wird die Matrixleitfähigkeit nicht abgefragt.

Tab. 5.34: Prozessbeurteilung am Standort bgg für intensive, kurze Niederschläge.

Oberfläche:	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (nein) = HOF2

Tab. 5.35: Prozessbeurteilung am Standort bgg für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Oberfläche:	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m? (ja) – Flurabstand größer 1,0 m? (nein) – laterale Fließwege, Drainagen? (nein) – Makroporosität groß? (nein) = HOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel):	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Verglyungsgrad schwach? (nein) – Lager der Verglyungsmerkmale > 1,0 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 0,5 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 1,0 m? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fließwege, Drainagen? (nein) – Makroporosität groß? (nein) = HOF2

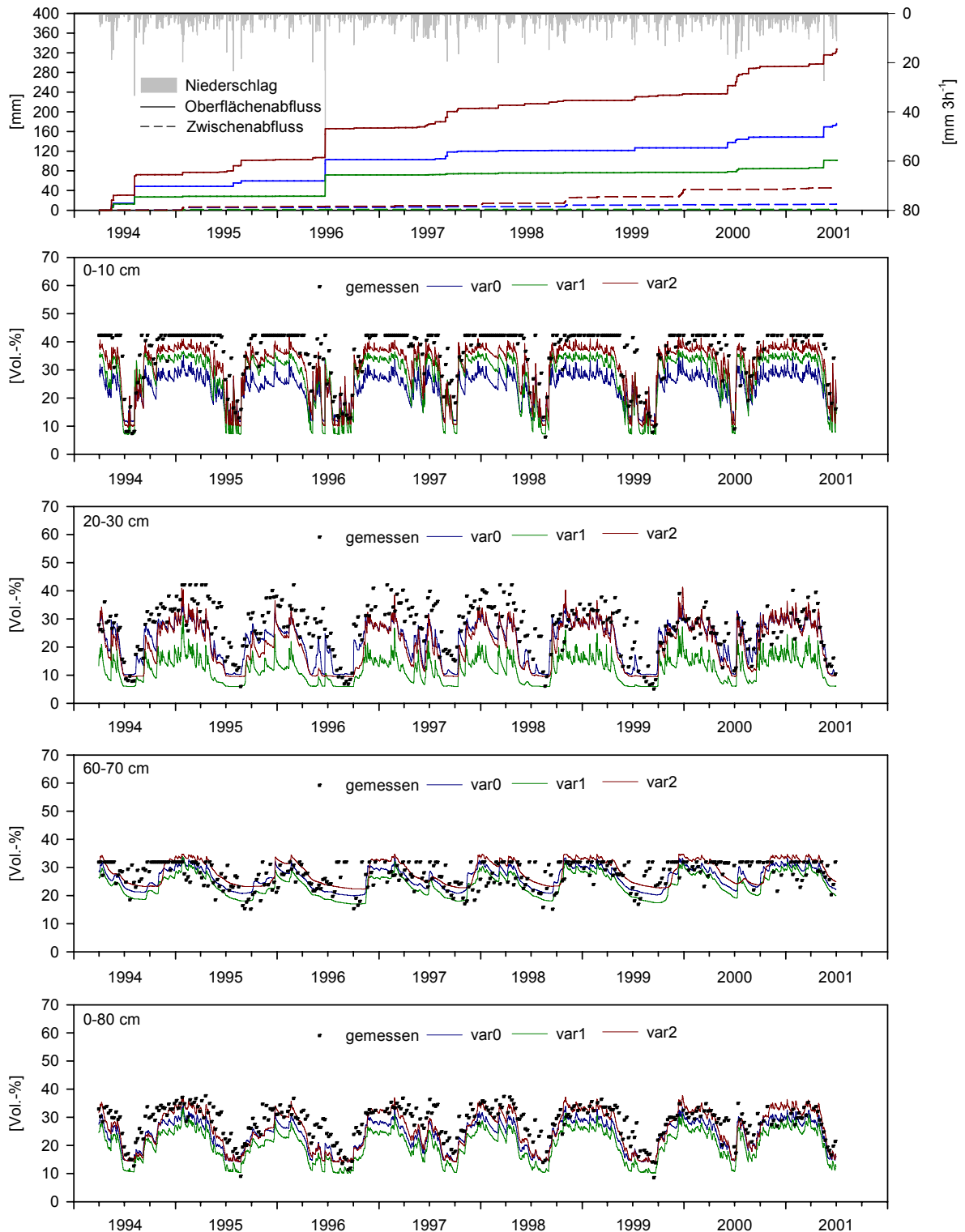


Fig. 5.18: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse und kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Greverath Grünland (bgg).

In den obersten 10 cm des Bodens wurden an diesem Standort auch für lang andauernde Zeiträume Wassergehalte im Bereich der Sättigung bestimmt (42,6 Vol.-%). In den Sommermonaten wurden dagegen Wassergehalte von weniger als 10 Vol.-% gemessen. Die Bodenwasserganglinien der drei Parametrisierungsvarianten unterscheiden sich besonders in den Winterhalbjahren. Der simulierte Wassergehalt nimmt von Variante var0 bis var2 zu. Die hohen gemessenen Bodenwassergehalte werden am besten von Variante var2 abgebildet. Die niedrigsten Werte dagegen von Variante var1 (Fig. 5.18).

In der Tiefenstufe von 20 bis 30 cm wird der gemessene Bodenwassergehalt mit allen Parametrisierungsvarianten deutlich unterschätzt. Die mit Variante var1 simulierte Ganglinie verläuft dabei auf einem deutlich geringeren Niveau und unterscheidet sich damit stark von den Varianten var0 und var2.

Tab. 5.36: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Greverath Grünland (bgg), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaße	Tiefenstufe [cm]								
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	0-80
var0									
RMSP [%]	2,20	1,77	1,71	1,71	1,77	1,60	1,04	1,93	1,25
RMSE [Vol.-%]	13,73	9,38	8,19	7,79	8,18	7,37	4,69	8,05	6,06
Bias [-]	0,833	0,637	0,456	0,348	0,532	0,620	0,054	0,111	0,663
Varianz [-]	0,068	0,092	0,036	0,021	0,003	0,015	0,035	0,124	0,006
Kovarianz [-]	0,099	0,272	0,517	0,639	0,466	0,382	0,930	0,636	0,332
Bestimmtheitsmaß [-]	0,66	0,65	0,52	0,43	0,42	0,39	0,19	0,06	0,66
Nash/Sutcliffe [-]	-1,29	0,00	0,12	0,07	-0,42	-1,32	0,01	-0,25	-0,04
Willmott [-]	0,61	0,73	0,76	0,74	0,68	0,61	0,67	0,47	0,77
var1									
RMSP [%]	1,66	2,23	3,53	2,92	2,29	1,96	1,30	1,80	1,86
RMSE [Vol.-%]	10,37	11,81	16,97	13,28	10,61	9,03	5,88	7,49	8,99
Bias [-]	0,753	0,773	0,844	0,777	0,669	0,722	0,377	0,006	0,850
Varianz [-]	0,000	0,040	0,058	0,027	0,007	0,027	0,009	0,108	0,001
Kovarianz [-]	0,248	0,188	0,100	0,199	0,325	0,267	0,643	0,814	0,150
Bestimmtheitsmaß	0,70	0,64	0,41	0,40	0,43	0,42	0,19	0,05	0,67
Nash/Sutcliffe [-]	-0,31	-0,59	-2,78	-1,70	-1,39	-2,48	-0,55	-0,09	-1,30
Willmott [-]	0,76	0,68	0,50	0,56	0,62	0,55	0,62	0,51	0,65
var2									
RMSP [%]	1,13	1,41	2,04	1,82	1,78	1,47	1,08	2,05	1,02
RMSE [Vol.-%]	7,07	7,46	9,81	8,27	8,26	6,80	4,90	8,52	4,92
Bias [-]	0,598	0,505	0,544	0,215	0,261	0,396	0,040	0,313	0,381
Varianz [-]	0,000	0,012	0,005	0,019	0,093	0,095	0,006	0,109	0,038
Kovarianz [-]	0,403	0,485	0,453	0,769	0,649	0,512	0,961	0,598	0,583
Bestimmtheitsmaß	0,77	0,69	0,48	0,42	0,43	0,42	0,16	0,03	0,69
Nash/Sutcliffe [-]	0,39	0,37	-0,26	-0,05	-0,45	-0,97	-0,14	-0,46	0,31
Willmott [-]	0,86	0,83	0,71	0,76	0,74	0,69	0,65	0,53	0,86

In der Tiefenstufe von 60 bis 70 cm zeigen andauernde Perioden der Sättigung den Stauwasserhorizont an. Die simulierten Ganglinien zeigen dagegen keine ausgeprägte Sättigung der Tiefenstufe an. Wiederum werden die niedrigsten Wassergehalte am besten mit Variante var1 abgebildet.

Für das Gesamtprofil wird besonders in den ersten fünf Jahren des Messzeitraums der gemessene Bodenwassergehalt von allen drei Parametrisierungsvarianten unterschätzt. Variante var2 simuliert die höchsten Wassergehalte und deutet daher auf die beste Anpassung für das Gesamtprofil hin. Die Gütemaße bestätigen diesen visuellen Eindruck (Tab. 5.35). Nur mit Variante var2 wird ein positiver Nash/Sutcliffe-Koeffizient berechnet (0,33). Hier beträgt das Bestimmtheitsmaß 0,69 und der Willmott-Koeffizient 0,86. Auch für die oberen 20 cm und in 50 bis 60 cm Tiefe wird mit dieser Variante die beste Anpassung erreicht. In einer Tiefe von 20 bis 40 cm führt dagegen Variante var0 zur besten Übereinstimmung von Messwert und Simulation. Es werden jedoch ab einer Tiefe von 20 cm nur sehr schlechte Nash/Sutcliffe-Koeffizienten von nahe oder kleiner Null erreicht.

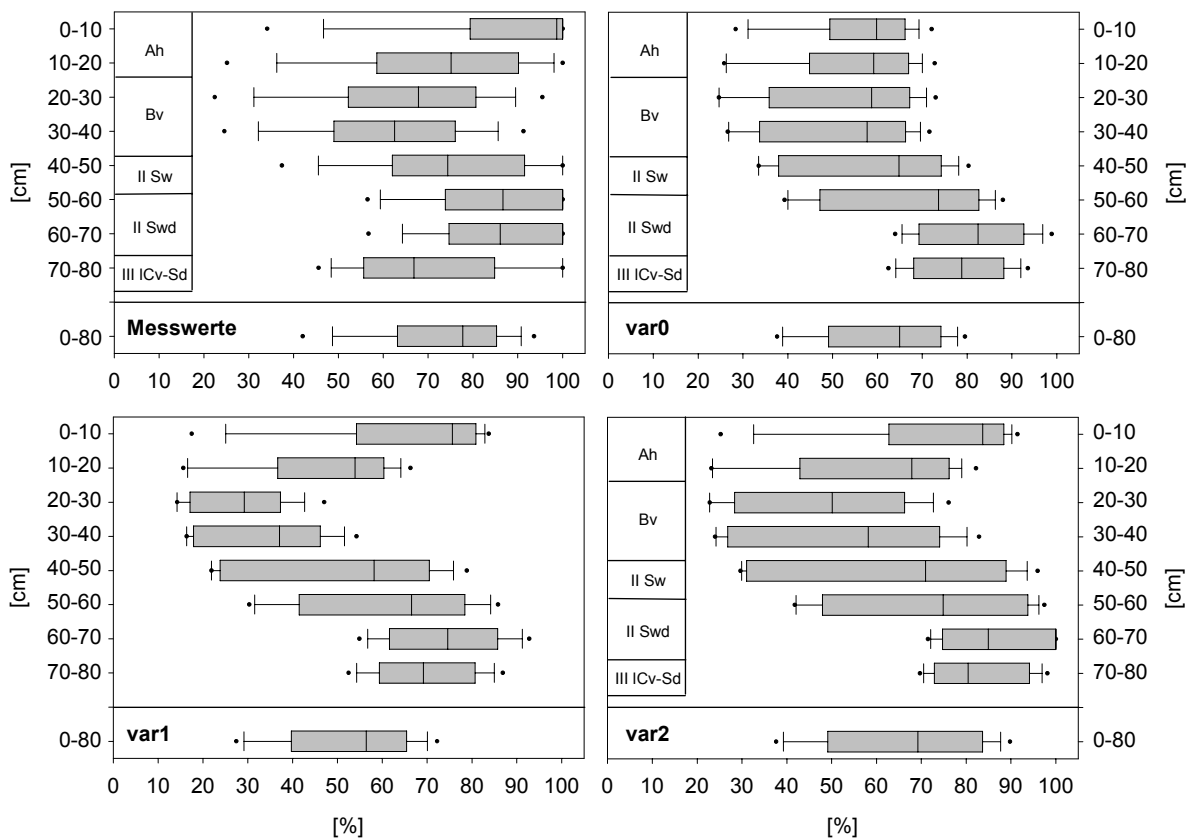


Fig. 5.19: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Greverath Grünland (bgg), Wochenwerte von 1995 bis 2000.

Auch dieser Braunerde-Pseudogley-Standort zeigt wie die Böden in Idenheim den typischen Verlauf der Verteilung der relativen Sättigung in der Tiefe (Fig. 5.19). Diese weist zuerst eine Abnehmende relative Sättigung auf, welche dann im IISw- und IISwd-Horizont wieder zunimmt. Im Gegensatz zu den Standorten in Idenheim ist die Spannweite der Messwerte in allen Tiefen relativ hoch. Die Form der Tiefenverteilung wird besonders mit den Varianten

var1 und var2 gut nachgezeichnet. Auffällig ist die im Vergleich zu den Messwerten hohe Spannweite der Werte in der Box.

Mit allen drei Parametrisierungsvarianten wird an diesem Standort Oberflächenabfluss simuliert (Tab. 5.37, Fig. 5.18). Dieser ist mit ca. 100 mm (1,9 %) im Bilanzzeitraum mit Variante var1 am geringsten, mit ca. 320 mm (4,8 %) bei Variante var2 am höchsten. Der Oberflächenabfluss tritt vorwiegend im Sommerhalbjahr und nicht im Zusammenhang mit einer Sättigung im Profil auf. Mit Variante var2 wird auch der höchste Zwischenabfluss mit 0,8 % bestimmt. Die Tiefensickerung variiert zwischen 31,9 % (var2) und 38,0 % (var0). Die Transpiration ist mit ca. 62 % bei allen Varianten sehr hoch. Der Bilanzfehler ist mit 5,8 bis 9,6 % ebenfalls sehr hoch.

Tab. 5.37: Wasserbilanzen für den Standort Greverath Grünland (bgg), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
Oberflächenabfluss	1,9	1,1	4,2
Zwischenabfluss	0,2	0,0	0,8
Sickerwasser	38,0	34,1	31,9
Interzeption	7,4	7,4	7,4
Evaporation	0,0	0,0	0,0
Transpiration	61,9	62,6	62,9
Auffeuchtung	0,2	0,6	0,5
Restglied	-9,6	-5,8	-7,7

Standort Greverath Wald (bgw)

Der ‚schwach geneigte‘ Standort befindet sich eher am Waldrand als im Bestand. Die oberste Baumschicht beherrscht *Pinus sylvestris*, die natürlicherweise nicht bestandsbildend wäre, aber auf sandigen Standorten gut gedeiht. In der zweiten Baumschicht wird sie begleitet von *Betula pendula* und *Quercus robur*. In der Strauchschicht gesellt sich *Fagus sylvatica* hinzu. Auf Basen- und Nährstoffarmut in der Krautschicht weisen folgende Pflanzen hin: *Avenella flexuosa*, *Calluna vulgaris*, *Galium hercynicum* und dominierend *Vaccinium myrtillus*.

Die schwach podsolige Braunerde hat einen rohumusartigen Moder als Auflage. Die Trockenrohdichte nimmt von ‚sehr geringen‘ $1,04 \text{ g cm}^{-3}$ auf $1,56 \text{ g cm}^{-3}$ im II Bv-ICv2 zu. Das Gesamtporenvolumen und die Luftkapazität bis zum Schichtwechsel in 32 cm Tiefe sind ‚hoch‘ einzustufen und die gemessene gesättigte hydraulische Leitfähigkeit nur als ‚mittel‘. Wie schon beim Ackerstandort zeigen die über Rosetta Lite ermittelten Werte im Oberboden wesentlich höhere Werte. Auch hier wurden ausschließlich die mit Rosetta Lite ermittelten Werte für die Modellierung verwendet (vgl. Anhang A1, Tab. A1.10). Das Profil zeigt keinerlei Merkmale einer Pseudovergelyung, daher führt das Prozessbeurteilungsschema zu Tiefensickerung (DP) als dominanten Abflussprozess (Tab. 5.37).

Tab. 5.38: Prozessbeurteilung am Standort bgw für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche:	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden:	Hangneigung > 3 %? (ja) – Boden mit Vergleymerkmalen? (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Hangneigung > 10 %? (nein) – Bodenmächtigkeit > 0,5 m? (ja) – Geologie durchlässig? (ja) = DP

Die gemessenen Bodenwassergehalte in den oberen 10 cm des Profils variieren sehr stark. Ab der zweiten Hälfte des Simulationszeitraums wurden auch immer häufiger Werte im Bereich der Sättigung gemessen. Die mit Parametrisierungsvariante var2 simulierte Bodenwasserganglinie verläuft oberhalb der Ganglinien von Variante var0 und var1. Insgesamt scheint der gemessene Bodenwassergehalt mit allen Varianten überschätzt zu werden.

In der Tiefenstufe von 20 bis 30 cm verlaufen die Ganglinien aller Varianten in den Zeiträumen mit einem hohen Bodenwassergehalt auf einem unterschiedlichen Niveau. Variante var2 simuliert wiederum die höchsten Wassergehalte und erreicht damit die höchsten gemessenen Werte. In den Wintermonaten 1995/1996, 1996/1997 und 2000/2001 wurden aber keine derartig hohen Werte gemessen.

In der Tiefenstufe 50 bis 60 cm wird der gemessene Bodenwassergehalt besonders in den Jahren 1998, 1999 und 2000 von simulierten Ganglinien gut abgebildet. In den Jahren 1994 und 1995 liegen die gemessenen Wassergehalte meist über den simulierten. Auch an diesem Standort wird aufgrund fehlender Daten zur Porenraumgliederung die Parametrisierung mit Variante var0 für die anderen beiden Parametrisierungsvarianten übernommen. Ein unterschiedlicher Kurvenverlauf resultiert also nur aus dem unterschiedlichen Einfluss des Oberbodens auf diese Tiefenstufe.

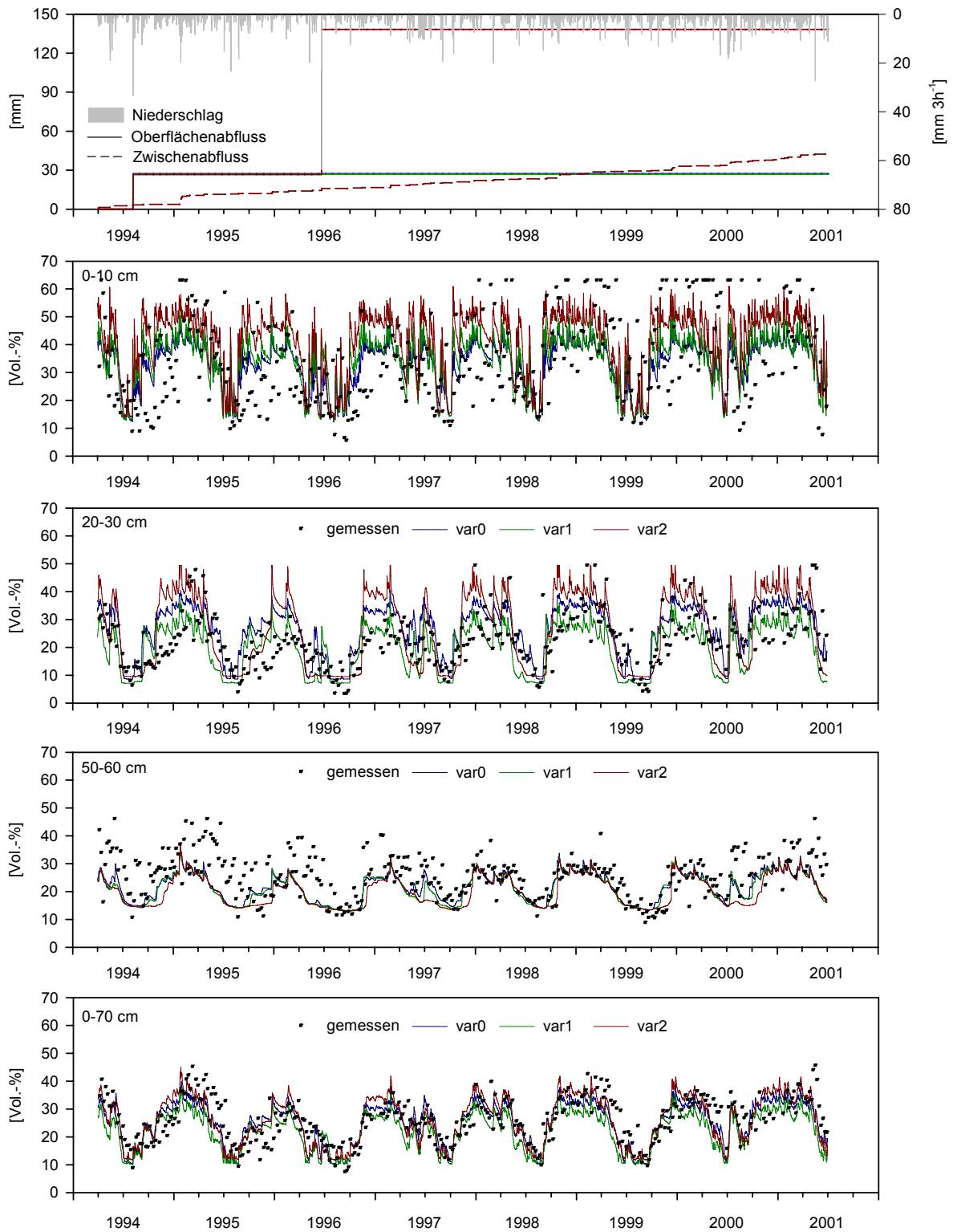


Fig. 5.20: Niederschlag, simulierte Abflussprozesse, kumulierte Abflussmengen und gemessene und simulierte Bodenfeuchte (3 Parametrisierungsvarianten) in ausgewählten Tiefenstufen für den Standort Greverath Wald (bgw).

Das Gesamtprofil wird mit allen drei Varianten in der richtigen Größenordnung nachgezeichnet. Im Winter und Frühjahr 1995 wird der Bodenwassergehalt deutlich unterschätzt, während er im Herbst und Winter des gleichen Jahres überschätzt wird.

Bei der Betrachtung der Gütemaße zeigt sich bei diesem Standort ein eindeutiges Bild. In fast allen Tiefenstufen und auch im Gesamtprofil wird die beste Übereinstimmung zwischen Messwert und Simulation mit Parametrisierungsvariante var0 erzielt. Für die einzelnen Tiefenstufen sind die Werte der Gütemaße Nash/Sutcliffe-Koeffizient, Bestimmtheitsmaß und Willmott-Koeffizient jedoch sehr niedrig. Für das Gesamtprofil werden ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von 0,50, ein Bestimmtheitsmaß von 0,56 und ein Willmott-Koeffizient von 0,86 erreicht.

Tab. 5.39: Gütemaße der simulierten Bodenwassergehalte für den Standort Greverath Wald (bgw), drei Parametrisierungsvarianten (Wochenwerte von 1995 bis 2000).

Gütemaße	Tiefenstufe [cm]						0-60
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	
var0							
RMSP [%]	2,20	1,86	2,08	1,74	1,66	1,70	1,23
RMSE [Vol.-%]	14,06	9,98	8,35	6,47	6,69	7,43	5,56
Bias [-]	0,026	0,150	0,210	0,140	0,182	0,251	0,034
Varianz [-]	0,295	0,104	0,000	0,001	0,003	0,122	0,006
Kovarianz [-]	0,682	0,755	0,793	0,860	0,818	0,647	0,964
Bestimmtheitsmaß [-]	0,23	0,42	0,46	0,47	0,39	0,30	0,56
Nash/Sutcliffe [-]	0,21	0,32	0,19	0,25	0,13	0,07	0,50
Willmott [-]	0,61	0,76	0,79	0,80	0,76	0,64	0,86
var1							
RMSP [%]	2,30	2,59	2,17	1,86	1,81	1,77	1,58
RMSE [Vol.-%]	14,69	13,93	8,71	6,94	7,29	7,73	7,15
Bias [-]	0,003	0,430	0,089	0,252	0,262	0,292	0,304
Varianz [-]	0,206	0,078	0,005	0,105	0,000	0,096	0,024
Kovarianz [-]	0,794	0,499	0,910	0,648	0,740	0,632	0,675
Bestimmtheitsmaß	0,17	0,26	0,33	0,36	0,39	0,30	0,46
Nash/Sutcliffe [-]	0,13	-0,33	0,11	0,14	-0,03	-0,01	0,18
Willmott [-]	0,60	0,62	0,73	0,70	0,74	0,63	0,77
var2							
RMSP [%]	2,55	2,18	2,64	1,64	1,94	1,92	1,31
RMSE [Vol.-%]	16,33	11,73	10,60	6,12	7,81	8,38	5,94
Bias [-]	0,135	0,031	0,102	0,030	0,402	0,392	0,002
Varianz [-]	0,063	0,005	0,148	0,011	0,000	0,074	0,014
Kovarianz [-]	0,807	0,971	0,753	0,961	0,600	0,552	0,987
Bestimmtheitsmaß	0,18	0,33	0,43	0,42	0,42	0,29	0,56
Nash/Sutcliffe [-]	-0,07	0,06	-0,31	0,33	-0,19	-0,18	0,43
Willmott [-]	0,64	0,76	0,76	0,79	0,73	0,60	0,86

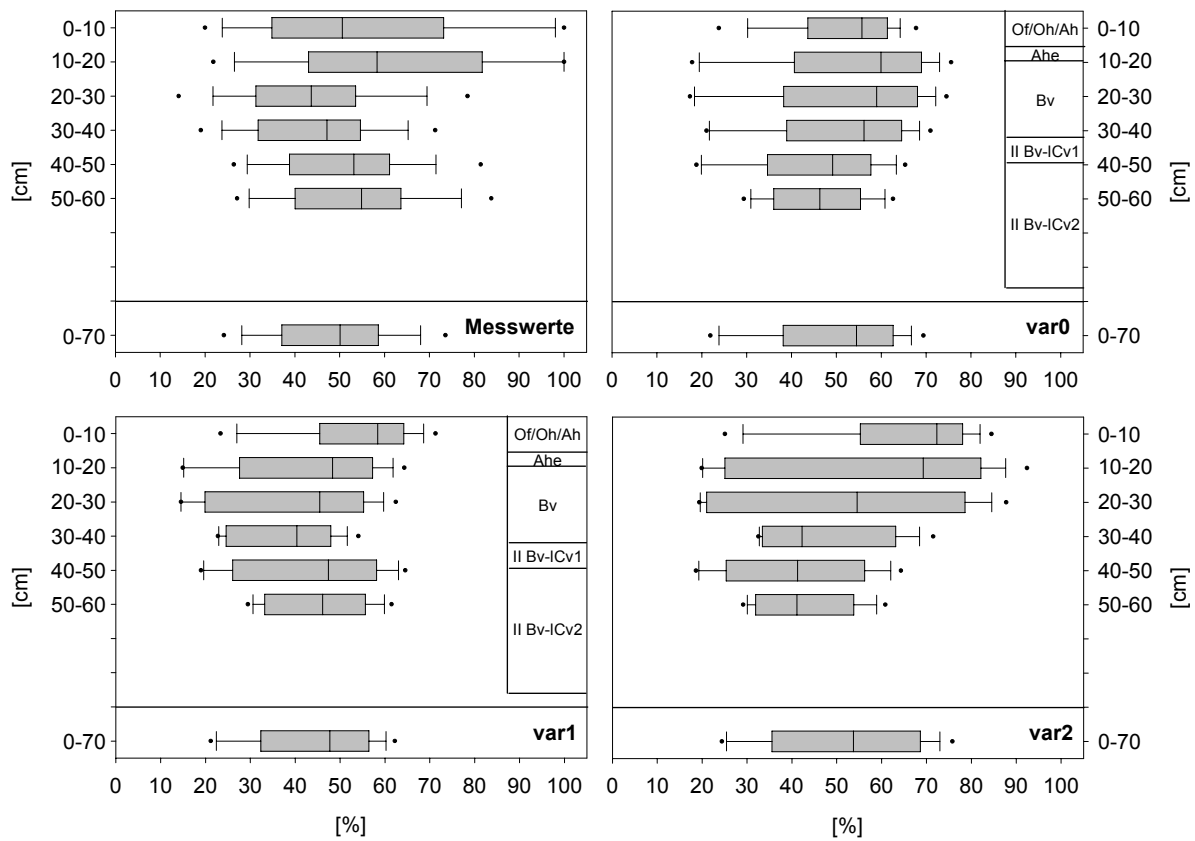


Fig. 5.21: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte am Standort Greverath Wald (bgw), Wochenwerte von 1995 bis 2000.

Das Tiefenprofil der relativen Sättigung zeigt eine deutlich rechtschiefe Verteilung der Messwerte an. Die Spannweite der Messwerte ist besonders in den oberen 20 cm sehr hoch. Die rechtsschiefe Verteilung der Messwerte wird nur von Variante var2 im unteren Unterbodenbereich nachgebildet. Obwohl Variante var0 die beste Anpassung an die Messwerte zeigt, unterscheidet sich die Form des Tiefenprofils deutlich von dem der Messwerte.

Tab. 5.40: Wasserbilanzen für den Standort Greverath Wald (bgw), drei Parametrisierungsvarianten (1995 – 2000).

Parameter	var0	var1	var2
Oberflächenabfluss	0,0	0,0	2,1
Zwischenabfluss	0,0	0,0	0,7
Sickerwasser	34,2	31,8	25,0
Interzeption	11,8	11,8	11,8
Evaporation	1,5	3,0	8,4
Transpiration	59,5	58,1	58,2
Auffeuchtung	1,2	1,1	1,8
Restglied	-8,2	-5,8	-6,2

Im Bilanzzeitraum führt nur ein Niederschlagsereignis von knapp 65 mm im Juni 1996 bei Parametrisierungsvariante var2 zu Oberflächenabfluss. Zwischenabfluss wird ebenfalls nur bei dieser Variante berechnet. Die Sickerwasserrate variiert zwischen 25,0 % bei Variante var2 und 34,2 % bei Variante var0. Etwa 59 % Niederschlagswasser werden durch die Pflanzen verbraucht. Der Bilanzfehler liegt je nach Parametrisierung zwischen 5,8 und 8,2 %.

5.3 Vergleich der Messwerte mit den Simulationsergebnissen der anderen Standorte

Im letzten Kapitel wurde gezeigt, in welchem Rahmen der Bodenwassergehalt der einzelnen Standorte mit den verschiedenen Parametrisierungsvarianten unter den gegebenen Randbedingungen abgebildet werden kann. Es bleibt jedoch die Frage, ob ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem einzelnen Standort, seiner bodenhydraulischen Ausstattung, der aktuellen Landnutzung und dem gemessenen Bodenwassergehalt auf der einen Seite und der Parametrisierung des Standorts und dem simulierten Bodenwassergehalt auf der anderen Seite besteht. In diesem Kapitel werden die gemessenen Bodenwasserganglinien eines jeden Standorts mit den simulierten Bodenwassergehalten aller anderen Standorte verglichen. Zur besseren Übersichtlichkeit werden die schon in Kap. 5.2 verwendeten Gütemaße Bestimmtheitsmaß (R^2), Nash/Sutcliffe-Koeffizient (E) und Willmott-Koeffizient (d) in den Tabellen farbig dargestellt; sie sind wie folgt zu lesen: In der ersten Spalte sind die besten Simulationsergebnisse des jeweiligen Standortes noch einmal graphisch dargestellt (blau = var0, grün = var1, rot = var2). In den folgenden Spalten sind die drei Gütemaße der drei Simulationsvarianten für den Vergleich zwischen den Messwerten des Standortes in der ersten Spalte mit den Simulationen der anderen Standorte farbig markiert. Es werden nur diejenigen Felder markiert, bei denen die Simulationsergebnisse eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten zeigen, als die Simulationen für den betrachteten Standort. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird dabei nicht nach den drei Parametrisierungsvarianten unterschieden. Jedes Gütemaß jeder Simulationsvariante wird farbig markiert, wenn es mit den Messwerten des betrachteten Standortes eine bessere Übereinstimmung liefert als die beste Simulation für den betrachteten Standort. Das in Tab. 5.41 dargestellte Beispiel zeigt für die Tiefenstufe 0-10 cm die Simulationsergebnisse für den Standort Meckel Acker (bma). Parametrisierungsvariante var1 (grün) zeigt mit allen drei Gütemaßen die beste Übereinstimmung mit den Messwerten. Die Simulationsergebnisse, die mit Parametrisierungsvariante var2 für den Standort Meckel Wald simuliert wurden, führen aber im Vergleich mit den Messwerten von Standort Meckel Acker zu einer noch besseren Übereinstimmung.

Tab. 5.41: Beispiel für die Visualisierung der Modellgüte.

[cm]		bma			bmw		
		R^2	E	d	R^2	E	d
0-10	var0						
	var1						
	var2						

Die Matrix gibt einen Überblick über die Eindeutigkeit der Simulation für den jeweiligen Standort. Einfach ausgedrückt: je weniger farbig die rechte Seite der Tabelle ist, desto eindeutiger ist die Beziehung zwischen den Standorteigenschaften, der Bodenparametrisierung, den Messwerten und der Simulation.

Standort Meckel Acker (bma)

Aus Tab. 5.42 wird deutlich, dass für den Standort Meckel Acker in der obersten Tiefenstufe von 0 bis 10 cm die Beziehung zwischen bodenphysikalischer Ausstattung des Standortes, der Parametrisierung der bodenphysikalischen Daten und der Messung und Simulation der Bodenfeuchte keine eindeutige Beziehung besteht. Die Simulationen mit Parametrisierungsvariante var2 der Standorte Meckel Wald (bmw) und Idenheim Wald (biw1) führen zu einer besseren Abbildung der Messergebnisse am Standort Meckel Acker (bma). Alle Parametrisierungsvarianten des Standortes Greverath Wald (bgw) zeigen im Vergleich mit den Messwerten am Standort bma in den oberen 10 cm ein höheres Bestimmtheitsmaß, mit Variante var1 und var2 auch einen höheren Willmott-Koeffizienten. In allen anderen Tiefenstufen zeigen nur vereinzelte Simulationsergebnisse der anderen Standorte eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten am Standort bma. Der gemessene Wassergehalt im Gesamtprofil wird mit der für diesen Standort gewählten Parametrisierung am besten abgebildet, lediglich das Bestimmtheitsmaß für das Simulationsergebnis von Standort bia1 zeigt im Vergleich mit dem Standort bma eine höhere Übereinstimmung.

Tab. 5.42: Die Simulationsgüte am Standort Meckel Acker (bma) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
0-10	■ ■ ■ ■ ■ ■									
10-20	■ ■ ■ ■ ■ ■									
20-30	■ ■ ■ ■ ■ ■									
30-40	■ ■ ■ ■ ■ ■									
40-50	■ ■ ■ ■ ■ ■									
50-60	■ ■ ■ ■ ■ ■									
60-70	■ ■ ■ ■ ■ ■									
70-80	■ ■ ■ ■ ■ ■									
0-80	■ ■ ■ ■ ■ ■									

Standort Meckel Grünland (bmg)

Der Vergleich der Simulationsergebnisse des Standorts Meckel Wald (bmw) mit den gemessenen Werten am Standort Meckel Grünland (bmg) führt in den Tiefenstufen 20 bis 70 cm zu einer besseren Übereinstimmung als die Simulationen für den Standort bmg. Auffällig ist, dass alle drei Gütemaße eine bessere Übereinstimmung zeigen und in mehreren Fällen sogar alle drei Simulationsvarianten zu einer besseren Übereinstimmung führen. Die beiden Standorte ähneln sich jedoch im Profilaufbau und es gilt zu beachten, dass die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und die Trockenrohdichte für den Grünlandstandort für die Boden-

horizonte ab 47 cm Tiefe von dem Waldstandort übernommen wurden. Im Vergleich mit den Simulationen der anderen Standorte kommt es wiederum nur bei einzelnen Tiefenstufen zu einer besseren Übereinstimmung der Simulationsergebnisse mit den Messwerten am Standort bmg. Es ist jedoch bemerkenswert, dass in 17 Fällen der Nash/Sutcliffe-Koeffizient beim Vergleich der Messwerte mit den Simulationen der anderen Standorte höhere Werte erreicht. Die Standorte in Greverath (bg...) mit einem anderen Ausgangssubstrat der Bodenbildung unterschieden sich beim Vergleich der Simulationen mit Messwerten von Standort bmg.

Tab. 5.43: Die Simulationsgüte am Standort Meckel Grünland (bmg) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bmg	bma	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
0-10	■									
	■									
10-20										
	■									
20-30	■									
	■									
30-40	■									
	■									
40-50	■									
	■									
50-60	■									
	■									
60-70	■									
	■									
70-80	■									
	■									
0-80	■									
	■									

Standort Meckel Wald (bmw)

Die gemessenen Bodenwassergehalte am Standort Meckel Wald (bmw) haben im Vergleich mit den Simulationen der anderen Standorte besonders bei den Standorten Meckel Acker (bma) und Idenheim Wald (biw1) im Unterboden eine höhere Übereinstimmung als die Simulationen dieses Standorts (Tab. 5.44). Im Vergleich mit den Simulationen bma zeigt der Nash/Sutcliffe-Koeffizient der Variante var2, für die Tiefenstufen in 30-50 cm, eine bessere Übereinstimmung von den Messwerten Meckel Wald (bmw) mit den Simulationen Meckel Acker (bma). Auch hier muss wieder auf den ähnlichen Profilaufbau der beiden Standorte hingewiesen werden. Aber auch die Simulationen der Tiefenstufen 10 bis 30 cm des Standorts Idenheim Grünland und 30-50 cm des Standorts Idenheim Wald führen bei mehr als einem Gütemaß zu einer höheren Übereinstimmung der „Fremdsimulationen“ mit den Standortwassergehalten. Das Gesamtprofil wird dagegen mit den Standortparametern am besten charakterisiert.

Tab. 5.44: Die Simulationsgüte am Standort Meckel Wald (bmw) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bmw	bma	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
0-10	Blue, Green	Green	Red, Red		Blue, Green					
10-20	Blue, Blue, Blue				Blue, Green	Green				
20-30	Blue, Green, Green				Blue, Blue, Blue	Blue, Green				
30-40	Blue, Green, Green	Green, Green	Red			Green, Red, Red				
40-50	Blue, Green, Green	Green, Red				Blue, Green, Green				
50-60	Blue, Green, Green	Red				Red, Red				
60-70	Green, Blue, Blue	Red			Red	Red, Green				Grey
0-70	Blue, Green, Green									Grey

Standort Idenheim Acker (bia1)

Ähnlich wie am Standort Meckel Acker wird auch am Ackerstandort 1 in Idenheim besonders in den oberen 10 cm mit den Simulationsergebnissen der anderen Standorten eine bessere Anpassungen an die Messwerte erreicht, als mit den Simulationen für diesen Standort (Tab. 5.45). Jedoch zeigen jeweils nicht mehr als zwei Gütemaße eine höhere Übereinstimmung. Im Unterboden kommt es nur in vereinzelt Tiefenstufen der Simulationen bma, bmw und biw1 zu einer besseren Abbildung der Messwerte mit anderen Simulationen. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient, als das sensibelste Gütemaß, hat nur in sieben Fällen einen höheren Wert. Das Gesamtprofil wird aber auch an diesem Standort mit der „eigenen“ Simulation am besten abgebildet.

Tab. 5.45: Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Acker 1 (bia1) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bia1	bma	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
0-10	Green, Green		Blue, Blue	Green, Green	Red, Red	Red	Blue, Green		Blue, Green	Blue, Green
10-20	Green, Green, Green									
20-30	Green									
30-40	Green, Red, Red, Red		Red, Red, Red	Red						
40-50	Blue, Red, Red, Red	Green, Green		Green	Red	Red				
50-60	Blue, Red, Red, Red	Red, Red		Green		Red, Red				
60-70	Blue, Red, Red, Red	Blue		Green, Green	Blue					Grey
70-80	Blue, Red, Green			Grey	Grey	Grey	Grey	Grey	Grey	Grey
0-80	Green, Red, Red									Grey

Standort Idenheim Grünland (big1)

Am Standort Idenheim Grünland kommt es besonders beim Vergleich der Simulationen der Standorte Meckel Grünland (bmg), Meckel Wald (bmw) und Idenheim Wald (biw1) mit den Messwerten in verschiedenen Tiefen zu einer besseren Übereinstimmung (Tab. 5.46). In zehn Fällen zeigen alle drei Gütemaße eine bessere Übereinstimmung an. Auffällig ist, dass Parametrisierungsvariante var2 der anderen Standorte besonders häufig für den Standort big1 bessere Ergebnisse liefert. Die Simulationen der Standorte Greverath Grünland und Greverath Wald führen beim Bestimmtheitsmaß in vielen Tiefenstufen zu einer höheren Übereinstimmung. Auch für das Gesamtprofil besteht für den Standort big1 kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Messwert und Simulation.

Tab. 5.46: Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Grünland (big1) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	big1	bma	bmg	bmw	bia1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
0-10	■		■	■		■			■	■
10-20	■		■	■		■			■	■
20-30	■		■	■		■			■	■
30-40	■		■	■		■			■	■
40-50	■	■	■	■	■	■			■	■
50-60	■	■	■	■	■	■			■	■
60-70	■	■	■	■	■	■			■	■
70-80	■	■	■	■	■	■			■	■
0-80	■		■	■	■	■			■	■

Standort Idenheim Wald (biw1)

Auch am Standort Idenheim Wald (biw1) führt der Vergleich der Messwerte mit den Simulationen der anderen Standorte in vielen Fällen zu höheren Gütemaßen (Tab. 5.47). Besonders die Simulationen der Standorte Meckel Grünland (bmg), Idenheim Grünland (big1) und Idenheim Acker 2 (bia2) zeigen in vielen Tiefenstufen mit den Parametrisierungsvarianten var0 und var1 eine besseren Modelleffizienz als die Simulationen am Standort biw1. In neun Fällen führt die Variante var1 bei allen drei Gütemaßen zu einer höheren Übereinstimmung. Auch die Simulationen der Standorte in Greverath (bg...) mit einem anderen Ausgangssubstrat der Bodenbildung zeigen vor allem in den Tiefen von 20 bis 40 cm eine höhere Simulationsgüte als die Simulationen für den Standort biw1. Für das Gesamtprofil haben die simulierten Wassergehalte von vier anderen Standorten eine bessere Übereinstimmung mit den am Standort biw1 gemessenen Werten.

Tab. 5.47: Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Wald (biw1) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	biw1	bma	bmg	bmw	bia1	big1	bia2	bga	bgg	bgw
0-10	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			
10-20	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■
20-30	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
30-40	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
40-50	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■
50-60	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			
60-70	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■
0-70	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			

Standort Idenheim Acker 2 (bia2)

Die Wassergehalte des Standorts Idenheim Acker 2 werden mit den Simulationen für diesen Standort am besten abgebildet (Tab. 5.48). Lediglich die Simulationen des Standorts Idenheim Acker 1 und Greverath Grünland führen bei der Betrachtung des Bestimmtheitsmaßes in der oberen Hälfte des Profils zu einer besseren Übereinstimmung von Simulation und Messung. Die Tiefenstufe 0-10 cm wird mit dem Simulationsergebnis der Parametrisierungsvariante var1 des Standortes Greverath Wald besser abgebildet; hier haben alle drei Gütemaße einen höheren Wert als am Standort bia2. Der Bodenwassergehalt des Gesamtprofils wird mit Parametrisierungsvariante var1 des Standortes Idenheim Acker 1 in allen drei Gütemaßen besser charakterisiert.

Tab. 5.48: Die Simulationsgüte am Standort Idenheim Acker 2 (bia2) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bia2	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bga	bgg	bgw
0-10	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
10-20	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	
20-30	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■					
30-40	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■					
40-50	■ ■ ■ ■									
50-60	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■								
60-70	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■
0-70	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■					

Standort Greverath Acker (bga)

Die besten Simulationsergebnisse für den Standort Greverath Acker (bga) werden nur von den Simulationen der Standorte Idenheim Acker 1 (bia1) und im Oberboden von Greverath Grünland übertroffen (Tab. 5.49). Die Simulationen des Standortes Idenheim Acker 1 führen im Vergleich mit den Messwerten des Standortes bga in Bezug auf das Bestimmtheitsmaß zu besseren Ergebnissen. In fünf Tiefenstufen und im Gesamtprofil wird mit Parametrisierungsvariante var1 ein höheres Bestimmtheitsmaß erreicht. Im Vergleich mit den Simulationen des Standortes Greverath Grünland zeigen in den oberen 20 cm des Profils alle drei Gütemaße einen höheren Zusammenhang von Messdaten und Simulation. Im Vergleich mit den übrigen Standorten kommt es nur in vereinzelt Tiefenstufen in Bezug auf das Bestimmtheitsmaß zu besseren Übereinstimmungen.

Tab. 5.49: Die Simulationsgüte am Standort Greverath Acker (bga) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bga	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bgg	bgw
0-10										
10-20										
20-30										
30-40										
40-50										
50-60										
60-70										
0-70										

Standort Greverath Grünland (bgg)

Die Messwerte des Standortes Greverath Grünland (bgg) werden von mehreren Simulationen der anderen Standorte besser abgebildet (Tab. 5.50). Besonders die mit Parametrisierungsvarianten var0 und var1 simulierten Bodenwassergehalte der Standorte Meckel Grünland (bmg), Idenheim Grünland (big1) und Idenheim Acker 2 (bia2) führen – in vielen Fällen sogar bei der Betrachtung aller drei Gütemaße – zu einer besseren Abbildung der Bodenfeuchte am Standort bgg. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient der Variante var0 zeigt in 26 Fällen, bei Variante var1 in 15 Fällen eine höhere Übereinstimmung mit den Messwerten am Standort bma an, als die beste Simulation für diesen Standort. Für das Gesamtprofil wird dagegen lediglich mit den Simulationen des Standortes bia2 in zwei Parametrisierungsvarianten für die Gütemaße Nash/Sutcliffe- und Willmott-Koeffizient höhere Werte erreicht.

Tab. 5.50: Die Simulationsgüte am Standort Greverath Grünland (bgg) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bgg	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgw
0-10	■ ■ ■ ■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■
10-20	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■
20-30	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
30-40	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■ ■ ■		■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
40-50	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■
50-60	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		
60-70	■ ■ ■ ■									
70-80	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				
0-80	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■

Standort Greverath Wald (bgw)

Der Vergleich der Messwerte am Standort Greverath Wald (bgw) mit den Simulationen der Standorte Idenheim Grünland (big1) und Idenheim Wald (biw1) zeigt in allen Tiefen ein höheres Bestimmtheitsmaß (Tab. 5.51). In der Tiefenstufe 10-20 cm hat der mit Parametrierungsvariante var0 simulierte Wassergehalt der Standorte Meckel Grünland (bmg) und big1 in allen Gütemaßen zu einer besseren Übereinstimmung mit den Messwerten des Standortes bgw geführt.

Tab. 5.51: Die Simulationsgüte am Standort Greverath Wald (bgw) im Vergleich im den anderen Standorten.

[cm]	bgw	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg
0-10	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			
10-20	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			
20-30	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■
30-40	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■
40-50	■ ■ ■ ■			■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■			
50-60	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■
0-60	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		■ ■ ■ ■

5.4 Bodenwassergehalt – Messung und Simulation

5.4.1 Probennahme und Messung des Bodenwassergehaltes

Um die Ergebnisse der Simulationen der Bodenfeuchtestandorte zu validieren und zu bewerten, muss als erstes ein Blick auf die Messmethode der Bodenfeuchte geworfen werden. Wie in Kap. 4.1.1 beschrieben, wurden die Bodenproben an den Standorten mit einem Pürckhauer-Bohrer in zweifacher Wiederholung entnommen. Trotz der einfachen Durchführung der Wassergehaltsbestimmung im Labor ergeben sich bei der thermogravimetrischen Bodenwassergehaltsbestimmung aus Bohrstockproben aufgrund der Entnahmetechnik verschiedene Probleme, die im Folgenden kurz aufgelistet werden:

1. Das Verfahren ist generell destruktiv, d.h. durch die Probennahme werden die natürlichen hydrologischen Verhältnisse beeinflusst und damit verfälscht. Es ist daher nicht möglich, in ein und demselben Messvolumen die Änderung der Bodenfeuchte kontinuierlich zu verfolgen.
2. Die Ermittlung der Trockenrohddichte des Bodens ist sehr aufwändig und schon bei der geringsten Störung der Probe (z. B. bei der Probennahme, Steingehalt) fehlerbehaftet. Da die Trockenrohddichte linear in die Bestimmungsgleichung eingeht, pflanzt sich der Fehler linear fort.
3. Die Trockenrohddichte des Bodens variiert im Jahresgang und wird auf der Ackerfläche zusätzlich durch die verschiedenen Bearbeitungsschritte im Oberboden verändert. Bei der Berechnung des volumetrischen Bodenwasserhalts wird die Trockenrohddichte jedoch als Fixgröße betrachtet.
4. Da bei der wöchentlichen Wiederholung immer wieder andere Bereiche am Standort beprobt werden, variieren Trockenrohddichte, Porengrößenverteilung und Skelettanteil. Bei der Berechnung werden die Parameter jedoch als Konstanten angenommen.
5. Werden Horizonte oder Schichten mit einem Wassergehalt oberhalb der Feldkapazität angebohrt, kann das freie Wasser am Bohrstock hinunterlaufen und führt so in den darunter liegenden Horizonten oder Schichten zu einer Überschätzung des Bodenwassergehalts. Die Werte können z. T. erheblich über der maximalen Wasserkapazität des betrachteten Bodenausschnitts liegen.
6. Ein ähnliches Problem ergibt sich bei Ah-Horizonten auf Grünlandstandorten. Hier kann sehr viel Wasser im Wurzelfilz gespeichert sein. Wenn dieser Bereich nicht sorgfältig entfernt wird geht dieses Wasser in die Messung mit ein. Während des Einschlagvorgangs kann auch hier das Wasser am Bohrstock hinunterlaufen und so das Messergebnis in allen Tiefen beeinflussen.

Die einzelnen Messreihen zeigen daher nicht nur den zeitlichen Verlauf der Bodenfeuchte an dem jeweiligen Standort, sondern beinhalten auch die Variabilität der Bodeneigenschaften eines jeden Standorts und Fehler bei der Probennahme. In Fig. 5.22 sind die Messwerte getrennt nach Standort und Tiefenstufe nochmals zusammenfassend dargestellt. Aus der Abbildung wird deutlich, dass sich die Verteilungen der Messwerte an den einzelnen Standorten voneinander unterscheiden. Um diesen Eindruck zu überprüfen wurden die gemessenen Zeitreihen der Bodenfeuchte miteinander verglichen. Um ein Maß für die Übereinstimmung von

zwei Messreihen zu bekommen wurde, wie bei dem Vergleich von Messreihe und Simulation, die Gütemaße Bestimmtheitsmaß, Nash/Sutcliffe- und Willmott-Koeffizient verwendet.

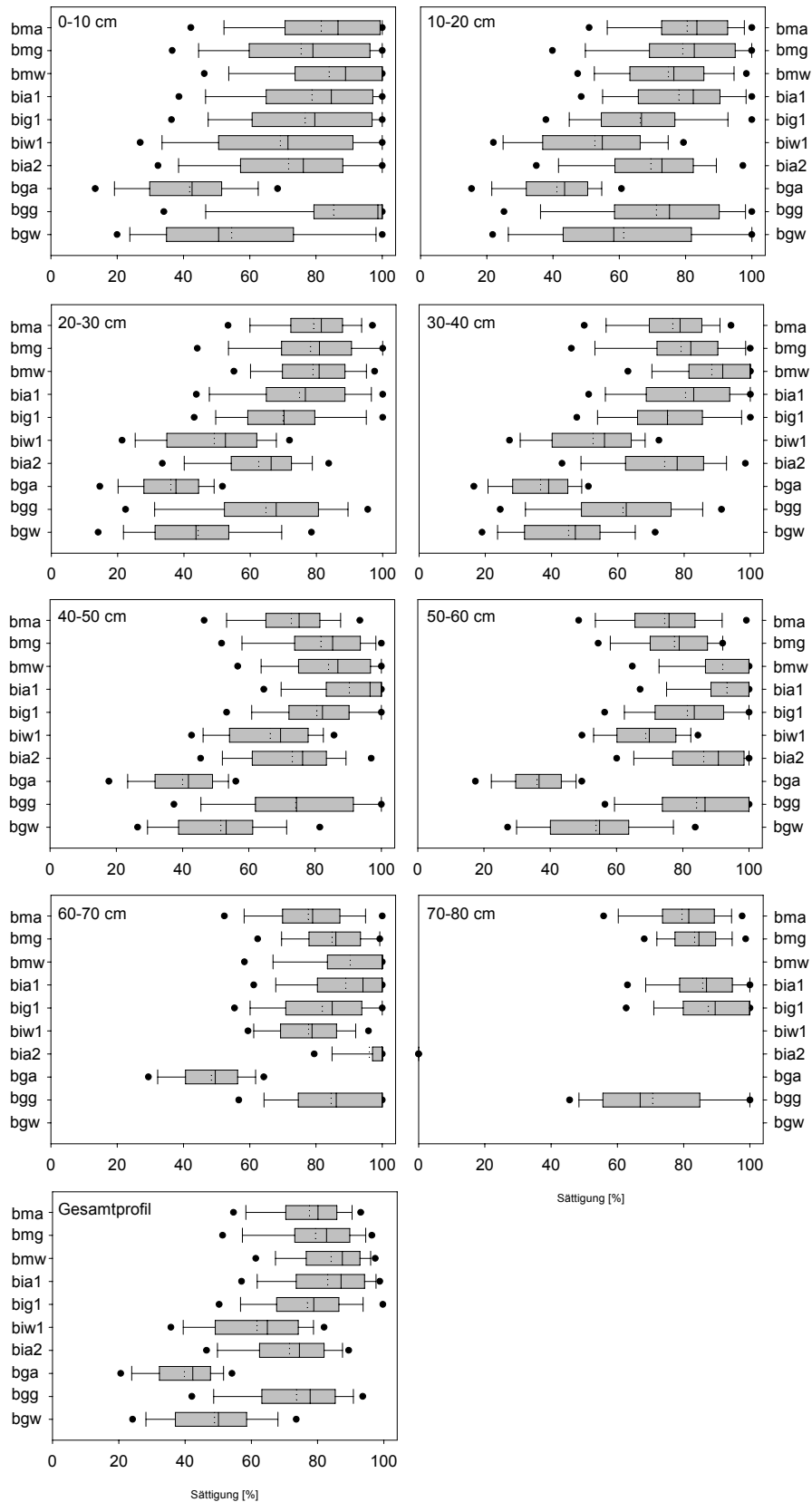


Fig. 5.22: Verteilung der gemessenen Bodenfeuchte in Abhängigkeit der Tiefenstufe.

In den Tabellen 5.52 bis 5.54 sind die Werte der Gütemaße zusammengestellt. Leider ist die Bewertung der Gütemaße nicht eindeutig. In dieser Untersuchung wurde ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von mehr als 0,5 grau hinterlegt. Beim Bestimmtheitsmaß wurde 0,7 als Grenzwert festgelegt und beim Willmott-Koeffizienten 0,8. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient als empfindlichstes Gütemaß zeigt für fast alle Standortvergleiche einen negativen Wert an, damit ist die Trivialhypothese überlegen und die Messreihen unterscheiden sich deutlich voneinander. Lediglich bei neun Standortkombinationen ist der Koeffizient positiv und nur bei den Standorten bmg/bia1, biw1/bia2 und biw1/bgg liegt der Wert über 0,5. Daraus wird deutlich, dass sich weder die Standorte mit gleicher Landnutzung noch die Standorte mit gleichem Ausgangssubstrat der Bodenbildung ähnlich sind. Die Messreihen mit der höchsten Übereinstimmung scheint auf den ersten Blick nichts miteinander zu verbinden. Beim Bestimmtheitsmaß bleibt ein eventueller Niveauunterschied zwischen den Messreihen unberücksichtigt. Bei einem Gütekriterium von $\geq 0,7$ zeigen nur zwei Standortkombinationen (bia1/bia2 und bia2/bgg) einen ähnlichen Verlauf der Messreihen. Die beiden Standorte in Idenheim liegen zwar räumlich sehr nah beieinander und haben daher einen ähnlichen Niederschlagsinput, befinden sich aber in deutlich verschiedenen Reliefpositionen und weisen daher eine unterschiedliche Profilgenese auf.

Tab. 5.52: Ähnlichkeit der gemessenen Bodenwassermessreihen (Nash/Sutcliffe-Koeffizient E)

	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
bma		0,03	-1,32	-0,29	-1,04	-2,22	0,06	-11,25	-1,39	-3,85
bmg			-0,29	0,56	0,16	-0,64	-0,16	-9,99	-2,18	-3,10
bmw				-0,58	-1,01	-4,37	-3,93	-22,02	-6,84	-9,43
bia1					0,22	-1,06	-0,31	-10,83	-2,13	-3,72
big1						-2,88	-0,52	-9,09	-2,04	-3,07
biw1							0,57	-2,72	0,51	0,07
bia2								-5,69	-0,71	-0,76
bga									-5,97	-3,99
bgg										-0,10

Tab. 5.53: Ähnlichkeit der gemessenen Bodenwassermessreihen (Bestimmtheitsmaß R^2)

	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
bma		0,50	0,33	0,47	0,19	0,39	0,56	0,52	0,35	0,23
bmg			0,49	0,66	0,42	0,64	0,62	0,60	0,47	0,46
bmw				0,38	0,24	0,52	0,37	0,30	0,46	0,45
bia1					0,40	0,60	0,75	0,66	0,43	0,44
big1						0,02	0,35	0,44	0,35	0,36
biw1							0,61	0,56	0,59	0,59
bia2								0,64	0,80	0,35
bga									0,52	0,38
bgg										0,48

Tab. 5.54: Ähnlichkeit der gemessenen Bodenwassermessreihen (Willmott-Koeffizient d)

	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
bma		0,78	0,54	0,73	0,60	0,69	0,80	0,36	0,59	0,50
bmg			0,69	0,89	0,79	0,73	0,76	0,38	0,57	0,56
bmw				0,69	0,64	0,53	0,51	0,28	0,45	0,42
bia1					0,79	0,68	0,75	0,38	0,57	0,53
big1						0,23	0,65	0,38	0,55	0,54
biw1							0,86	0,53	0,84	0,80
bia2								0,45	0,69	0,67
bga									0,72	0,61
bgg										0,79

Der relativ unempfindliche Willmott-Koeffizient zeigt bei einem Grenzwert von $\geq 0,8$ für vier Standortkombinationen eine Übereinstimmung der Messreihen bmg/bia1, biw1/bia2, biw1/bgg und biw1/bgw. Drei Standortkombinationen sind identisch mit den höchsten Nash/Sutcliffe-Koeffizienten. In Tab. 5.56 sind nochmals die einzelnen Standorte mit ähnlich verlaufenden Messreihen zusammengestellt. Von den sechs Standortkombinationen zeigen jedoch nur drei bei den Vergleichen der Simulationen der Standorte b mit den Messreihen der Standorte a, bzw. umgekehrt kein eindeutiges Simulationsergebnis (vgl. Kap. 5.3). Ein ähnlicher Verlauf der Messreihen kann daher nicht die Ursache von ähnlichen Simulationsergebnissen sein.

Tab. 5.56: Ähnliche Messreihen im Vergleich mit der Eindeutigkeit der Simulationen für diese Standorte

a-b	a-b	b-a
bmg-bia1	-	-
biw1-bia2	x	-
biw1-bgg	-	-
biw1-bgw	-	-
bia1-bia2	-	x
bia2-bgg	-	x

Im Folgenden soll überprüft werden, inwieweit sich die bodenphysikalische Ausstattung der Standorte ähnelt oder unterscheidet. Dabei wird von der Annahme ausgegangen, dass eine ähnliche bodenphysikalische Ausstattung der Standorte auch zu ähnlichen Simulationsergebnissen führt. Dazu sind in Tab. 5.57 die Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test für den Vergleich von 10 Bodenparametern zusammengestellt. In den einzelnen Spalten sind jeweils die Parameter für die jeweilige Standortkombination aufgelistet, die auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ gleich sind. Spiegelbildlich ist die Anzahl der übereinstimmenden Bodenparameter als Zahl angegeben; grau hinterlegt sind die Standortkombinationen bei denen die Simulation anderer Standorte (Spalte) eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten (Reihe) erbrachte, als die Simulation für diesen Standort (vgl. Kap. 5.3).

5 Simulation des Bodenwasserhaushalts

Tab. 5.57: Mann-Whitney-U-Test über die Ähnlichkeit ausgewählter Bodenparameter zwischen den einzelnen Standorten. In der Tabelle sind die Bodenparameter eingetragen, die sich auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ nicht unterscheiden ($n = 8$).

	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
bma		S, U, T, pt, GPV, LK, FK, nFK, ksat _g	U, pt, GPV, LK, FK, nFK, TW, ksat _g	S, pt, GPV, FK, nFK, ksat _g	T, pt, GPV, LK, FK, ksat _g	S, pt, GPV, LK, nFK, ksat _g	U, pt, GPV, nFK, ksat _g	pt, GPV, nFK, ksat _g	nFK, ksat _g	GPV, ksat _g
bmg	9		U, pt, GPV, LK, FK, nFK, TW, ksat _g	U, T, pt, GPV, FK, nFK, TW	U, T, pt, GPV, LK, FK, nFK, TW	T, pt, GPV, LK, FK, nFK, TW, ksat _g	U, T, pt, GPV, LK, FK, nFK, TW	pt, GPV, nFK, ksat _g	pt, GPV, LK, nFK, ksat _g	pt, GPV, FK, nFK, ksat _g
bmw	8	8		pt, GPV, LK, FK, nFK, TW, ksat _g	S, pt, GPV, LK, TW, ksat _g	pt, GPV, LK, FK, nFK, TW, ksat _g	LK, nFK, ksat _g	pt, GPV, nFK, ksat _g	LK, nFK, ksat _g	U, pt, GPV, nFK, ksat _g
bia1	6	7	7		U, pt, GPV, LK, TW	S, U, T, pt, GPV, LK, FK, nFK, TW, ksat _g	U, T, pt, GPV, LK, FK, nFK, ksat _g	pt, GPV, nFK	pt, GPV, LK, nFK	pt, GPV, FK, nFK
big1	6	8	6	5		S, U, T, pt, GPV, LK, TW, ksat _g	U, GPV, LK, TW, ksat _g	pt, GPV, nFK	LK, nFK	pt, GPV, nFK
biw1	6	8	7	10	8		U, T, pt, GPV, LK, nFK, ksat _g	pt, GPV, nFK, ksat _g	LK, nFK, ksat _g	pt, GPV, nFK, ksat _g
bia2	5	8	3	8	5	7		pt, GPV, nFK	pt, GPV, LK, nFK	pt, GPV, FK, nFK
bga	4	4	4	3	3	4	3		T, pt, LK, FK, nFK, TW	GPV, LK, FK, nFK, TW
bgg	2	5	3	4	2	3	4	6		S, U, T, GPV, FK, nFK, TW, ksat _g
bgw	2	5	5	4	3	4	4	5	8	

(S = Sand, U = Schluff, T = Ton, pt = Trockenrohichte, GPV = Gesamtporenvolumen, LK = Luftkapazität, FK= Feldkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasseranteil, ksat_g = gesättigte Gesamtleitfähigkeit)

Auf den ersten Blick lassen sich Unterschiede zwischen Standorten in Meckel und Idenheim im Vergleich mit den Standorten in Greverath beobachten; maximal fünf Parameter sind bei den jeweiligen Standortpaaren statistisch gleich. Zwischen den Standorten in Meckel und Idenheim sind zwischen drei (bia2/bmw) und acht Parameter gleich. Alle zehn Parameter sind nur bei dem Standortpaar biw1/bia2 in Idenheim statistisch gleich. Vergleicht man nun die Standorte für die mit einer Simulation eines anderen Standortes eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten erzielt wurde mit der Anzahl an statistisch gleichen Bodenparametern, dann zeigen diese Standortpaare zwar durchweg eine hohe Ähnlichkeit der bodenphysikalischen Standortausstattung, jedoch ergeben sich auch Kombinationen, die sich von den Standorteigenschaften noch ähnlicher sind und für die trotzdem kein eindeutig bestes Simulationsergebnis erreicht wurde.

5.4.2 Parametrisierung

In Tab. 5.58 sind die mittleren Werte der gemessenen gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und des Gesamtporenvolumens und die mit Rosetta Lite bestimmte gesättigte Matrixleitfähigkeit und die van Genuchten Parameter der drei Parametrisierungsvarianten zusammengestellt. Die über die Stechzylinder ermittelte gesättigte Leitfähigkeit ist ca. 10-mal so hoch wie die über Bodenart und Trockenrohdichte (var0) bestimmte Matrixleitfähigkeit ($27,1 \text{ cm d}^{-1}$). Die Berücksichtigung der Wassergehalte bei pF 2,5 und 4,2 führt nur zu einer geringfügigen Erhöhung der mittleren Matrixleitfähigkeit auf $30,8 \text{ cm d}^{-1}$ (var1). Das Gesamtporenvolumen ist wie auch schon in Kap. 4.4.4 beschrieben bei der Ermittlung über die Stechzylinder am höchsten. Bei den Varianten var0 und var1 ist der mittlere Sättigungswassergehalt ca. 3 Vol.-% geringer. Dieser Unterschied kann über die unterschiedliche Definition von maximaler Wasserkapazität und Sättigungswassergehalt erklärt werden. Bei Variante var2 wurde die maximale Wasserkapazität mit dem Sättigungswassergehalt gleichgesetzt, daher sind die Mittelwerte identisch. Der mittlere Alpha-Wert ist bei Variante var0 mit 1,27 am geringsten. Bei Variante var1 liegt er im Mittel bei 2,33 und bei Variante var2 ist er mit 12,3 fast um das sechsfache höher. Zu beachten ist der im Vergleich zu den Varianten var0 und var1 fast doppelt so hohe Variationskoeffizient, welcher die hohe horizontspezifische Differenzierung des Alpha-Wertes bei Variante var2 deutlich macht. Der mittlere n -Wert sinkt dagegen von 1,502 bei Variante var0 auf 1,177 bei Variante var2 .

Diese Ergebnisse zeigen, dass nahe Sättigung der Wassergehalt bei Variante var2 mit zunehmender Saugspannung sehr schnell abnimmt und hohe Wasserleitfähigkeiten nur in einem schmalen Saugspannungsbereich realisiert werden. Der im Vergleich zu den anderen Parametrisierungsvarianten geringe n -Wert führt im mittleren Teil der Retentionskurve bei zunehmender Saugspannung nur zu einer geringen Abnahme des Wassergehaltes. Bei Variante var0 ist das Gegenteil der Fall; nahe Sättigung wird über einen relativ weiten Saugspannungsbereich eine hohe Wasserleitfähigkeit bei nur geringer Änderung des Wassergehaltes aufrechterhalten. Im mittleren Teil der Retentionskurve führen kleine Änderungen der Saugspannungen zu einer hohen Veränderung des Wassergehaltes. Vor diesem Hintergrund sind die Simulationsergebnisse zu bewerten.

Tab. 5.58: Mittelwerte der bodenphysikalischen Messwerte und der van Genuchten/Mualem Parameter (in Klammern die Variationskoeffizienten).

	<i>ksat</i> [cm d ⁻¹]	<i>Theta s</i> [cm ³ cm ⁻³]	<i>alpha</i> [m ⁻¹]	<i>n</i> [-]
Boden	278,3 (191,5)	0,451 (14,5)	-	-
var0	27,1 (134,2)	0,426 (13,5)	1,27 (72,1)	1,502 (8,0)
var1	30,8 (137,3)	0,429 (13,2)	2,33 (80,6)	1,375 (14,9)
var2	30,8 (137,3)	0,451 (14,5)	12,3 (169,6)	1,177 (12,3)

Verkompliziert wird die Beziehung von Saugspannung, Wassergehalt und Wasserleitfähigkeit durch die Berücksichtigung der Makroporen im Modell. Die Parametrisierung des Makroporenflusses erfolgte für alle Standorte in Meckel und Idenheim gleich (vgl. Kap. 4.4.5). Ab einem Grenzwassergehalt bei pF 2,5 wurde die hydraulische Leitfähigkeit von der Matrixleitfähigkeit bis zur Sättigung des Bodenausschnitts linear auf die Gesamtleitfähigkeit erhöht. Der horizontspezifische Grenzwassergehalt ermöglicht ein differenziertes Anspringen der Makroporen im Bodenprofil. Aufgrund der Porengrößenverteilung kommt es daher in den oberen Horizonten in der Regel schon bei einer relativ geringen Sättigung des Horizonts zu einer Leitfähigkeitserhöhung, die dann aber nur langsam, über einen relativ großen Porenbereich bis zur Sättigung des Horizontes zunimmt. In den tieferen Horizonten mit einem engen Porenspektrum ist der Porenraum bis zum Erreichen der gesättigten Gesamtleitfähigkeit kleiner, so dass der lineare Anstieg ab dem Grenzwassergehalt sehr schnell verläuft. Diese Modellvorstellung impliziert, dass im Oberboden wesentlich mehr Makroporen vorhanden sind als im Unterboden und das Wasser schon bei relativ geringer Sättigung zu einer Erhöhung der Leitfähigkeit führt, da das Wasser dann an den Makroporenwandungen herläuft. Weitergehende Ausführungen finden sich in Kap. 7.5.5.

5.4.3 Randbedingungen des Modellhangs

Wie bereits in Kap. 5.1 beschrieben kann im Realsystem sowohl aus Bereichen oberhalb des betrachteten Hangausschnitts Bodenwasser durch laterale Fließprozesse in den „Modellhang“ einfließen, als auch in Bereiche unterhalb wieder abfließen. Daher sind die Randbedingungen ‚Nullfluss‘ am linken und ‚Sickerrand‘ am rechten Modellrand konzeptionell zu betrachten. Die physikalisch „richtige“ Randbedingung „freie Drainage“ für den rechten Modellrand würde jedoch dazu führen, dass der Modellhang langsam „leerläuft“, da das Wasser nicht von hangaufwärtigen Bereichen ersetzt werden kann. Um dieses Problem zu umgehen müsste der Modellhang immer an der Wasserscheide beginnen. Da in dieser Arbeit der Focus auf den bodenphysikalischen Standorteigenschaften liegt, wurde bei der Festlegung der Randbedingungen bewusst der konzeptionelle Weg gegangen. Besonders bei den Standorten *bia1* und *big1* muss aber beachtet werden, dass sie auf einem Unterhangbereich liegen und daher besonders von Bereichen oberhalb beeinflusst werden.

5.4.4 Messung und Simulation

In Tab. 5.59 sind die höchsten Werte der Gütemaße für jeden Standort in Abhängigkeit der Tiefenstufe und der Parametrisierungsvariante dargestellt. Eine eindeutige Überlegenheit

einer Parametrisierungsvariante ist nicht festzustellen. Auch eine Landnutzungs- oder Standortabhängigkeit ist nicht zu erkennen. Jedoch fällt auf, dass eine Parametrisierungsvariante oft für einen Teil des Profils, oder sogar für das ganze Profil die beste Übereinstimmung von Messwert und Simulation zeigt. In den oberen beiden Tiefenstufen führt Variante var0 nur 5- bzw. 7-mal zu den besten Übereinstimmungen zwischen Simulation und Messwert. Bodenart und Trockenrohddichte allein können die Retentionseigenschaften des Bodens in dieser Tiefenstufe daher nicht korrekt beschreiben. Die Varianten var1 und var2 führen in den oberen 20 cm wesentlich öfter zu einer besseren Simulationsgüte. In den Tiefenstufen darunter führen Variante var0 und var1 häufiger zu den besten Simulationsergebnissen. Die Bodenfeuchte des Gesamtprofils wird dagegen mit var2 in den meisten Gütemaßen am besten abgebildet.

Insgesamt wird in 95 Fällen mit var0 am häufigsten die beste Übereinstimmung erzielt; gefolgt von Variante var2, die in 83 Fällen die Messwerte am besten beschreibt. Variante var1 führt nur in 58 Fällen zu der besten Abbildung der Messwerte. Werden nur die einzelnen Gütemaße betrachtet, dann hat das Bestimmtheitsmaß der Variante var0 in 39 Fällen den höchsten Wert. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient und der Willmott-Koeffizient der Variante var2 haben in 34 bzw. 35 Fällen die beste Übereinstimmung (Tab. 5.60).

Das Ergebnis überrascht, da die Parametrisierungsvarianten, welche die größten Differenzen aufweisen, die beste Übereinstimmung mit den Messwerten liefern. Auf der einen Seite die Parametrisierungsvariante, in der die van Genuchten/Mualem-Parameter aus Pedotransferfunktionen über Bodenart und Trockenrohddichte abgeleitet wurden, auf der anderen Seite die Parametrisierungsvariante, bei der die Parameter über das Gesamtporenvolumen und drei Punkte der pF-Kurve bestimmt wurden. Die Abbildung zeigt auch, dass der Wassergehalt der oberen 20 cm nicht durch eine Retentions- und Leitfähigkeitskurve, die nur über die Bodenart und die Trockenrohddichte abgeleitet wurde (var0), dargestellt werden kann. Hier müssen noch weitere Parameter berücksichtigt werden. Dies geschieht über zwei zusätzliche Punkte der pF-Kurve (var1) oder durch eine Anpassung der pF-Kurve an Laborwerte (var2). Aber schon in einer Tiefe ab 20 cm kann mit Bodenart und Trockenrohddichte als Eingangsparemeter für die Ableitung der van Genuchten/Mualem-Parameter in vielen Fällen der Wassergehalt am besten abgebildet werden. Die Hinzunahme der Wassergehalte bei pF 2,5 und 4,2 für die Bestimmung der Modellparameter führt nur an zwei Standorten zu einer Verbesserung der Simulationen. Die Ableitung der Retentionskurve über vier Punkte der Wasserspannungskurve führt besonders bei den Profilen mit lang andauernden Perioden von hohen Wassergehalten im Boden zu guten Ergebnissen, da aufgrund der Parametrisierung das gemessene Gesamtporenvolumen zur Verfügung steht und das Wasser auch bei geringen pF-Werten aufgrund der gewählten van Genuchten/Mualem-Parameter nicht so schnell versickern kann. Auffällig ist, dass für den mittleren Wassergehalt im Profil bei fünf Standorten mit Parametrisierungsvariante var2 das beste Simulationsergebnis erzielt wurde.

Bei den drei Waldstandorten zeigt sich, dass der simulierte Bestandesniederschlag stark vom gemessenen Bestandesniederschlag abweicht. An den Standorten Meckel Wald und Idenheim Wald sind es ca. 8,5 % und am Standort Greverath Wald sogar 15 %. Die Parametrisierung der Waldvegetation (Bedeckungsgrad, BFI) ist für die untersuchten Standorte nicht optimal und führt besonders in Greverath zu einer deutlichen Überschätzung des wichtigsten Inputparameters Niederschlag.

Tab. 5.59: Die besten Simulationen für die einzelnen Tiefenstufen aller zehn Standorte.

[cm]	bma	bmg	Bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	Bgg	bgw
0-10	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
10-20	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
20-30	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
30-40	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
40-50	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
50-60	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
60-70	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
70-80	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
0-Ges.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Tab. 5.60: Die Anzahl der Gütemaße mit der besten Übereinstimmung von Messwert und Simulation in Abhängigkeit der Parametrisierungsvariante.

[cm]	n	var0				var1				var2			
		R ²	N/S	W	Σ	R ²	N/S	W	Σ	R ²	N/S	W	Σ
0-10	10	3	2	0	5	4	4	5	13	3	4	5	12
10-20	10	2	3	2	7	5	3	5	13	3	4	4	11
20-30	10	6	5	5	16	1	1	2	4	2	3	3	8
30-40	10	3	3	3	9	2	2	2	6	4	4	4	12
40-50	10	5	4	4	13	2	2	2	6	4	3	4	11
50-60	10	7	3	4	14	1	2	2	5	2	5	4	11
60-70	9	5	4	5	14	2	1	1	4	1	4	3	8
70-80	4	4	1	1	6	0	2	1	3	1	2	2	5
0-Ges.	10	4	3	4	11	1	2	1	4	4	5	6	15
Σ	83	39	28	28	95	18	19	21	58	24	34	35	83

Werden die Gütemaße betrachtet, dann zeigt sich, dass Aufgrund der mit der Tiefe geringer werdenden Spannweiten der Mess- und Simulationswerte der RMSE geringer wird. Das Bestimmtheitsmaß nimmt ebenfalls mit zunehmender Tiefe geringere Werte an, was bedeutet, dass die Wendepunkte der Bodenfeuchteganglinien mit dem korrekten Betrag mit zunehmender Tiefe immer schlechter simuliert werden können. Dies liegt vor allem an der Ungenauigkeit der Bodenfeuchtemessung, die bei einer geringeren Schwankungsbreite der Messwerte deutlich höher ins Gewicht fällt. Genauso verhält es sich mit den Werten des Nash/Sutcliffe- und Willmott-Koeffizienten, die ebenfalls in den meisten Fällen in den oberen Bodenbereichen höhere Werte als in den tieferen Abschnitten haben. Werden die Grenzwerte von 5 Vol.-% für den RMSE, 0,7 für das Bestimmtheitsmaß, 0,5 für den Nash/Sutcliffe-Koeffizienten und 0,8 für den Willmott-Koeffizienten als Maß für ein gutes Simulationsergebnis festge-

legt, dann wird für die Standorte bma, bmg, bia1 (var2), biw (var0), bia2 und bga (bia1) ein gutes Simulationsergebnis erzielt. Wird die Eindeutigkeit der Beziehung zwischen Standort, Parametrisierung, Messwerten und Simulation als Gütemaß für eine gute Modellierung herangezogen, dann kann für die Standorte bma, bmw, bia1, bia2, bga und bgw von einem guten Simulationsergebnis gesprochen werden. Damit wurde je nach Gütekriterium für sechs oder sieben Standorte ein gutes Simulationsergebnis erzielt (Tab. 5.61). Auffällig ist, dass Standorte, für die mit Parametrisierungsvariante var2 das beste Simulationsergebnis erzielt wurde (vgl. Tab. 5.59), mit Simulationen von anderen Standorten noch bessere Übereinstimmungen erzielt wurden. Daher scheint Parametrisierungsvariante var2 für die Simulation der Standorte ungeeignet.

Tab. 5.61: Standorte mit einem „guten“ Simulationsergebnis, getrennt nach den Kriterien Gütemaß und Eindeutigkeit der Simulation.

Standort	Gütemaße	Eindeutigkeit der Simulation
bma	x	x
bmg	x	
bmw		x
bia1	x	x
big1		
biw1	x	
bia2	x	x
bga	x	x
bgg		
bgw		x

5.4.5 Der dominante Abflussprozess – Prozessbeurteilung

Der Vergleich der Abflussprozesse mit den Parametrisierungsvarianten zeigt, dass die Varianten var0 und var1 nur an zwei bzw. fünf Standorten während des Bilanzzeitraums von 1995 bis 2001 (sehr geringen) Oberflächenabfluss simulieren. Variante var2 simuliert dagegen an sieben Standorten deutlich mehr Oberflächenabfluss. An den Waldstandorten wird mit allen Varianten kein Oberflächenabfluss erzeugt. Variante var0 simuliert nur an den Grünlandstandorten bmg und bgg Oberflächenabfluss. Mit Variante var1 wird auch an zwei der drei Ackerstandorte geringer Oberflächenabfluss simuliert. Variante var2 führt außer an den Waldstandorten an allen Standorten zu Oberflächenabfluss.

Bei der Simulation von Zwischenabfluss unterscheiden sich die Parametrisierungsvarianten nicht so deutlich voneinander. Variante var0 simuliert bei allen Standorten den geringsten Zwischenabfluss. Die Varianten var1 und var2 zeigen höhere Zwischenabflussmengen.

Die Sickerwassermengen unterscheiden sich zum Teil sehr deutlich voneinander. Hier führt Parametrisierungsvariante var0 bis auf den Standort bmg zu den höchsten Sickerwassermengen.

Tab. 5.62: Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Sickerwasser (1995-2000) der einzelnen Standorte bei den drei Parametrisierungsvarianten.

	Oberflächenabfluss			Zwischenabfluss			Sickerwasser		
	var0	var1	var2	var0	var1	var2	var0	var1	var2
	[%]			[%]			[%]		
bma	0,0	0,3	3,2	0,2	2,1	16,7	47,6	41,7	32,6
bmj	0,3	0,1	1,8	0,8	0,5	0,8	32,4	36,4	38,9
bmw	0,0	0,0	0,0	12,5	30,1	15,5	25,3	12,4	30,9
bia1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,6	2,0	42,0	41,6	41,3
big1	0,0	0,1	2,9	3,2	8,5	12,1	20,7	12,9	14,3
biw1	0,0	0,0	0,0	1,2	13,1	9,9	26,4	20,0	29,9
bia2	0,0	0,0	0,3	3,0	8,9	33,2	36,6	33,0	14,7
bga	0,0	0,5	2,5	0,0	0,0	0,1	68,0	50,8	49,9
bgg	1,9	1,1	4,8	0,2	0,0	0,0	38,0	34,1	38,6
bgw	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	34,2	31,8	25,0

Aus Tab. 5.62 ist ersichtlich, dass im Bilanzzeitraum – bis auf Standort bmw mit Parametrisierungsvariante var1 – immer die Tiefensickerung dominiert. Da sich die Prozessbeurteilungsschemata aber auf konkrete Niederschlagsereignisse beziehen, die entweder kurz und intensiv oder lang andauernd sind und nicht auf ein mittleres Standortverhalten, wurden bei Auftreten von Oberflächen- oder Zwischenabfluss diese als dominant angesehen. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 5.63, 5.64 und 5.65 getrennt nach Landnutzungen dargestellt. Die Simulationen der Ackerstandorte in Meckel und Idenheim erbrachten neben der Tiefensickerung, Zwischenabfluss als dominanten Abflussprozess. Die Prozessbeurteilungsschemata führen dagegen überwiegend zu gesättigtem Oberflächenabfluss als dominantem Abflussprozess. Die hohe Makroporosität der Profile führt in den Prozessbeurteilungsschemata lediglich zu einem verzögert einsetzenden gesättigten Oberflächenabfluss, jedoch nicht zu einem oberflächenparallelen Abfließen des Wassers. Bei kurzen, intensiven Niederschlagsereignissen ist im PBS bei starken Vergleichungsmerkmalen kein laterales Fließen möglich. Bei lang andauerndem Niederschlag sind die lateralen Fließwege im Unterboden von Bedeutung und werden im PBS abgefragt. Eine Beurteilung der Ausrichtung der Makroporen ist jedoch nur schwer möglich. Beim Standort bma wird auch bei einer Vegetationsbedeckung von über 50 % in Perioden ohne Stauwassereinfluss HOF2 bestimmt, da im PBS die Makroporosität des Unterbodens nicht abgefragt wird. Am Standort bia2 wurde für extensive, lange Niederschläge SSF als dominierender Abflussprozess bestimmt. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der Simulation. Auch am Standort bga stimmt der dominante Abflusstyp mit der Simulation (var2) überein, obwohl eine Verschlammung der Bodenoberfläche im Modell nicht berücksichtigt werden kann. Dies ist daher nur auf den Einfluss der van Genuchten-Parameter zurückzuführen und nicht auf eine zu geringe gesättigte Leitfähigkeit.

Tab. 5.63: Vergleich der dominanten Abflussprozesse der Standortsimulationen mit den Bewertungen den Prozessbeurteilungsschemata für Ackerstandorte.

Standort	Sim.	kurze, intensive Niederschläge				extensive, lange Niederschläge			
		Vegetation < 50 %		Vegetation > 50 %		Vegetation < 50 %		Vegetation > 50 %	
		mit SW	ohne SW	mit SW	ohne SW	mit SW	ohne SW	mit SW	ohne SW
bma	SSF	SOF2	HOF2	SOF2	HOF2	SOF2		HOF2	
bia1	SSF	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2
bia2	SSF	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2	SSF1	SOF2	SSF1	SOF2
bga	HOF/DP	-	HOF1	-	HOF1	-	HOF2	-	DP

Der Vergleich der simulierten und über die Prozessbeurteilungsschemata bestimmten Abflussprozesse der Grünlandstandorte zeigt eine bessere Übereinstimmungen der dominanten Prozesse als die Ackerstandorte, obwohl auch hier die Eigenschaften der Bodenoberfläche (Wurzelfilz/hydrophober Humus) in den Simulationen nicht berücksichtigt werden konnten. Demzufolge ist auch hier die Simulation von Horton'schem Oberflächenabfluss nur auf die Parametrisierung des obersten Bodenhorizonts zurückzuführen. Am Standort big1 wird im PBS Zwischenabfluss bestimmt, da sich der Stauwasserkörper tiefer als 0,4 m unter der Geländeoberfläche befindet und die Hangneigung mehr als fünf Prozent beträgt. An den Standorten bmg und bgg wird aufgrund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit im Oberboden Horton'scher Oberflächenabfluss simuliert.

Tab. 5.64: Vergleich der dominanten Abflussprozesse der Standortsimulationen mit den Bewertungen den Prozessbeurteilungsschemata für Grünlandstandorte.

Standort	Simulation	kurze, intensive Niederschläge		extensive, lange Niederschläge	
		mit Stauwasser	ohne Stauwasser	mit Stauwasser	ohne Stauwasser
bmg	HOF/SSF	SOF2	HOF2	HOF2	HOF2
big1	SSF	SSF1	SSF2	SSF1	SSF2
bbg	HOF	HOF2		HOF2	HOF2

Bei den Waldstandorten wird über das PBS in den Perioden ohne Stauwassereinfluss der Abflussprozess bestätigt, der auch in den Simulationen der jeweiligen Standorte neben der Tiefensickerung dominiert. Mit Stauwasser wird in dem PBS gesättigter Oberflächenabfluss bestimmt, der jedoch im Modell nicht simuliert werden konnte.

Tab. 5.65: Vergleich der dominanten Abflussprozesse der Standortsimulationen mit den Bewertungen den Prozessbeurteilungsschema für Waldstandorte.

Standort	Simulation	kurze, intensive Niederschläge und extensive, lange Niederschläge	
		mit Stauwasser	ohne Stauwasser
bmw	SSF	SOF1	SSF3
biw1	SSF	SOF2	SSF3
bgw	DP	-	DP

Vergleicht man die Abflussprozesse mit der gemessenen, mittleren relativen Sättigung im Profil (Tab. 5.54), dann lassen sich interessante Zusammenhänge erkennen. Die Standorte mit der höchsten Sättigung im Gesamtprofil (bmw und big1) haben die höchsten Zwischenabflussmengen. Die hohe Sättigung in der Tiefenstufe 0 bis 10 cm führt an den Grünlandstandorten bmg und bgg zu Oberflächenabfluss. Der simulierte Horton'sche Oberflächenabfluss steht daher möglicherweise im Zusammenhang mit einer hohen Sättigung der oberen 10 cm des Bodens. Die geringere mittlere Sättigung des Waldstandorts biw1 führt neben der geringeren Hangneigung im Vergleich zum Waldstandort bmw zu einem geringeren Zwischenabflussanteil. In Tab. 5.66 ist der Profilbereich grau hinterlegt, der sich im Bereich der Basislage befindet. Deutliche Sprünge in der relativen Sättigung sind an den Standorten bmw, biw1, bia2 und bgg zu erkennen.

Tab. 5.66: Mittlere relative Sättigung (%) der einzelnen Tiefenstufen und des Gesamtprofils.

Tiefe	bma	bmg	bmw	bia1	big1	biw1	bia2	bga	bgg	bgw
0-10	74,2	81,4	83,8	77,4	78,6	68,5	71,8	41,7	84,6	53,5
10-20	79,2	79,9	75,2	66,9	77,7	51,9	69,4	40,6	70,0	60,0
20-30	78,8	78,9	78,9	70,3	75,0	48,8	62,5	35,8	63,7	44,3
30-40	79,3	76,3	86,9	75,6	81,0	52,6	73,9	37,1	60,1	45,7
40-50	81,7	72,4	82,2	81,0	90,1	66,5	72,9	40,7	73,0	53,4
50-60	77,9	74,4	90,7	81,7	93,1	69,0	86,4	36,7	84,0	55,4
60-70	85,3	77,8	89,2	81,9	89,4	78,0	96,4	48,9	85,4	
70-80	83,1	79,1		87,2	86,2				72,0	
Gesamt	79,3	77,3	83,3	77,2	83,1	61,4	71,2	39,8	73,1	48,9

5.4.6 Zusammenfassung der Simulationsergebnisse der Bodenfeuchtestandorte

Der Verlauf des Bodenwassergehaltes konnte in Anbetracht der ungenauen Messungen mit dem Modell und der gewählten Parametrisierungsstrategie für die Mehrzahl der Standorte nachvollzogen werden. Jedoch führt keine der drei Parametrisierungsvarianten zu eindeutig besseren Simulationsergebnissen; je nach Standort und Gütekriterium wurde mit Variante var0, var1 oder var2 die besten Übereinstimmungen erzielt. Ungenauigkeiten in der Parametrisierung der Vegetationseigenschaften, aber z. T. auch die Ähnlichkeit der Messreihen und der bodenphysikalischen Ausstattung führte an verschiedenen Standorten zu einem nicht eindeutig besten Simulationsergebnis. Die mit den unterschiedlichen Parametrisierungsvarianten simulierten Abflussprozesse unterscheiden sich deutlich für die lehmig-tonigen Substrate (Meckel und Idenheim, Zwischenabfluss) und die schluffig/lehmig sandigen Substrate (Greverath, Tiefensickerung). Gesättigter Oberflächenabfluss wurde nicht simuliert, aber oftmals im Prozessbeurteilungsschema als dominierender Prozess ausgewiesen. Das Auftreten von Horton'schem Oberflächenabfluss ist neben den Bodeneigenschaften maßgeblich von den Oberflächeneigenschaften (Verschlammung, Wurzelfilz) abhängig. Diese Informationen standen für die Standorte nicht zur Verfügung und können von dem gewählten Modell auch nicht abgebildet werden. Der simulierte Horton'sche Oberflächenabfluss ist daher nur auf die Bodeneigenschaften und damit auf die Bodenparametrisierung zurückzuführen. In den Prozessbeurteilungsschemata wird im Gegensatz zu den Simulationen sehr oft gesättigter Oberflächenabfluss als dominanter Prozess bestimmt. Da Tiefensickerung, Ober-

flächen- und Zwischenabfluss an den Standorten nicht gemessen wurden, muss die Plausibilität der simulierten Abflussprozesse in einem weiteren Schritt überprüft werden. Dazu werden in den folgenden Kapiteln die über Lysimeter gemessene Tiefensickerung und die über Beregnungsversuche bestimmten Abflussprozesse simuliert.

6 Simulation der Sickerwassers

An acht der im vorhergehenden Kapitel beschriebenen Standorte wurde von TRESSEL (2002) im Zeitraum von 1994 bis 1998 über Lysimeter (vgl. Kap. 4.1.2) die Sickerwassermenge bestimmt. In diesem Kapitel werden die Simulationsergebnisse für die Lysimeterstandorte (Tab. 6.1) dargestellt.

Tab. 6.1: Lysimeterstandorte

Kurz	Standort	Lysimeterhöhe [m] [m]	Durchwurzelungstiefe [m]
lma	Lysimeter Meckel Acker	0,75	variabel (max. 0,60)
lmg	Lysimeter Meckel Grünland	0,70	0,40
lmw	Lysimeter Meckel Wald	0,40	0,40
lia1	Lysimeter Idenheim Acker 1	0,80	variabel (max. 0,65)
lia2	Lysimeter Idenheim Acker 2	0,80	variabel (max. 0,60)
lga	Lysimeter Greverath Acker	0,80	variabel (max. 0,60)
lgg	Lysimeter Greverath Grünland	0,70	0,60
lgw	Lysimeter Greverath Wald	0,60	0,60

6.1 Parametrisierung

Aufgrund der Bauweise der Lysimetern wird im Modell sowohl am rechten, als auch am linken Rand eine Nullflussrandbedingung verwendet. Ohne Hangneigung wird damit die Wasserbewegung im Lysimeter im eindimensionalen Fall betrachtet. Am unteren Rand wird eine Sickerrandbedingung angenommen, da es sich um Gravitationslysimeter handelt und kein Saugspannungsgradient den Fluss aus dem Lysimeter bestimmt (Fig. 6.1).

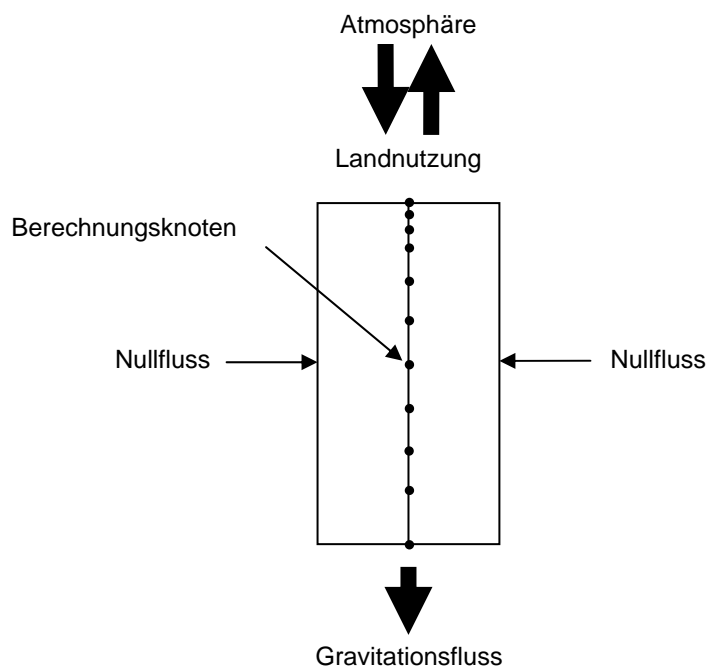


Fig. 6.1: Schematische Darstellung der Modellstruktur für die Lysimeterstandorte.

Die Boden- und Landnutzungsparametrisierung entspricht bei den Acker- und Grünlandstandorten denen der Bodenfeuchtemessfelder. Als problematisch hat sich die Parametrisierung der Lysimeter unter Waldnutzung erwiesen. Denn hier kommt neben dem Inseleffekt eines Lysimeters und den zur Umgebung veränderten Randbedingungen noch die deutlich veränderte Transpiration in den Waldlysimetern. Diese wird lediglich über die Wurzeln der Kraut- und Strauchschicht beeinflusst und nicht durch die Verdunstung aus der Baumschicht. Die Landnutzungsparameter wurden daher soweit wie möglich einer Waldbodenoberfläche angepasst. Die Niederschläge der Station Speicher wurden über die Wochensummen des Bestandesniederschlags (vgl. Kap. 4.4.3 und 5.1) korrigiert, sie gehen somit als Bestandesniederschlag in das Modell ein.

6.2 Langzeitsimulationen der Sickerwassermengen

Standort Meckel Acker (Ima)

In Fig. 6.2 sind die simulierten Sickerwassermengen den gemessenen Werten gegenübergestellt. Die Balken zeigen die mit den drei Parametrisierungsvarianten simulierten und zu Monatswerten aggregierten Sickerwassermengen. Die roten Punkte geben den arithmetischen Mittelwert der monatlichen Sickerwassersumme der drei Lysimeterparallelen an. Die blauen Balken zeigen die monatliche Niederschlagssumme. Der Verlauf der Sickerwasserbildung wird an diesem Standort mit allen Parametrisierungsvarianten nachgezeichnet. Auffällig ist jedoch die, mit allen Varianten simulierte, hohe Sickerwassermenge im Januar 1995, die weit über dem gemessenen Wert liegt. Eine mögliche Ursache dieser Diskrepanz kann in dem begrenzten Volumen der Kanister liegen, in denen das Sickerwasser bis zur wöchentlichen Leerung gespeichert ist. Die Kanister können maximal 10 Liter aufnehmen. Bei wöchentlicher Leertung können demnach maximal 40 Liter pro $0,25 \text{ m}^2$ (Lysimeterfläche) bzw. 120 Liter pro Quadratmeter im Monat aufgefangen werden. Dies entspricht in etwa dem Messwert im Januar. Daher kann davon ausgehen werden, dass das Überschüssige Sickerwasser als Nachlauf der Messung verloren gegangen ist. Andere mögliche Erklärungen könnten eine temporäre Bodengefrohnis gewesen sein, auf der ein Teil des Niederschlags oberflächlich abgefließen ist oder Oberflächenabfluss über die Lysimeteroberkante infolge einer Sättigung der Bodensäule.

Auch im weiteren Verlauf, bis zum Mai 1995, ist die gemessene Sickerwassermenge geringer als die simulierten Werte, jedoch wird die Differenz immer geringer. Im Oktober 1995 wird erstmals ein deutlicher Unterschied in der Sickerwassersimulation der drei Parametrisierungsvarianten ersichtlich; während die Varianten var0 und var1 nur sehr geringe Sickerwassermengen simulieren, wird mit Variante var2 ein wesentlich höherer Wert erreicht. Das gleiche Phänomen ist auch im Oktober 1996 zu beobachten. Von Dezember 1996 bis Mai 1997 wird die Sickerwassermenge mit allen Parametrisierungsvarianten überschätzt. Auffällig sind die hohen gemessenen Werte von Mai bis Juni 1997, sie werden im Modell nicht abgebildet. Die Sickerwassermengen von Oktober 1997 bis März 1998 werden dagegen mit allen Varianten gut abgebildet.

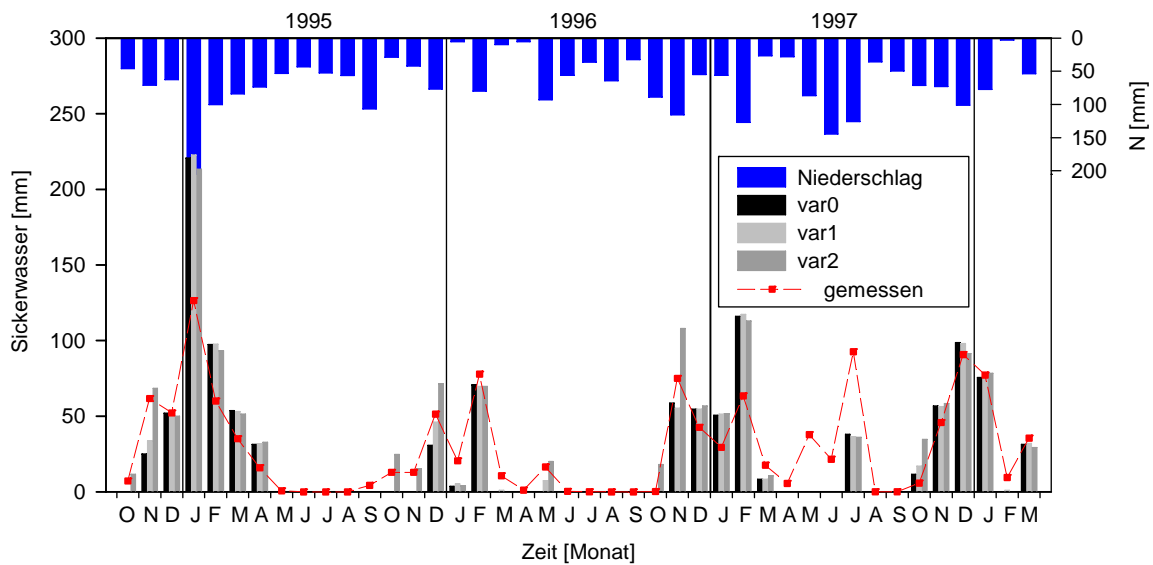


Fig. 6.2: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Meckel Acker (Ima) von Oktober 1994 bis März 1998.

Um den Einfluss des Januarereignisses 1995 auf die Simulationsgüte auszuschließen und um einen einheitlichen Bilanzzeitraum für die unterschiedlich langen Messreihen der verschiedenen Standorte zu schaffen, wurde für die Berechnung der Gütemaße sowohl der Gesamtzeitraum der Messungen, als auch ein für alle Standorte einheitlicher Bilanzzeitraum von April 1995 bis März 1998 betrachtet (Tab. 6.2). Für den Gesamtzeitraum führt Variante var1 zur besten Übereinstimmung zwischen gemessenem und simuliertem Abflusskoeffizient (A). Aufgrund der unterschiedlichen Zeitpunkte der Über- und Unterschätzungen ist dieses Gütemaß jedoch nicht sehr aussagekräftig. Bei den anderen Gütemaßen führt Variante var2 zur besten Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Werten, obwohl der Bias-, Varianz- und Kovarianzanteil des RMSE bei Variante var0 und var1 etwas bessere Werte aufweist. Für den Zeitraum von April 1995 bis März 1998 zeigen die Gütemaße kein eindeutiges Bild. Variante var2 führt zur besten Übereinstimmung der Abflusskoeffizienten, Variante var1 hat den geringsten RMSE und Variante var0 führt bei Bestimmtheitsmaß, Nash/Sutcliffe-Koeffizient und Willmott-Koeffizient zur besten Simulationsgüte.

Vergleicht man die Sickerwassermengen der drei Lysimeterparallelen und berechnet die Gütemaße für die Übereinstimmung der Messreihen untereinander, dann erhält man ein Maß für die Variabilität der Sickerwassermenge der drei Lysimeter. Für den Ackerstandort berechnet sich der RMSE auf 10 mm und liegt damit deutlich unter den Werten für die Güte zwischen den Simulationen und dem mittleren Messwert der drei Lysimeterparallelen. Auch die anderen Gütemaße zeigen für den Vergleich der einzelnen Messreihen untereinander bessere Übereinstimmungen als der Vergleich von Simulation und Messreihe.

Tab. 6.2: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Acker (Ima), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich der drei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum Oktober 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	gemessen	var0	var1	var2	gemessen	var0	var1	var2
A [%]	54,5	53,0	54,9	63,2	39,1	33,0	34,3	41,3
RMSP [%]		8,31	8,26	8,02	4,39	7,64	7,60	8,15
RMSE [mm]		23,3	23,1	22,4	10,01	17,2	17,1	18,4
BIAS [-]		0,001	0,000	0,042	0,070	0,050	0,031	0,005
VAR [-]		0,277	0,284	0,288	0,012	0,026	0,028	0,072
KOV [-]		0,747	0,737	0,693	0,944	0,951	0,969	0,951
Bestimmtheitsmaß [-]		0,74	0,75	0,77	0,89	0,72	0,72	0,70
Nash/Sutcliffe [-]		0,47	0,48	0,51	0,88	0,64	0,64	0,59
Willmott [-]		0,90	0,90	0,91	0,97	0,91	0,91	0,91

Standort Meckel Grünland (Img)

Die Sickerwassermenge des Grünlandstandortes fällt mit 47,2 % für den Gesamtzeitraum bzw. 35,4 % für den Bilanzzeitraum erwartungsgemäß etwas geringer aus als die des Ackerstandortes (Fig. 6.3). Es gilt zu beachten, dass für die beiden untersten Horizonte die Parameter von Variante var0 auch für die Varianten var1 und var2 verwendet wurden. Wie schon beim Ackerstandort wird die Sickerwassermenge im Januar 1995 im Modell mit allen Parametrisierungsvarianten stark überschätzt. Auch im Dezember 1995, Dezember 1996 und Januar 1997 übersteigt die simulierte Sickerwassermenge die gemessenen Werte. Dagegen werden im Juni und Juli 1997 die gemessenen Werte mit dem Modell stark unterschätzt. Die größten Unterschiede der einzelnen Parametrisierungsvarianten treten zu Beginn der winterlichen Sickerwasserbildung im November 1994, Dezember 1995 und November 1996 auf.

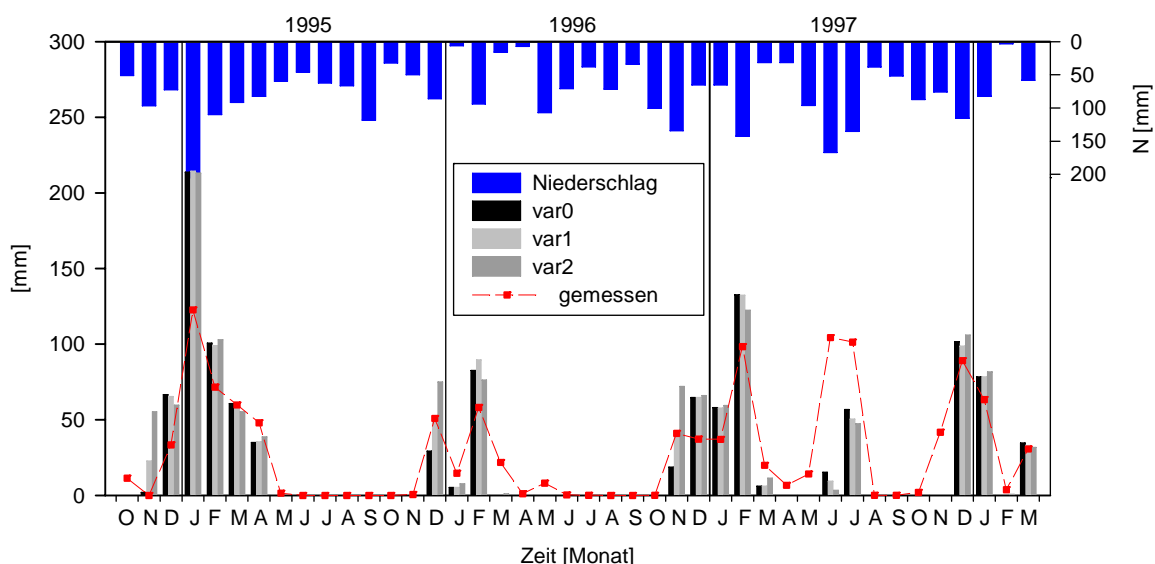


Fig. 6.3: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Meckel Grünland (Ima) von Oktober 1994 bis März 1998.

Die Gütemaße zeigen sowohl für den Gesamtzeitraum, als auch für den Vergleichszeitraum das gleiche Bild (Tab. 6.3). Der Abflusskoeffizient wird mit Variante var1 am besten wider-

gegeben. RMSE, Bestimmtheitsmaß, Nash/Sutcliffe- und Willmott-Koeffizient erreichen mit Variante var0 die besten Werte.

An diesem Standort gehen nur zwei Lysimeter in die Berechnung des Mittelwertes ein, da die dritte Parallele aufgrund technischer Probleme nicht verwendet werden konnte. Der Vergleich der beiden Messreihen zeigt eine sehr hohe Übereinstimmung.

Tab. 6.3: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Grünland (Img), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich von zwei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum Oktober 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	SW	var0	var1	var2	SW	var0	var1	var2
A [%]	47,2	45,9	47,8	50,9	35,4	28,4	29,6	23,7
RMSP [%]		8,83	9,05	9,68	1,78	8,96	9,23	9,70
RMSE [mm]		25,6	26,3	28,1	4,4	21,9	22,5	23,7
BIAS [-]		0,001	0,000	0,006	0,001	0,050	0,033	0,012
VAR [-]		0,185	0,174	0,162	0,032	0,006	0,009	0,016
KOV [-]		0,839	0,850	0,855	0,856	0,971	0,986	1,000
Bestimmtheitsmaß [-]		0,69	0,67	0,63	0,98	0,63	0,61	0,58
Nash/Sutcliffe [-]		0,45	0,42	0,34	0,99	0,54	0,51	0,46
Willmott [-]		0,93	0,92	0,92	1,00	0,88	0,88	0,87

Standort Meckel Wald (Imw)

Bei den Waldstandorten ist die Parametrisierung der Lysimeterstandorte mit noch größeren Unsicherheiten verbunden als bei den anderen Standorten. Informationen über die Verdunstung, die Durchwurzelungstiefe, den jahreszeitlichen Wechsel des Bedeckungsgrads und des Blattflächenindex lagen nicht vor. Aufgrund der geringen Lysimeterhöhe (0,4 m) kommt es während des gesamten Messzeitraums zur Sickerwasserbildung (Fig. 6.4). Im Gesamtzeitraum sind 71,6 % des Bestandsniederschlags versickert, im Bilanzzeitraum 58,8 %. Der visuelle Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Werten zeigt auf den ersten Blick eine gute Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation. Wie schon bei den beiden vorhergehenden Standorten wird die gemessene Sickerwassermenge im Zeitraum von Januar bis April 1995 stark überschätzt. Aber auch in den Wintermonaten der anderen Jahre übersteigen die simulierten Werte die gemessenen Sickerwassermengen.

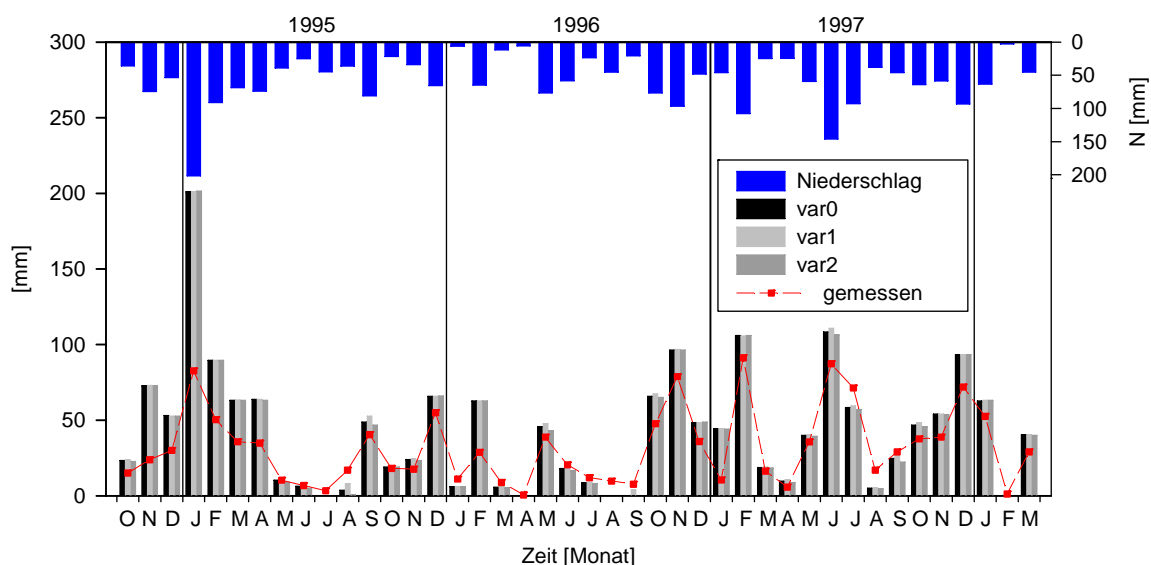


Fig. 6.4: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Meckel Wald (lmw) von Oktober 1994 bis März 1998.

Sowohl im Gesamtzeitraum, als auch im engeren Bilanzzeitraum liegen die Werte der verschiedenen Gütemaße dicht beieinander. Der Abflusskoeffizient wird mit allen Parametrisierungsvarianten stark überschätzt. Auffallend deutlich ist der Unterschied beim Nash/Sutcliffe Koeffizient. Für den Gesamtzeitraum ist er negativ, für den Bilanzzeitraum liegt er dagegen bei ca. 0,7. Bias-, Varianz- und Kovarianzanteil des RMSE zeigen hohe Niveau-, systematische- und unsystematische Fehler der Simulationen für diesen Standort an. Das Bestimmtheitsmaß für den Vergleich der drei Lysimeterparallelen zeigt in diesem Fall die gleiche Güte wie der Vergleich der Simulationsvarianten mit dem mittleren Messwert.

Tab. 6.4: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Meckel Wald (lmw), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich von drei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum Oktober 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	SW	var0	var1	var2	SW	var0	var1	var2
A [%]	71,6	97,1	98,9	95,8	58,8	70,1	72,0	68,9
RMSP [%]		9,53	9,56	9,52	3,97	5,75	5,81	5,72
RMSE [mm]		24,8	24,9	24,8	9,16	13,6	13,7	13,5
BIAS [-]		0,209	0,239	0,188	0,126	0,187	0,249	0,149
VAR [-]		0,399	0,384	0,408	0,009	0,300	0,281	0,307
KOV [-]		0,411	0,395	0,424	0,890	0,536	0,492	0,568
Bestimmtheitsmaß [-]		0,76	0,77	0,76	0,88	0,88	0,89	0,88
Nash/Sutcliffe [-]		-0,02	-0,03	-0,02	0,86	0,70	0,69	0,70
Willmott [-]		0,85	0,85	0,85	0,99	0,94	0,94	0,94

Standort Idenheim Acker (lia1)

An diesem Standort ist die Diskrepanz zwischen dem Messwert im Januar 1995 und den Simulationen nicht so ausgeprägt wie an den anderen Standorten (Fig. 6.5). Jedoch wird im November 1994 und 1996 eine wesentlich höhere Sickerwasserbildung simuliert. Die größten Unterschiede zwischen den drei Parametrisierungsvarianten haben die Monate Oktober 1997 und Juli 1997. An diesem Standort wird die sommerliche Sickerwasserbildung 1997 mit dem Modell gut widergegeben. Im Juli und September 1994 werden die geringen Sickerwassermengen dagegen mit keiner Simulationsvariante abgebildet.

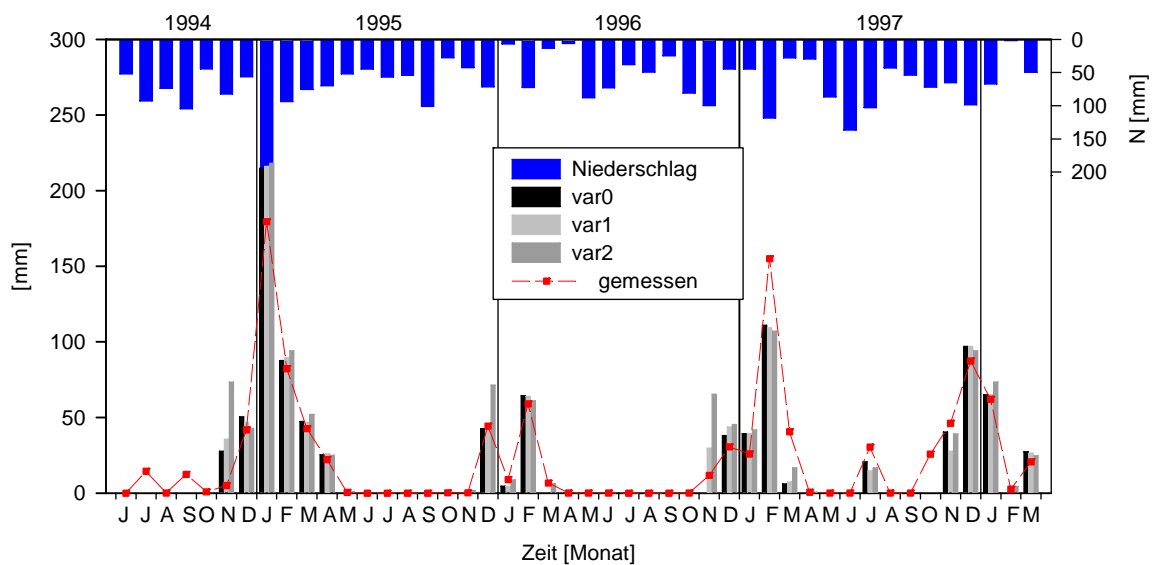


Fig. 6.5: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Idenheim Acker 1 (lia1) von Oktober 1994 bis März 1998.

An diesem Standort wird die Sickerwasserbildung am besten mit Parametrisierungsvariante var0 abgebildet (Tab 6.5). Der Abflusskoeffizient von 50,1 bzw. 32,2 % wird mit allen Simulationsvarianten in der gleichen Größenordnung widergegeben. Sowohl für den Gesamtzeitraum, als auch für den Bilanzzeitraum wird mit dieser Variante die beste Übereinstimmung erzielt. Der Sickerwasserkoeffizient ist geringer als am Standort Meckel Acker. Auffällig ist, dass der Vergleich der drei Lysimeterparallelen untereinander, bis auf das Bestimmtheitsmaß eine schlechtere Übereinstimmung der Messreihen untereinander zeigt, als der Vergleich der besten Simulationsvariante mit dem Mittelwert der Messreihe.

Tab. 6.5: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Idenheim Acker 1 (lia1), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich von drei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum Juli 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	SW	var0	var1	var2	SW	var0	var1	var2
A [%]	50,1	47,7	48,8	55,9	32,2	27,5	28,3	33,3
RMSP [%]		3,91	4,29	5,85	7,29	5,08	5,51	6,75
RMSE [mm]		11,8	13,0	17,7	17,04	11,3	12,2	15,0
BIAS [-]		0,009	0,002	0,023	0,107	0,061	0,035	0,002
VAR [-]		0,039	0,029	0,048	0,406	0,090	0,088	0,015
KOV [-]		1,000	1,000	0,976	0,521	0,876	0,904	1,000
Bestimmtheitsmaß [-]		0,91	0,89	0,82	0,88	0,88	0,86	0,78
Nash/Sutcliffe [-]		0,90	0,88	0,78	0,72	0,87	0,85	0,78
Willmott [-]		0,98	0,97	0,95	0,93	0,96	0,96	0,94

Standort Idenheim Acker (lia2)

Für den Standort Idenheim Acker 2 liegt eine etwas längere Messreihe von April 1994 bis März 1998 vor (Fig. 6.6). Wie am vorherigen Standort beschrieben, können auch hier Perioden von Mai bis Oktober beobachtet werden in denen keine oder nur eine sehr geringe Sickerwassermenge gemessen wurde. Eine Ausnahme bildet auch hier Juni und Juli 1997 in denen eine beachtliche Sickerwassermenge registriert wurde. Diese Phasen werden auch durch die Simulationen sehr gut abgebildet. 1994 und im Januar 1995 wird die Sickerwassermenge im Modell dagegen stark überschätzt. Eine gute Übereinstimmung zeigen die Monate Februar bis April 1995, Februar 1996, November 1996, Juli 1997 und Januar 1998. Sowohl im Gesamtzeitraum, als auch im Vergleichszeitraum die Sickerwasserbildung durch die Simulationen überschätzt.

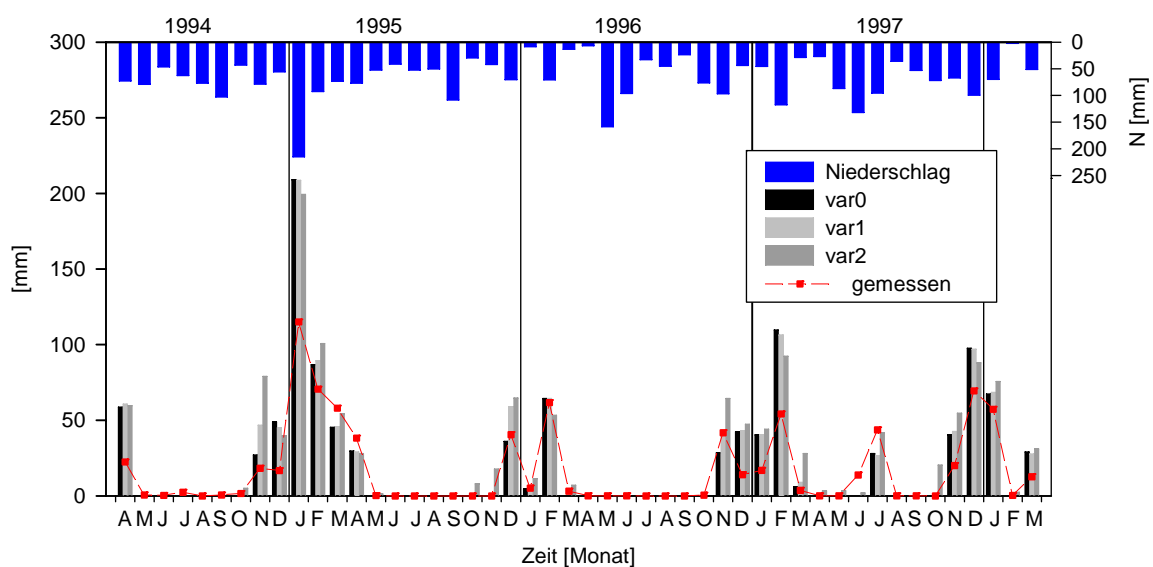


Fig. 6.6: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Idenheim Acker 2 (lia2) von Oktober 1994 bis März 1998.

Der gemessene Abflusskoeffizient ist mit 25,2 bzw. 22,8 % geringer als am Standort Idenheim Acker 1. Für den Bilanzzeitraum werden jedoch Sickerwassermengen in der gleichen Größenordnung wie am vorherigen Standort simuliert. Die Betrachtung der Gütemaße zeigt ein klares Bild; Abfluss, RMSP und RMSE führen bei Parametrisierungsvariante var0 zu der besten Übereinstimmung. Bestimmtheitsmaß, Nash/Sutcliffe- und Willmott-Koeffizient sind sowohl bei Variante 1 und 2 am höchsten (Tab. 6.6).

Vergleicht man die drei Lysimeterparallelen an diesem Standort untereinander, so liegen RMSP und RMSE und Willmott-Koeffizient in derselben Größenordnung wie die Simulationen. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient zeigt dagegen eine wesentlich höhere Übereinstimmung zwischen den Lysimeterparallelen als zwischen den Simulationen und dem mittleren Sickerwassergehalt. Das Bestimmtheitsmaß ist mit 0,71 geringer als bei dem Vergleich von Simulation und dem mittleren Messwert.

Tab. 6.6: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Idenheim Acker 2 (lia2), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich von drei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum April 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	gemessen	var0	var1	var2	gemessen	var0	var1	var2
A [%]	25,2	34,6	36,6	41,7	22,8	28,6	30,2	36,2
RMSP [%]		9,19	9,34	10,05	8,65	9,06	9,02	10,11
RMSE [mm]		19,6	19,9	21,4	14,0	13,7	13,6	15,3
BIAS [-]		0,099	0,135	0,260	0,101	0,066	0,108	0,283
VAR [-]		0,489	0,501	0,385	0,235	0,299	0,350	0,213
KOV [-]		0,483	0,382	0,371	0,690	0,661	0,567	0,524
Bestimmtheitsmaß [-]		0,85	0,86	0,84	0,71	0,81	0,84	0,81
Nash/Sutcliffe [-]		0,44	0,42	0,33	0,93	0,58	0,58	0,47
Willmott [-]		0,91	0,91	0,90	0,90	0,92	0,92	0,90

Standort Greverath Acker (lga)

Die Simulationen für den Ackerstandort in Greverath zeigen für den Zeitraum von April 1994 bis Mai 1995 eine deutliche Überschätzung der Sickerwassermenge im Modell (Fig. 6.7). Auch hier weist der Januar 1995 die größte Diskrepanz auf. Für den weiteren Verlauf der Messreihe ist im visuellen Vergleich die Übereinstimmung zwischen Messwert und Simulation besser, jedoch lässt sich keine eindeutige Überlegenheit einer Parametrisierungsvariante erkennen. Mit Variante var0 wird immer als erstes Sickerwasser im Jahresverlauf auf, dies führt zu Beginn der Sickerwasserperioden oftmals zu guten Übereinstimmungen zwischen Messwert und Simulationswert. Jedoch werden im Oktober und November 1994 auch Sickerwassermengen simuliert, die nicht gemessen wurden.

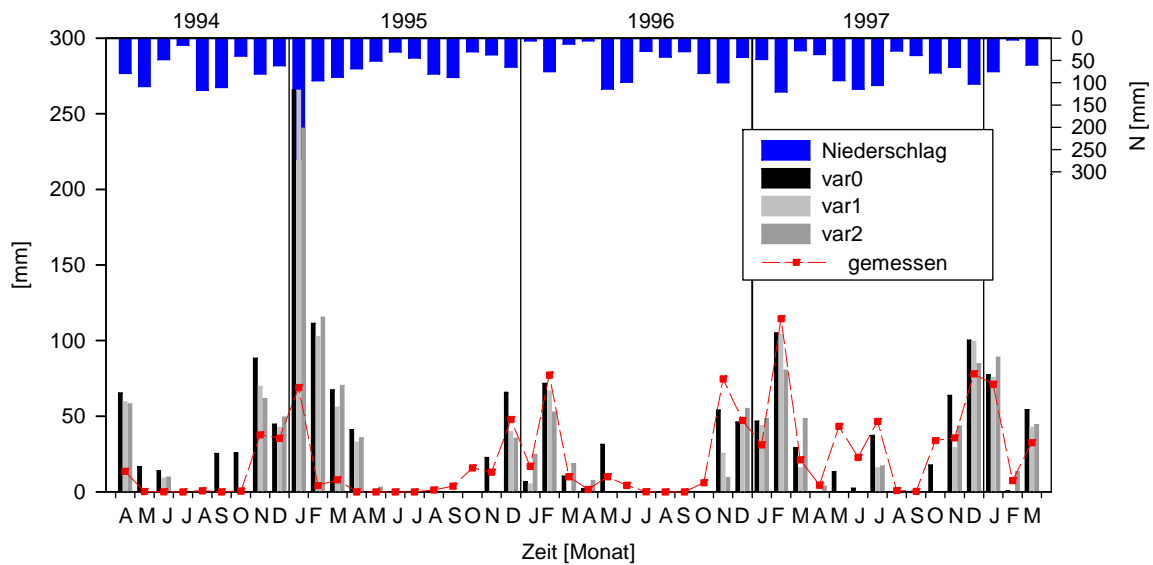


Fig. 6.7: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Greverath Acker (Iga) von Oktober 1994 bis März 1998.

Der visuelle Eindruck wird bei der Betrachtung der Gütemaße bestätigt (Tab 6.7). Die schlechte Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung zu Beginn der Messreihe führt bei der Betrachtung des Gesamtzeitraums zu einer geringen Übereinstimmung von Messung und Simulation; hoher RMSP und RMSE, niedriges Bestimmtheitsmaß und negativer Nash/Sutcliffe-Koeffizient.

Tab. 6.7: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Acker (Iga), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich von drei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum Juli 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	SW	var0	var1	var2	SW	var0	var1	var2
A [%]	31,9	49,8	38,2	40,4	40,7	42,0	29,9	33,3
RMSP [%]		15,6	15,1	15,0	4,0	5,5	6,4	7,7
RMSE [mm]		37,7	36,5	36,2	9,7	14,3	16,7	20,0
BIAS [-]		0,103	0,014	0,026	0,030	0,003	0,150	0,049
VAR [-]		0,273	0,278	0,195	0,034	0,024	0,000	0,009
KOV [-]		0,643	0,729	0,800	0,964	1,000	0,875	0,969
Bestimmtheitsmaß [-]		0,42	0,39	0,32	0,89	0,79	0,73	0,57
Nash/Sutcliffe [-]		-0,90	-0,78	-0,75	0,97	0,75	0,66	0,52
Willmott [-]		0,72	0,72	0,70	0,98	0,94	0,91	0,86

Für den engeren Bilanzzeitraum wird dagegen eine wesentlich bessere Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation erreicht. In allen Gütemaßen hat Parametrisierungsvariante var0 die besten Werte. An diesem Standort standen nur zwei Lysimeterparallelen für die Bildung des Mittelwerts zur Verfügung. Die Übereinstimmung zwischen den beiden Messreihen ist höher als zwischen der mittleren Messwerten und den Simulationen.

Standort Greverath Grünland (Igg)

Im Vergleich zum Ackerstandort ist die Sickerwasserbildung auf dem Grünlandstandort in Greverath wesentlich geringer (Fig. 6.8). In den Sommer- und Herbstmonaten werden mit Ausnahme von 1997 keine oder nur sehr geringe Sickerwassermengen gemessen. Von Januar bis April 1995 werden die Messwerte von der Simulation stark überschätzt. Die langen Perioden ohne Sickerwasserbildung werden von den Simulationen gut widergegeben. Im Februar 1996 und Januar 1997 wird die Sickerwassermenge dagegen überschätzt, im November 1996 und Juli 1997 unterschätzt.

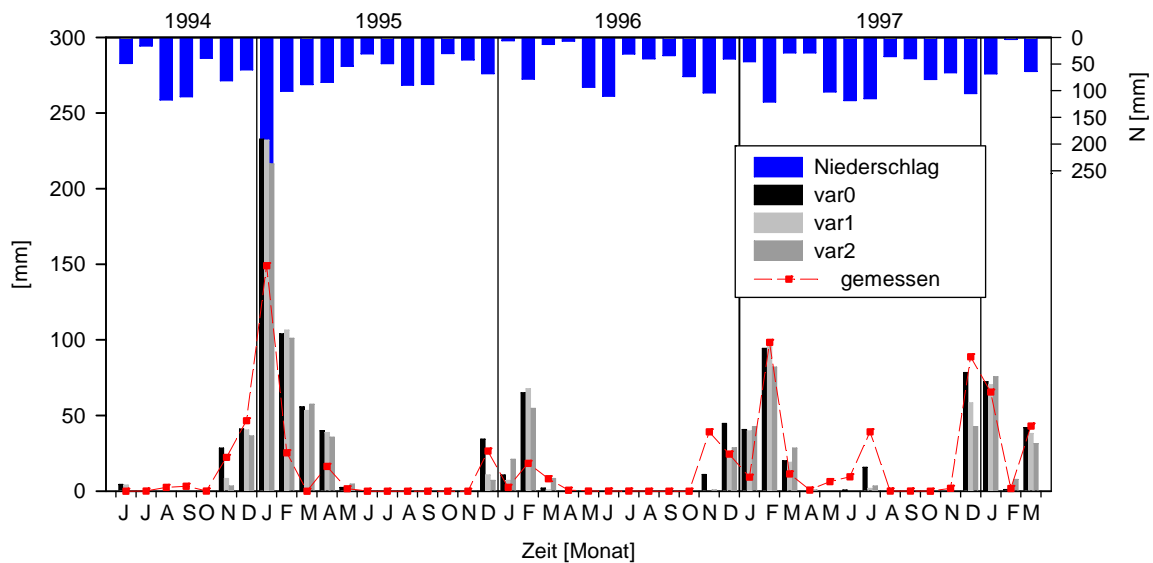


Fig. 6.8: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Greverath Grünland (Igg) von Oktober 1994 bis März 1998.

Bei der Betrachtung der Gütemaße zeigt Parametrisierungsvariante var0 die beste Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation (Tab. 6.8). Es werden ein Bestimmtheitsmaß von 0,76, ein Nash/Sutcliffe-Koeffizient von 0,72 und ein Willmott-Koeffizient von 0,95 erreicht. Der Vergleich der Messreihen untereinander zeigt eine noch bessere Übereinstimmung. Der RMSE beträgt nur 7,1 mm, der Nash/Sutcliffe-Koeffizient 0,93.

Tab. 6.8: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Grünland (lgg), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich von zwei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum Juli 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	SW	var0	var1	var2	SW	var0	var1	var2
A [%]	24,6	33,6	29,6	28,8	23,4	26,3	21,6	21,7
RMSP [%]		9,4	9,9	9,7	3,9	6,6	7,7	8,2
RMSE [mm]		22,1	23,2	22,6	7,1	12,9	15,2	16,2
BIAS [-]		0,076	0,021	0,015	0,083	0,018	0,005	0,004
VAR [-]		0,284	0,239	0,136	0,018	0,012	0,000	0,028
KOV [-]		0,661	0,762	0,871	0,925	0,998	1,000	0,996
Bestimmtheitsmaß [-]		0,77	0,70	0,66	0,93	0,76	0,65	0,59
Nash/Sutcliffe [-]		0,47	0,41	0,44	0,93	0,72	0,62	0,57
Willmott [-]		0,90	0,89	0,89	0,98	0,95	0,92	0,90

Standort Greverath Wald (lgw)

Am Standort Greverath Wald setzt die Sickerwasserbildung im Vergleich zu den beiden vorangegangenen Standorten im Herbst früher an und dauert bis in das späte Frühjahr an (Fig. 6.9). Der Vergleich der Messreihe mit den Ergebnissen der Simulationsrechnungen zeigt für fast alle Monate mit Sickerwasserbildung eine deutliche Überschätzung der Messwerte.

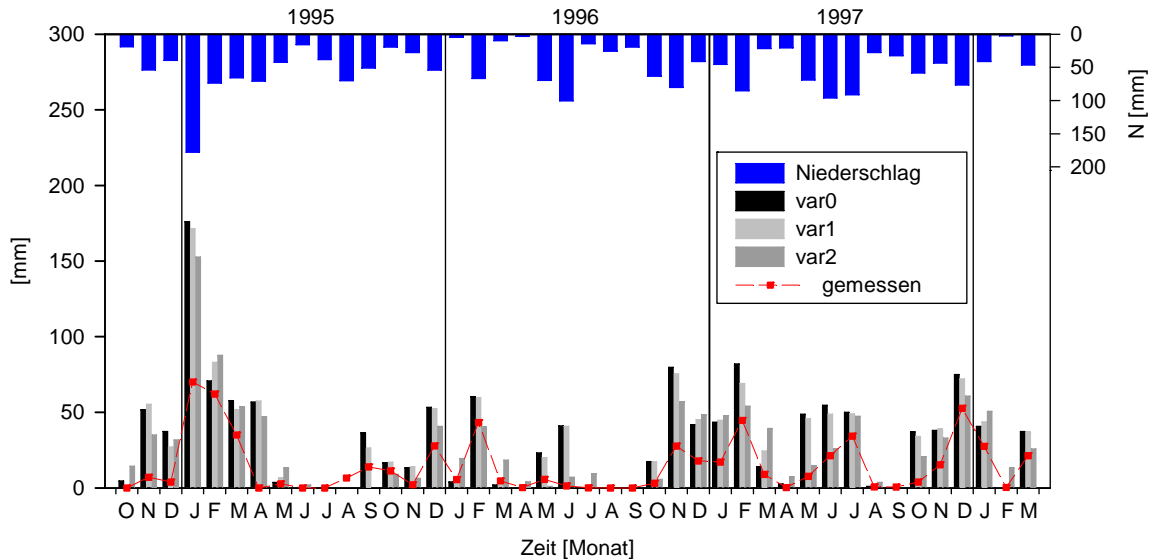


Fig. 6.9: Verlauf der gemessenen und mit drei Varianten simulierten Sickerwassermengen (Monatswerte) für den Standort Greverath Wald (lgw) von Oktober 1994 bis März 1998.

Bei der Betrachtung der Gütemaße wird das schlechte Simulationsergebnis mit allen drei Parametrisierungsvarianten deutlich (Tab. 6.9). Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient ist in allen Fällen negativ. RMSP und RMSE zeigen eine hohe Abweichung zwischen Messung und Simulation, Bias-, Varianz-, und Kovarianzanteil des RMSE zeigen hohe Niveau-, syste-

matische- und unsystematische Fehler an. Der Vergleich der Messreihen untereinander zeigt dagegen eine hohe Übereinstimmung zwischen den Lysimeterparallelen.

Tab. 6.9: Gütemaße der simulierten Sickerwassermengen für den Standort Greverath Wald (lgw), für die drei Parametrisierungsvarianten und Vergleich von zwei Lysimetermessreihen untereinander.

Gütemaß	Gesamtzeitraum Oktober 1994 – März 1998				April 1995 – März 1998			
	SW	var0	var1	var2	SW	var0	var1	var2
A [%]	29,2	66,0	81,4	69,6	26,1	59,0	57,8	46,9
RMSP [%]		18,7	17,7	13,9	5,3	20,0	18,8	13,9
RMSE [mm]		28,0	26,6	20,9	6,0	22,3	21,0	15,6
BIAS [-]		0,423	0,432	0,380	0,130	0,458	0,478	0,376
VAR [-]		0,336	0,328	0,289	0,168	0,273	0,229	0,132
KOV [-]		0,255	0,254	0,346	0,727	0,284	0,308	0,510
Bestimmtheitsmaß [-]		0,71	0,73	0,74	0,88	0,66	0,65	0,62
Nash/Sutcliffe [-]		-1,40	-1,17	-0,33	0,80	-1,44	-1,16	-0,19
Willmott [-]		0,74	0,76	0,81	1,00	0,73	0,74	0,80

6.3 Vergleich der Messwerte mit den Simulationsergebnissen der anderen Standorte

In diesem Kapitel werden die gemessenen Sickerwassermengen eines jeden Standorts mit den simulierten Sickerwassermengen aller anderen Standorte verglichen. Zur besseren Übersichtlichkeit werden die in Kap. 5.2 und 6.3 verwendeten Gütemaße Bestimmtheitsmaß (R^2), Nash/Sutcliffe-Koeffizient (E) und Willmott-Koeffizient (d) in den Tabellen farbig dargestellt; sie ist wie folgt zu lesen: In der ersten Spalte sind die besten Simulationsergebnisse des jeweiligen Standorts dargestellt (blau = var0, grün = var1, rot = var2). In den folgenden Spalten sind die drei Gütemaße der drei Simulationsvarianten für den Vergleich zwischen den Messwerten des Standortes in der ersten Spalte mit den Simulationen der anderen Standorte farbig markiert. Es werden nur diejenigen Felder markiert, bei denen die Simulationsergebnisse eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten zeigen, als die Simulationen für den betrachteten Standort. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird dabei nicht nach den drei Parametrisierungsvarianten unterschieden. Jedes Gütemaß jeder Simulationsvariante wird farbig markiert, wenn es mit den Messwerten des betrachteten Standortes eine bessere Übereinstimmung liefert als die beste Simulation für diesen Standort. Das in Tab. 6.10 dargestellte Beispiel zeigt für die Standort lmg, dass mit Parametrisierungsvariante var0 die beste Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation erreicht wird. Der Willmott-Koeffizient erreicht mit Variante var1 den gleichen Wert. Die Simulationsergebnisse mit Parametrisierungsvariante var2 des Standortes lma führt aber im Vergleich mit den Messwerten des Standortes lmg zu einer noch besseren Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation bei allen drei Gütemaßen. Aber auch Bestimmtheitsmaß und Willmott-Koeffizient von Variante 1 führen zu einer besseren Übereinstimmung.

Tab. 6.10: Visualisierung der Modellgüte.

					lma			lmg		
		R ²	N/S	W	R ²	N/S	W	R ²	N/S	W
lma	var0									
	var1									
	var2									
lmg	var0									
	var1									
	var2									

Bei der Betrachtung aller Lysimeterstandorte (Tab. 6.11) wird deutlich, dass nur für die Standorte Meckel Wald (lma) und Idenheim Acker 1 (lia1) mit den verwendeten Parametrisierungen eine eindeutige Beziehung zwischen Lysimeterstandort, Bodenparametrisierung und Sickerwasserganglinie festgestellt werden kann. Für den Standort Greverath Grünland (lga) wird mit Parametrisierungsvariante var1 des Standortes Idenheim Acker 1 (lia1) für das Bestimmtheitsmaß und den Nash/Sutcliffe-Koeffizient ein höhere Werte erreicht. Die Messreihen der Standorte Meckel Acker (lma), Meckel Grünland und Greverath Wald (lgw) werden dagegen mit verschiedenen Parametrisierungsvarianten von anderen Standorten besser abgebildet. Besonders am Standort lgw wird mit den Simulationsergebnissen jedes anderen Standorts ein höheres Maß an Übereinstimmung erreicht. Auffällig ist, dass oftmals mit allen drei Parametrisierungsvarianten eine bessere Übereinstimmung erreicht wird.

Tab. 6.11: Kreuztabelle der Modellgüte im Vergleich im den anderen Standorten.

		Lma	lmg	lmw	lia1	lia2	lga	lga	lga	lga	lga	lga	lga	lga
lma	var0													
	var1													
	var2													
lmg	var0													
	var1													
	var2													
lmw	var0													
	var1													
	var2													
lia1	var0													
	var1													
	var2													
lia2	var0													
	var1													
	var2													
lga	var0													
	var1													
	var2													
lga	var0													
	var1													
	var2													
lga	var0													
	var1													
	var2													
lga	var0													
	var1													
	var2													
lga	var0													
	var1													
	var2													
lga	var0													
	var1													
	var2													

6.4 Sickerwasser – Lysimeter und Modell

6.4.1 Messwerte der Sickerwasserbildung

In Fig. 6.10 sind die Ganglinien der Sickerwassermengen zusammenfassend dargestellt. Zusätzlich finden sich in Tab. 6.12 die Sickerwasserkoeffizienten für den Bilanzzeitraum April 1995 bis März 1998. Die Sickerwasserkoeffizienten können weder nach den Untersuchungsgebieten Idenheim und Greverath noch nach den unterschiedlichen Landnutzungen differenziert werden, da sie zwischen 22 und knapp 60 % der Gesamtniederschlagsmenge variieren. Die Standorte in Greverath mit dem schluffig sandigen, bzw. lehmig sandigen Substraten weisen keine höhere Sickerwasserbildung auf.

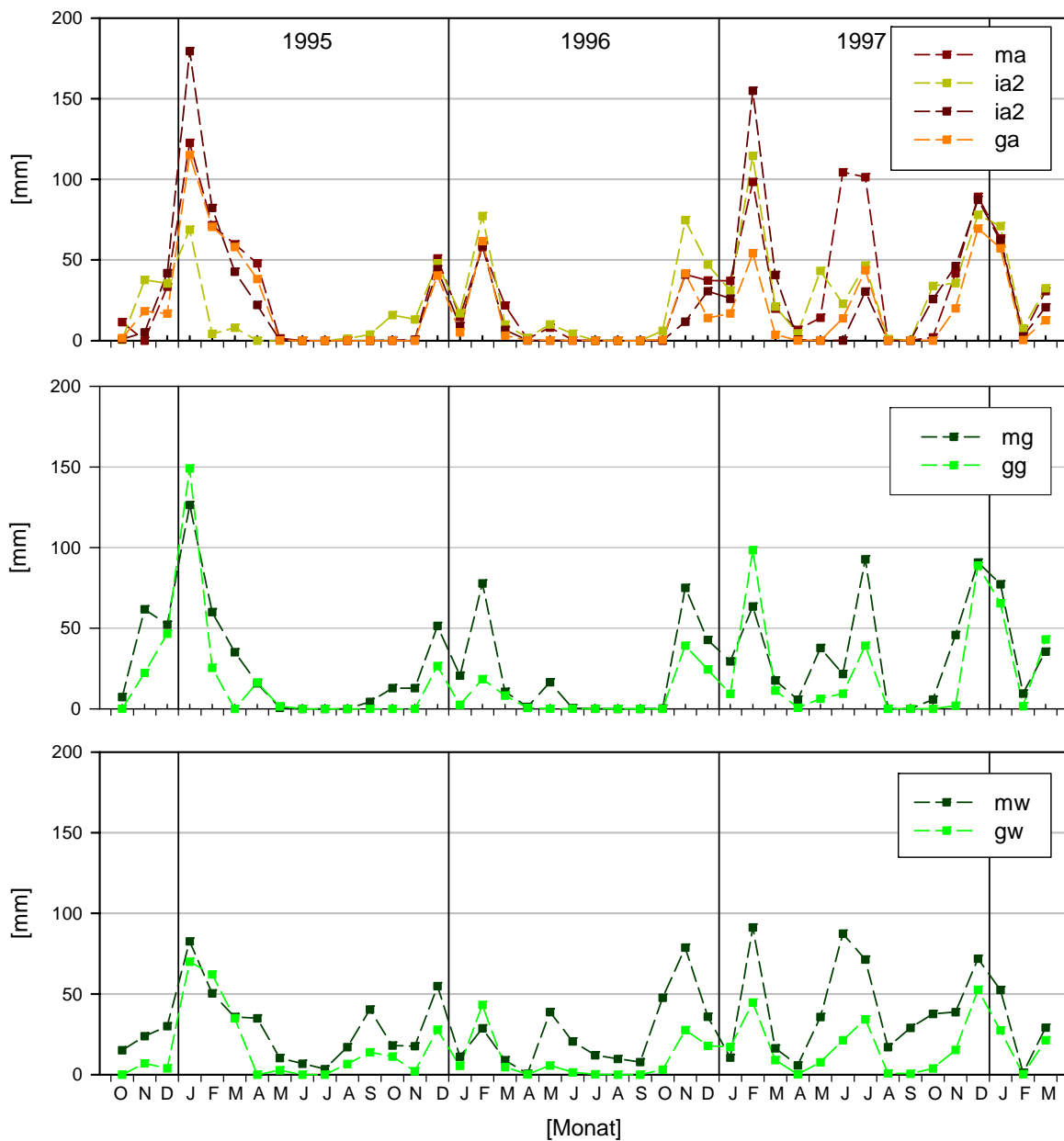


Fig. 6.10: Ganglinien der monatlichen Sickerwassermengen nach Landnutzungen getrennt.

Die Zeitreihen der Sickerwasserbildung zeigen, dass sich die Zeiträume der Sickerwasserbildung zwischen den Acker- und Grünlandstandorte nicht wesentlich unterscheiden. Die Waldstandorte unterscheiden sich dagegen deutlich von den anderen Landnutzungen. Hier sind die Spitzen der Sickerwassermengen deutlich niedriger und es kommt in mehreren Monaten zur Sickerwasserbildung. Die Messwerte spiegeln den Einfluss der Bäume auf die Waldlysimeter wieder. Der Einfluss der Interzeption führt am Standort Greverath zu geringeren Sickerwassermengen im Winter. Im Sommer kommt es bei beiden Waldstandorten aufgrund der Beschattung der Lysimeter und des geringen Bewuchses zu verringerter Evapotranspiration und zur vermehrten Sickerwasserbildung. Daher sind die Lysimeter nur bedingt für Waldstandorte einsetzbar.

Tab. 6.12: Sickerwasserkoeffizienten für den Bilanzzeitraum April 1995 bis März 1998

Standort	lma	lmg	lmw	lia1	lia2	lga	lgg	lgw
Abfluss [%]	39,1	35,4	58,8	32,2	22,2	40,7	23,4	26,1

6.4.2 Der Einfluss der Randbedingungen

Trotz der gleichen Parametrisierung der Böden der Lysimeter- und Bodenfeuchtestandorte ist ein Vergleich der Sickerwassermengen der Lysimeter und der Bodenfeuchtestandorte schwierig, da es sich zum einen um verschiedene Bilanztiefen (bei den Lysimeterstandorten variabel, bei den Bodenfeuchtestandorten auf 2 m festgelegt) handelt, zum anderen die untere Randbedingung des Modells verschieden ist. Bei den Bodenfeuchtestandorten an der Profilbasis wurde eine Gravitationsrandbedingung angenommen, da sich in dieser Tiefe das Wasser ohne den Einfluss eines Saugspannungsgradienten bewegt. Die Lysimeter haben dagegen eine Sickerwandbedingung an der Basis und Wasser kann erst dann Ausfließen, wenn am unteren Kontenpunkt Sättigung erreicht ist. Diese Situation tritt in natürlichen Böden nicht auf (vgl. FLURY, YATES, JURY 1999).

Die Basis der Lysimeter ist bei allen Standorten in einer Tiefe gelegen, die noch von Makroporen und Schrumpfrissen stark beeinflusst ist. Im Realsystem Lysimeter kann daher das Niederschlagswasser unabhängig von der Sättigung des Bodens durch Makroporen oder Schrumpfrisse durch das Lysimeter fließen und als Sickerwasser ausfließen. Dies wird weder von der gewählten, noch von einer anderen möglichen Randbedingung im Modellsystem berücksichtigt.

6.4.3 Messung und Simulation

An nahezu allen Standorten wird mit Parametrisierungsvariante var0 die beste Übereinstimmung zwischen gemessener und simulierter Sickerwassermenge erreicht (Tab. 6.13). Nur bei den Standorten Meckel Acker und Idenheim Acker 2 führt die Berücksichtigung der Wassergehalte bei pF 2,5 und 4,2 (Variante var1) bei der Bestimmung der van Genuchten/Mualem Parameter zu ebenso guten Simulationsergebnissen. Mit Parametrisierungsvariante var2 wird bei den Standorten Meckel Wald ein ebenso gutes und am Standort Greverath Wald das beste Simulationsergebnis erreicht. Die Ergebnisse müssen jedoch vor dem Hintergrund der sehr

geringen Eindeutigkeit der Simulationsergebnisse für den jeweiligen Standort gesehen werden (vgl. Kap. 6.3).

Tab. 6.13: Die höchsten Gütemaße für die Simulation der Sickerwasserbildung von links nach rechts (R2, E, d) (balu = var0, grün = var2, rot = var2).

	lma	lmg	lmw	lia1	lia2	lga	lgg	lgw
Sickerwasser	■	■	■	■	■	■	■	■
	■	■	■	■	■	■	■	■
	■	■	■	■	■	■	■	■

Tab. 6.14: Vergleich von RMSE und Nash/Sutcliffe-Koeffizienten zwischen den drei Lysimeterparalleln, den drei Parametrisierungsvarianten und dem Mittelwert der Messungen.

Standort	Lysimeter	var0	var1	var2	Lysimeter	var0	var1	var2	
		RMSE [mm]			Nash/Sutcliffe-Koeffizient [-]				
	lma	10,0	17,2	17,1	18,4	0,88	0,64	0,64	0,59
	lmg	4,1	21,9	22,5	23,7	0,99	0,54	0,51	0,46
	lmw	9,2	13,6	13,7	13,5	0,86	0,70	0,69	0,70
	lia1	17,0	11,3	12,2	15,0	0,72	0,87	0,85	0,78
	lia2	14,0	13,7	13,6	15,3	0,93	0,58	0,58	0,47
	lma	9,7	14,3	16,7	20,0	0,97	0,75	0,66	0,52
	lmg	7,1	13,9	15,2	16,2	0,93	0,72	0,62	0,57
	lmw	6,0	22,3	21,0	15,6	0,80	-1,44	-1,16	-0,19

Die Abweichung zwischen den einzelnen Lysimeterparalleln ist bei sechs der acht Standorte geringer als zwischen der gemittelten und simulierten Sickerwassermenge. Nur die Standorte Idenheim Acker 1 und Idenheim Acker 2 zeigen eine geringere Abweichung zwischen Messwert und Simulation. Der Nash/Sutcliffe-Koeffizient ist nur am Standort Idenheim Acker 1 für den Vergleich der Messreihe und den simulierten Werten höher. Insgesamt wird mit Parametrisierungsvariante var0 und var1, bis auf den Standort Greverath Wald ein Nash Sutcliffe Koeffizient von mehr als 0,5 erreicht.

Tab. 6.15: Vergleich der gemessenen Sickerwassermengen mit den für die Lysimeter- und Bodenfeuchtemessfelder simulierten Sickerwassermengen (3 Parametrisierungsvarianten).

Standort	Variante	Lysimeter	Boden	Standort	Variante	Lysimeter	Boden
		[%]	[%]			[%]	[%]
ma	var0	33,0	38,1	ia2	var0	28,6	29,2
39,1	var1	34,3	33,8	22,8	var1	30,2	25,5
	var2	41,3	27,1		var2	36,2	10,9
mg	var0	28,4	26,7	ga	var0	42,0	67,5
35,2	var1	29,6	30,5	40,7	var1	29,9	40,1
	var2	23,7	34,0		var2	33,3	37,3
mw	var0	70,1	21,0	gg	var0	26,3	26,6
58,8	var1	72,0	10,3	23,4	var1	21,6	22,2
	var2	68,9	26,7		var2	21,7	20,4
ia1	var0	27,5	31,1	gw	var0	59,0	22,5
32,2	var1	28,3	32,9	26,1	var1	57,8	21,0
	var2	33,3	32,2		var2	46,9	14,4

Der Vergleich von den an den Lysimeterstandorten simulierten Sickerwassermengen mit denen der Bodenfeuchtestandorte zeigt auf den ersten Blick keinen Zusammenhang. Auch der Vergleich der Sickerwassermengen in Abhängigkeit der Parametrisierungsvariante zeigt keine eindeutige Beziehung. Daraus lässt sich schließen, dass durch Oberflächen- und Zwischenabfluss die Sickerwassermenge an den einzelnen Standorten (auch im Realsystem) modifiziert wird. Der Grünlandstandort in Greverath (gg), bei dem am Bodenfeuchtestandort kein Zwischenabfluss simuliert wurde, zeigt als einziger Standort eine gute Übereinstimmung der Sickerwassermenge von simuliertem Lysimeterstandort und simuliertem Bodenfeuchtestandort bei allen drei Parametrisierungsvarianten. Am Ackerstandort (ga) kann dies nicht festgestellt werden. Hier liegen die Sickerwassermengen des Bodenfeuchtestandortes weit über den des Lysimeterstandortes. Große Unterschiede zwischen den Simulationen lassen sich bei den Standorten mit deutlichem Zwischenabflussanteil erkennen. Der Standort Meckel Wald (mw) zeigt für alle drei Varianten deutliche Unterschiede, der Standort Idenheim Acker 2 hingegen nur für Parametrisierungsvariante var2.

Legt man die gleichen Kriterien für die Ähnlichkeit der gemessenen Sickerwasserganglinien wie bei den Bodenfeuchteganglinien zugrunde (Bestimmtheitsmaß 0,7, Nash/Sutcliffe-Koeffizient 0,5, Willmott-Koeffizient 0,8), dann ähneln sich die Ganglinien von mehreren Standorten. Es muss aber berücksichtigt werden, dass aufgrund der anderen zeitlichen Auflösung die Datenbasis wesentlich geringer ist. Beim Bestimmtheitsmaß erfüllen 12, beim Nash/Sutcliffe-Koeffizienten 15 und beim Willmott-Koeffizienten sogar 20 Standortkombinationen das Kriterium für einen ähnlichen Messreihenverlauf.

Tab. 6.16: Simulationsgüte und Ähnlichkeit der gemessenen Sickerwassermessreihen (Bestimmtheitsmaß R^2).

Standort				lmg	lmw	lia1	lia2	lga	lgg	lgw
	var0	var1	var2							
lma	0,72	0,72	0,70	0,68	0,49	0,49	0,82	0,80	0,63	0,83
lmg	0,63	0,61	0,58		0,64	0,51	0,70	0,57	0,59	0,72
lmw	0,88	0,89	0,88			0,34	0,46	0,52	0,48	0,56
lia1	0,88	0,86	0,78				0,62	0,73	0,76	0,63
lia2	0,81	0,84	0,81					0,71	0,70	0,79
lga	0,79	0,73	0,57						0,72	0,81
lgg	0,76	0,65	0,59							0,71
lgw	0,66	0,65	0,62							

Tab. 6.17: Simulationsgüte und Ähnlichkeit der gemessenen Sickerwassermessreihen (Nash/Sutcliffe-Koeffizient E).

Standort				lmg	lmw	lia1	lia2	lga	lgg	Lgw
	var0	var1	var2							
lma	0,64	0,64	0,59	0,59	0,41	0,29	0,65	0,47	0,79	0,51
lmg	0,54	0,51	0,46		0,61	0,40	0,55	0,56	0,48	0,39
lmw	0,70	0,69	0,70			-0,37	-0,03	0,27	-0,04	-0,04
lia1	0,87	0,85	0,78				0,58	0,70	0,71	0,77
lia2	0,58	0,58	0,47					0,19	0,59	0,74
lga	0,75	0,66	0,52						0,60	0,47
lgg	0,72	0,62	0,57							0,63
lgw	-1,44	-1,16	-0,19							

Tab. 6.18: Simulationsgüte und Ähnlichkeit der gemessenen Sickerwassermessreihen (Willmott-Koeffizient d).

Standort				lmg	lmw	lia1	lia2	lga	lgg	lgw
	var0	var1	var2							
lma	0,91	0,91	0,91	0,90	0,82	0,82	0,89	0,94	0,85	0,78
lmg	0,88	0,88	0,87		0,87	0,84	0,84	0,86	0,83	0,73
lmw	0,88	0,89	0,88			0,73	0,73	0,83	0,76	0,67
lia1	0,96	0,96	0,94				0,84	0,91	0,91	0,74
lia2	0,92	0,92	0,90					0,86	0,91	0,91
lga	0,94	0,91	0,86						0,89	0,78
lgg	0,95	0,92	0,90							0,84
lgw	0,73	0,74	0,80							

In Tab. 6.18 sind alle Standortpaare zusammengestellt bei denen mit den Simulationen des zweiten Standortes eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten des ersten Standortes erzielt wurde. Bei der Betrachtung der Gütemaße für die Messreihen dieser Standorte wird ersichtlich, dass nur für die Standortpaare lga-lia1 und lga-lgg mit allen drei Gütemaßen das Ähnlichkeitskriterium für die Messreihen erfüllt wurde. Die Ursache für die vermeintlich schlechte Simulation muss daher nicht in zu ähnlichen Messreihen gesucht werden, sondern kann auch ähnlichen Bodenparametern für die Modellierung in dieser zeitlichen und räumlichen Auflösung liegen. Oder das Eingangssignal des Niederschlags für die Simulationen überlagert alle Unterschiede zwischen den Standorten.

Tab. 6.19: Standorte für die mit der Simulation eines anderen Standortes eine bessere Übereinstimmung erzielt wurde im Vergleich mit den Gütemaßen für die Übereinstimmung der Messreihen.

Standortpaar	Gütemaß		
	R ²	E	d
lma-lia1			x
lma-lga	x		x
lmg-lma		x	x
lmg-lia1			x
lmg-lga		x	x
lmg-lgg			x
lia2-lia1		x	x
lia2-lga	x		x
lga-lia1	x	x	x
lga-lgg	x	x	x

6.4.4 Zusammenfassung der Simulationsergebnisse der Lysimeterstandorte

Die Simulation der Sickerwassermengen eines Lysimeter ist mit dem Modellsystem möglich. Jedoch ist die Beziehung zwischen Standort, Bodenparametrisierung und Simulationsergebnis nicht immer eindeutig. Nur an drei von acht Standorten ist die Simulation, die mit den jeweiligen Standortparametern durchgeführt wurde auch die bestmögliche Simulation für diesen Standort. Die Simulation für den Waldstandort in Greverath muss als „ungenügend“ bezeichnet werden, da alle Gütemaße eine sehr schlechte Übereinstimmung von Messung und Simulation aufzeigen. Hier konnte die Verdunstung aus den Lysimetern nicht korrekt berechnet werden. Die Simulationen nahezu aller anderen Standorte führt im Vergleich mit den Messwerten dieses Standortes zu einer besseren Übereinstimmung. Parametrisierungsvariante var0 führt bis auf zwei Ausnahmen zu den besten Simulationen der Sickerwassermenge. Die Berücksichtigung der Wassergehalte bei pF 2,5 und 4,2 (Variante var1) konnte nur am Standort Idenheim Acker 2 ein besseres Simulationsergebnis zeigen. Aufgrund der künstlichen Situation eines Lysimeters lassen sich die Ergebnisse nur schwer mit einem natürlichen Standort vergleichen. Oberflächen- und Zwischenabfluss werden nicht bestimmt, daher wird im folgenden Kapitel versucht, die über Beregnungsversuche bestimmten Abflussprozesse im Modell nachzuvollziehen.

7 Simulation der Abflussbildung

An insgesamt 18 Standorten wurden von Schobel (2008) die Abflussprozesse mit einer Beregnungsanlage bestimmt (vgl. Kap. 4.1.3). In diesem Kapitel werden die Simulationsergebnisse den gemessenen Abflussprozessen und -mengen gegenübergestellt. Tab. 7.1 gibt einen Überblick über die Standorte.

Tab. 7.1: Standortübersicht der 18 Beregnungsversuche.

Kürzel	Standort	Bodentyp	Neigung [%]	Abflussprozess (ohne DP)
nia1	Idenheim Acker 1	Pseudogley-Kolluvisol	11	SSF
nia2	Idenheim Acker 2	Pseudogley-Braunerde	4,75	SSF
nia3	Idenheim Acker 3	Pseudogley-Braunerde	7	SSF, SOF
nig1	Idenheim Grünland 1	Pseudogley-Braunerde	11	HOF, SSF
nig2	Idenheim Grünland 2	Hang-Pseudogley	22,5	HOF
nig3	Idenheim Grünland 3	(Norm-) Pseudogley	7	HOF
niw1	Idenheim Wald 1	(Norm-) Pseudogley	4,75	SSF
niw2	Idenheim Wald 2	(Norm-) Pseudogley	3,25	SSF
niw3	Idenheim Wald 3	(Norm-) Pseudogley	7	SSF, SOF
nga1	Greverath Acker 1	(Norm-) Braunerde	10,5	HOF
nga2	Greverath Acker 2	(Norm-) Braunerde	10,5	HOF
nga2	Greverath Acker 3	(Norm-) Kolluvisol	7	HOF
ngg1	Greverath Grünland 1	(Norm-) Braunerde	15	HOF
ngg2	Greverath Grünland 2	(Norm-) Braunerde	22,5	
ngg3	Greverath Grünland 3	(Norm-) Braunerde	22,5	
ngw1	Greverath Wald 1	schwach podsolige Braunerde	31,5	HOF
ngw2	Greverath Wald 2	schwach podsolige Braunerde	15	
ngw3	Greverath Wald 3	schwach podsolige Braunerde	15	

7.1 Diskretisierung und Parametrisierung der Beregnungsstandorte

Die Beregnungsfläche von 3 x 10 m wurde im Modell mit 35 Knotenpunkten in Hangfalllinie diskretisiert (Fig. 7.1). Daraus ergibt sich eine horizontale Auflösung von ca. 30 cm. Die Vertikale Auflösung beträgt 5 cm. Wobei nahe der Bodenoberfläche in 1 und 2 cm Tiefe zusätzliche Modellknoten eingesetzt wurden, um schnelle Wasserbewegungen (Infiltration) besser abbilden zu können.

Um den Einfluss der Bodendaten und der Modelleigenschaften auf die Abflussbildung zu untersuchen wurden auf Grundlage der drei in Kap. 4.5.3 vorgestellten Bodenparametrisierungsvarianten sechs Parametrisierungsvarianten für die einzelnen Beregnungsstandorte untersucht (Tab. 7.2). Für alle Varianten gilt Nullfluss am linken Modellrand; es kann kein Wasser in Beregnungsfläche eindringen. Am unteren Rand des Modells wird freie Drainage angenommen, das Bodenwasser verlässt die Profilbasis unter Einfluss der Gravitation mit der Leitfähigkeit der untersten Modellknoten. Die obere Randbedingung bildet die Atmosphäre mit dem Beregnungsniederschlag und der Verdunstung.

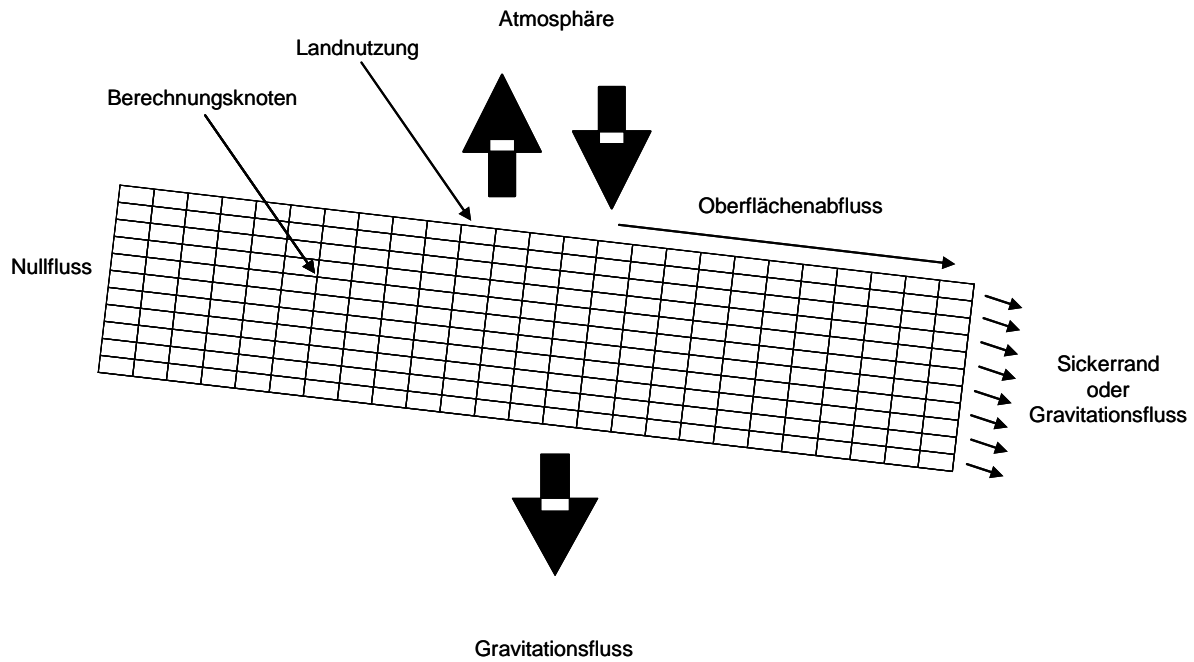


Fig. 7.1: Schematische Darstellung der Modellstruktur für die Berechnungsstandorte.

Variante var1_1 beinhaltet die Bodenparameter aus var1. Am rechten Rand des Modells wird eine Sickerrandbedingung angenommen. Das Bodenwasser kann über diesen Rand nur bei Sättigung von mindestens einem Berechnungsknoten das Profil verlassen. Die hydraulische Leitfähigkeit wird ab der Grenzsättigung bei pF 2,5 auf die kombinierte Mikro- und Makroporenleitfähigkeit erhöht.

Tab. 7.2: Parametrisierungsvarianten der Berechnungsstandorte.

Bezeichnung	Boden-parametrisierung	rechte Randbedingung	hydraulische Leitfähigkeit
var1_1	var1	Sickerrand	Mikro- und Makroporenleitfähigkeit
var1_2	var1	freie Drainage	nur Mikroporenleitfähigkeit (Rosetta Lite)
var1_3	var1	freie Drainage	nur Laborleitfähigkeit
var1	var1	freie Drainage	Mikro- und Makroporenleitfähigkeit
var2	var2	freie Drainage	Mikro- und Makroporenleitfähigkeit
var3	var3	freie Drainage	Mikro- und Makroporenleitfähigkeit

Variante var1_2 hat dagegen wie am unteren Rand auch am rechten Rand Gravitationsfluss als Randbedingung. Bei dieser Parametrisierungsvariante wird nur die Mikroporenleitfähigkeit berücksichtigt, eine Erhöhung der Leitfähigkeit findet nicht statt.

Variante var1_3 entspricht Variante var1_2, jedoch wird nur die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus den Labormessungen und den Infiltrationsversuchen im Gelände berücksichtigt. Varianten var1, var2 und var3 beinhalten die jeweilige Bodenparametrisierung mit einer Gravitationsrandbedingung (freie Drainage) am rechten Rand und eine Erhöhung der Leit-

fähigkeit von der Mikroporenleitfähigkeit zur Makroporenleitfähigkeit ab dem Bodenwassergehalt bei pF 2,5 des jeweiligen Horizontes.

Variante var0 wurde für die Berechnungsstandorte nicht verwendet, da die Bodenart über die Fingerprobe ermittelt wurde und keine Korngrößenuntersuchungen für die Standorte vorliegen. Für die anderen Parametrisierungsvarianten wurden die Korngrößenverteilungen von den benachbarten Bodenfeuchtestandorten übernommen oder über die Bodenkundliche Kartieranleitung bestimmt. Um möglichst viele Bodeninformationen für die Parametrisierung zu berücksichtigen wurden die Wassergehalte bei pF 2,5 und 4,2 bei der Bestimmung der van Genuchten/Mualem-Parameter berücksichtigt.

7.2 Berechnungsversuche und Simulationen

Die Simulationsergebnisse der Berechnungsversuche werden getrennt nach den Parametrisierungsvarianten dargestellt. Dabei werden die einzelnen Glieder der Wasserhaushaltsgleichung in mm ($l\ m^{-2}$) kumulativ aufgetragen. Die Graphiken auf der linken Seite zeigen die Niederschlagsmenge (dunkelblau). Den simulierten Bodenwassergehalt (die Auffeuchtung in Bezug auf den Anfangswassergehalt, hellblau), den gemessenen Bodenwassergehalt (schwarze Punkte), und die gemessenen und simulierten Abflusskomponenten Oberflächenabfluss dunkelrot, hellrot), Zwischenabfluss (schwarz, grau) und Tiefensickerung (grün). Evaporation, Transpiration und Interzeption wurden bei der Simulation berücksichtigt, werden aber aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt. In den Graphiken auf der linken Seite ist die Zielgröße Abfluss noch einmal vergrößert dargestellt.

Ackerstandort nia1

Der Standort nia1 war zum Zeitpunkt der Berechnung mit Winterweizen bestanden und befindet sich auf einem ‚mittel‘ geneigten Unterhang. Der Pseudogley-Kolluvisol aus mittel schluffigem Ton über schwach schluffigem Ton hat einen Stauhorizont (II elCv-Sd) in 85 cm Tiefe. Die bodenphysikalischen Daten zeigen keinen ausgeprägten Dichtesprung vom M-Sw-Horizont zum II elCv-Sd-Horizont, aber eine deutliche Abnahme der weiten Grobporen und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. Der M- und der M-Sw1-Horizont haben dagegen ‚äußerst hohe‘ Leitfähigkeiten von über $1000\ cm\ d^{-1}$. Die M-Horizonte weisen auch den höchsten Flächenanteil an Makroporen auf. Die Infiltrationsrate ist fast doppelt so hoch wie die hydraulische Leitfähigkeit im Ap-Horizont.

Der Berechnungsversuch erbrachte ausschließlich Zwischenabfluss, der bereits am ersten Berechnungstag nach dem zweiten Intervall beginnt. Der Abflusskoeffizient variiert an den einzelnen Berechnungstagen zwischen 15 und 20 % (SCHOBEL 2008).

Da die Vegetationsbedeckung auf einem Ackerstandort im Jahresverlauf stark variiert, wurden bei der Anwendung des Prozessbeurteilungsschemas (vgl. Kap. 4.2, SCHERRER 2004) sowohl eine Vegetationsbedeckung von über und unter 50 % berücksichtigt. Zusätzlich wurde bei Böden mit Pseudogleymerkmalen der dominierende Abflussprozess mit und ohne anstehendem Wasserspiegel im Boden bestimmt.

Bei kurzen intensiven Niederschlägen, bei einer Bedeckung von unter 50 % ist der dominierende Abflussprozess bei vorhandenem Wasserspiegel im Unterboden SOF2; ohne anstehendes Wasser im Sw-Horizont SSF2 (Tab. 7.3). Eine Schlüsselstelle ist die Frage nach der

Stärke der Pseudovergleyung, da oberhalb des Sw-Horizonts ein M-Horizont ohne Pseudovergleyungsmerkmale ausgebildet ist, wurde der Vergleyungsgrad als „schwach“ eingestuft. Bei einer Bedeckung von über 50 % werden über die Frage nach der Makroporosität im Oberboden die gleichen Abflussprozesse bestimmt (SOF2, SSF2). Bei lang anhaltenden Niederschlägen mit geringer Intensität kommt es bei einer Bedeckung von unter 50 % zu SOF2 und bei einer Bedeckung von über 50 % zu HOF2 (Tab. 7.4). Letzteres verwundert, da gerade bei lang anhaltenden Niederschlägen mit geringer Intensität am aller wenigsten davon ausgegangen werden kann, dass es zu Horton'schem Oberflächenabfluss kommt. Schlüsselstelle ist hierbei die Frage nach der Durchlässigkeit der Matrix im Unterboden. Da nicht weiter nach einer möglichen Makroporosität im Unterboden gefragt wird endet die Prozessbeurteilung bei HOF2.

Tab. 7.3: Prozessbeurteilung am Standort nia1 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden	Verschlämmungsneigung groß? (nein) – Matrix verdichtet? (nein)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleyungsgrad schwach? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) = SSF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleyungsgrad schwach? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) = SSF2

Tab. 7.4: Prozessbeurteilung am Standort nia1 für extensive, lang andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlämmungsneigung groß? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrix im Unterboden gut durchlässig? (nein) = HOF2

Mit Parametrisierungsvariante var1_1 wird wie im Realsystem Zwischenabfluss simuliert. Es wird aber weder der Zeitpunkt des Einsetzens, noch das Abflussvolumen im Modell abgebildet. Die Sickerrandbedingung, bei der es erst bei Sättigung von einem Bodenbereich am rechten Modellrand zu Zwischenabfluss kommt, führt dazu, dass erst am zweiten Beregnungstag Abfluss am rechten Rand auftritt. Am dritten Beregnungstag nimmt die Abflussmenge zu, da der Boden schon einen höheren (simulierten) Wassergehalt aufweist. Verstärkte Tiefensickerung beginnt während des vierten Beregnungsintervalls am zweiten Beregnungstag. Die gemessene Bodenfeuchte vor und nach den täglichen Beregnungen zeigt in Bezug auf den Anfangswassergehalt am Ende des ersten Beregnungstags eine Zunahme um über 60 mm,

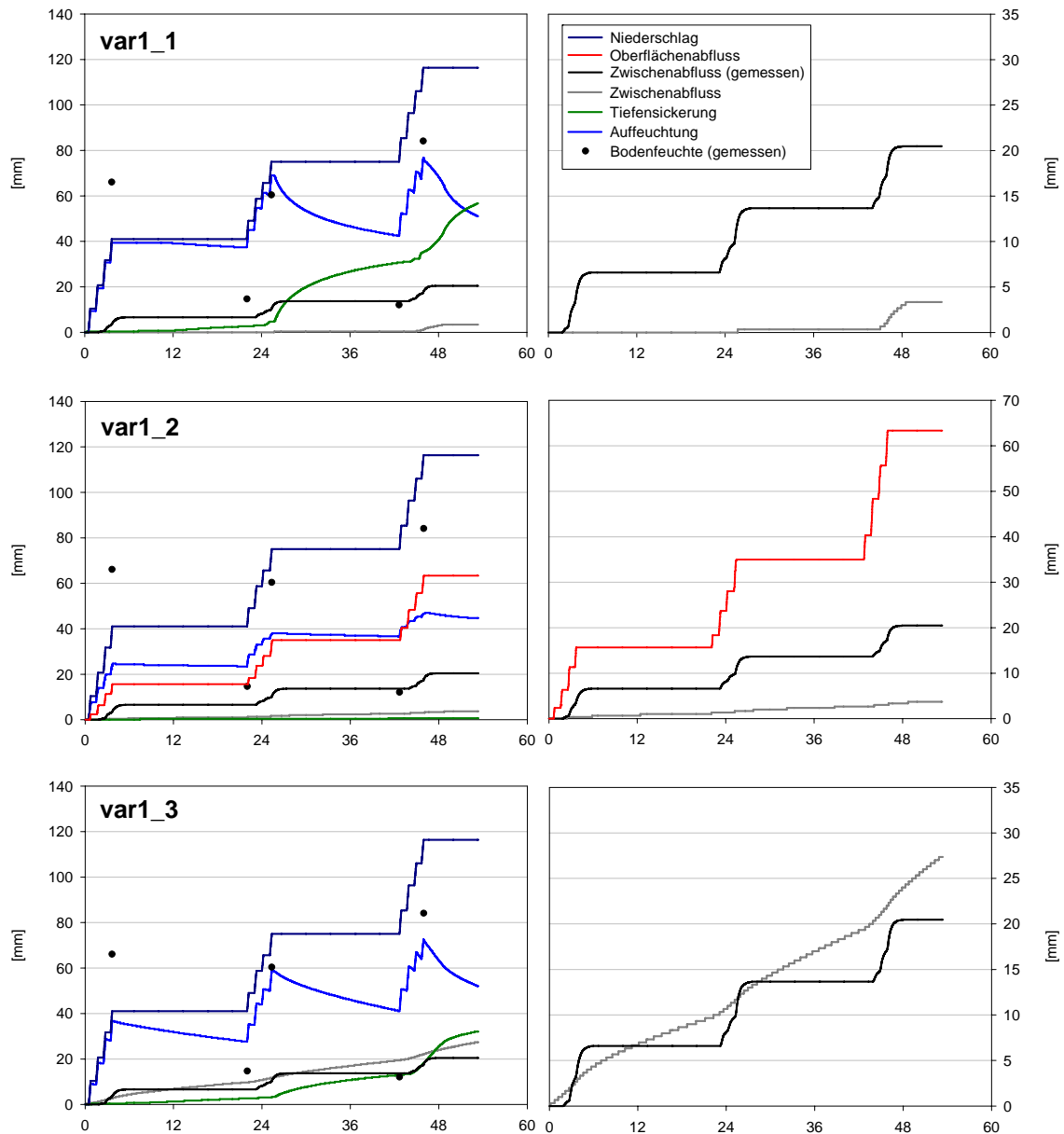


Fig. 7.2: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nial mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_2 und var1_3.

bei einer Gesamtberegnungsmenge von nur 40 mm. Hier zeigt sich die besondere Problematik der gravimetrischen Bodenfeuchtemessung bei einer hohen Sättigung (vgl. Kap. 5.4.1). Vor Beginn der Beregnungsintervalle am zweiten Tag sinkt der Wassergehalt auf unter 20 mm, wie auch vor Beginn des dritten Beregnungstages. Dieser Rückgang des Bodenwassergehalts wird mit dieser Parametrisierungsvariante nicht nachvollzogen. Die Bodenwassergehalte nach dem zweiten und dritten Beregnungstag werden von dem simulierten Wassergehalt jedoch erreicht.

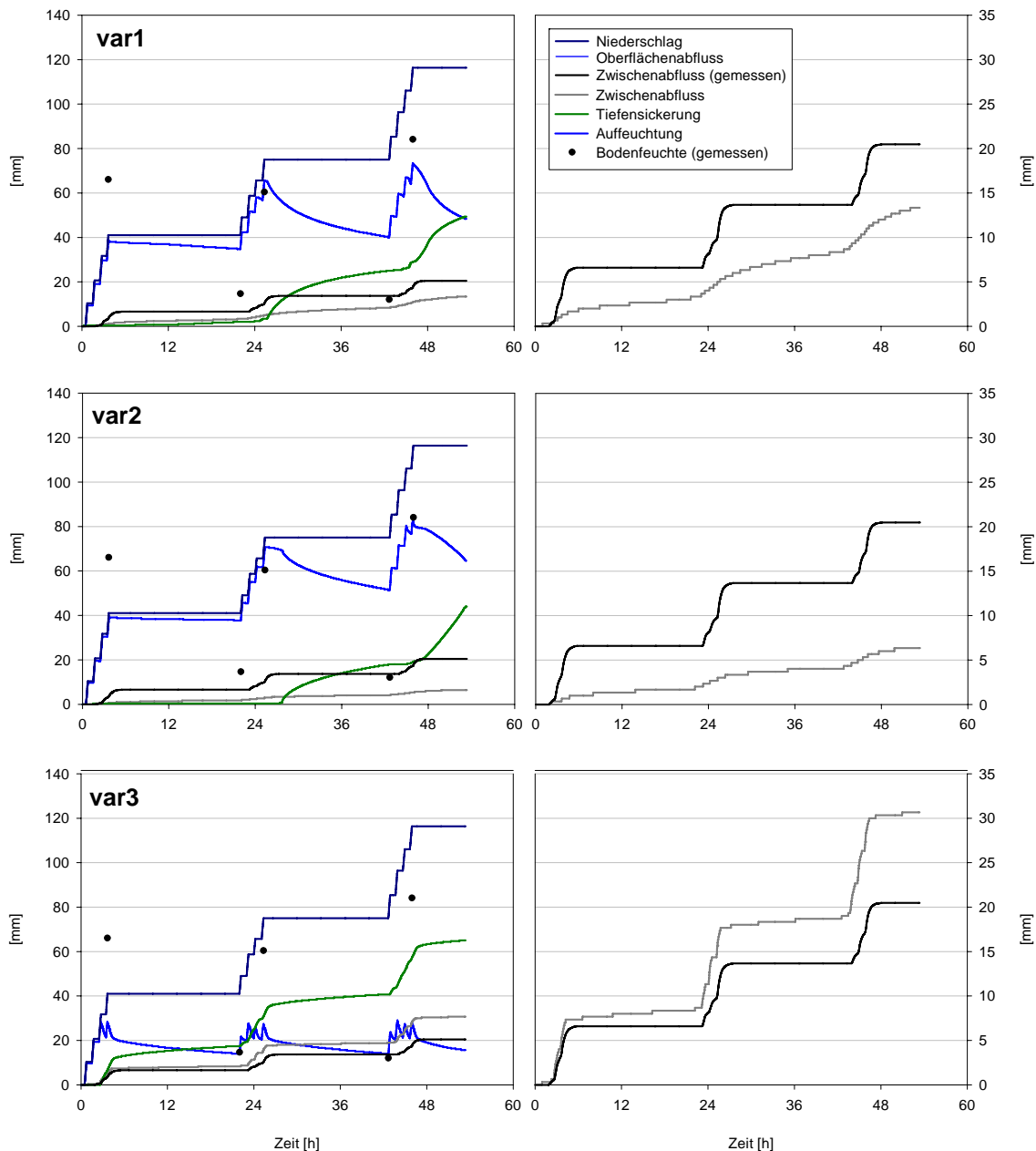


Fig. 7.3: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia1 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

Variante var1_2 berücksichtigt nur die mit *Rosetta Lite* ermittelten Matrixleitfähigkeiten. Dies führt im Modell zu Oberflächenabfluss, der bereits am ersten Beregnungstag im ersten Intervall beginnt und an den beiden nächsten Tagen an Abflussvolumen noch zunimmt. Der simulierte Zwischenabfluss ist sehr gering und tritt im Gegensatz zu dem gemessenen Abfluss kontinuierlich auf. Tiefensickerung wird nicht simuliert. Die gemessenen Bodenwassergehalte werden von der Simulation weder vor noch nach den Beregnungstagen erreicht.

Bei Variante var1_3 wird dagegen nur die im Labor gemessene Wasserleitfähigkeit im Modell berücksichtigt. Eine Leitfähigkeitserhöhung nach Überschreiten des Grenzwassergehaltes findet nicht statt. Das Modell simuliert mit dieser Parametrisierung – wie das Real-system – ausschließlich Zwischenabfluss. Das Abflussvolumen wird mit dieser Parametri-

sierungsvariante in etwa nachvollzogen, jedoch wird die Abflussdynamik nicht nachgebildet. Der simulierte Abfluss tritt im Gegensatz zum gemessenen Abfluss kontinuierlich auf. Bei einem längeren Simulationszeitraum würde das simulierte Abflussvolumen das gemessene deutlich übertreffen. Zu einer Tiefensickerung kommt es ähnlich wie bei Variante var1_1 am zweiten Berechnungstag, aufgrund des höheren Zwischenabflusses jedoch in geringerer Höhe. Auch die gemessenen Bodenwassergehalte werden ähnlich wie bei Variante var1_1 am zweiten und dritten Tag nach den Berechnungsintervallen von dem simulierten Wassergehalt erreicht.

Variante var1 mit der rechten Randbedingung „freie Drainage“ und der Berücksichtigung einer Leitfähigkeitserhöhung bei einsetzendem Makroporenfluss führt im Modellsystem ebenfalls ausschließlich zu Zwischenabfluss (Fig. 7.3). Das Abflussvolumen wird von dem Modell unterschätzt. Jedoch wird Beginn und Dynamik, mit verstärktem Zwischenabfluss während der Berechnungsintervalle, im Modellsystem gut abgebildet. Tiefensickerung beginnt wie bei den Varianten var1_1 und var1_3 am zweiten Berechnungstag, auch die Simulation der Aufweitung des Bodens ist mit diesen Varianten vergleichbar.

Bei Variante var2 wird nun erstmals mit veränderten Bodenparametern simuliert. Das Abflussvolumen bleibt weit hinter dem gemessenen Wert zurück. Die Form der kumulierten Abflusskurve ist mit der von Variante var1 vergleichbar. Jedoch verändert sich die Wasserbewegung durch den Boden. Die Form der Aufweitungskurve nach dem zweiten und dritten Berechnungstag und besonders die Tiefensickerung am dritten Berechnungstag verändern sich.

Die Simulation von Parametrisierungsvariante var3 mit einem wesentlich geringeren Sättigungswassergehalt und sehr kleinen α -Werten zeigt ein deutlich verschiedenes Modellverhalten. Die Dynamik und die Form der kumulierten Zwischenabflusskurve entsprechen dem gemessenen Abfluss. Auch der Beginn des Abflusses wird sehr gut abgebildet. Am zweiten und dritten Berechnungstag wird jedoch das Abflussvolumen überschätzt. Das Modell simuliert schon am ersten Berechnungstag Tiefensickerung. Die Aufweitungskurve zeigt, dass bereits am ersten Berechnungstag im dritten Berechnungsintervall ein Wassergehalt im Boden erreicht wird, bei dem die Leitfähigkeit stark ansteigt. Im Gegensatz zu den vorhergehenden Parametrisierungsvarianten werden nun die gemessenen Bodenwassergehalte vor dem zweiten und dritten Berechnungstag von der Simulation abgebildet.

Ackerstandort nia2

Die Pseudogley-Braunerde zeigt in 60 cm Tiefe mit dem Schichtwechsel von der Haupt- (Lt3) zur Basislage (Tu3) eine deutliche Zunahme der Lagerungsdichte. Der II ICv-Sd-Horizont bildet eine Stauschicht mit einer sehr viel geringeren gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. Der Bv-Horizont hat im Vergleich zum Bv-Sw-Horizont ebenfalls eine erhöhte Lagerungsdichte, was auf eine Unterbodenverdichtung infolge der konventionellen Bodenbearbeitung schließen lässt. Die hydraulische Leitfähigkeit nimmt im Ap2- und Bv-Horizont ab, ist aber immer noch sehr hoch. Die Makroporenzahl nimmt in der Basislage stark ab. Die Verschlammungsneigung des Standorts ist sehr gering, aber die Endinfiltrationsrate ist wesentlich geringer als die hydraulische Leitfähigkeit im Ap1-Horizont.

Auch diese Berechnung erzeugte ausschließlich Zwischenabfluss. Der Abfluss setzt bereits nach dem ersten Berechnungsintervall ein und variiert zwischen den einzelnen Berechnungstagen

nur leicht zwischen 20,4 und 21,6 %. Als einziger Standort zeigt dieser auch Abfluss zwischen den einzelnen Berechnungstagen, der aber nur mit seiner Gesamtsumme erfasst wurde.

Das Prozessbeurteilungsschema führt bei Starkniederschlägen mit einer Vegetationsbedeckung von unter 50 %, sowohl mit, als auch ohne anstehendes Stauwasser zu SOF2. Auch bei einer Vegetationsbedeckung von über 50 % wird SOF2 erreicht (Tab. 7.5). Hier ist die Hangneigung von unter 5 % entscheidend. Lang andauernde Niederschläge mit geringer Intensität führen bei einer Vegetationsbedeckung von unter 50 % ebenfalls zu SOF2, bei einer Bedeckung von über 50 % zu HOF2 (Tab. 7.6). Hier gilt gleiches wie am vorausgegangen Standort. Wenn HOF nicht schon bei kurzen, intensiven Niederschlagsereignissen bestimmt wird, dann ist dieser Abflussprozess bei lang andauernden Niederschlägen mit geringer Intensität unplausibel. Schlüsselstelle ist die Matrixleitfähigkeit im Unterboden.

Tab. 7.5: Prozessbeurteilung am Standort nia2 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden	Verschlämungsneigung groß? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) –
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Hangneigung > 5 %? (nein) = SOF2

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein), – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja) –
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Hangneigung > 5 %? (nein) = SOF2

Tab. 7.6: Prozessbeurteilung am Standort nis2 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein), - Verschlämungsneigung groß? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (nein), Makroporosität groß? (ja) = SOF2

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (nein), Makroporosität groß? (ja) – Matrix Unterboden gut durchlässig? (nein) = HOF2

Parametrisierungsvarianten var1_1 und var1_2 zeigen ähnliche Ergebnisse wie die entsprechenden Simulationen am Standort nia1 und werden daher nicht näher erläutert. Die Abbildungen finden sich im Anhang A2.1.

Parametrisierungsvariante var1_3 erzeugt wie im Realsystem Zwischenabfluss. Der andauernde Zwischenabfluss, auch zwischen den Berechnungstagen, führt zu einer wesentlich besseren Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Abflussdynamik mit einer Gravitationsrandbedingung. Das Abflussvolumen entspricht der Größenordnung des gemessenen Abflusses. Die Abflussdynamik kann aber nicht vollständig vom Modell abgebildet werden.

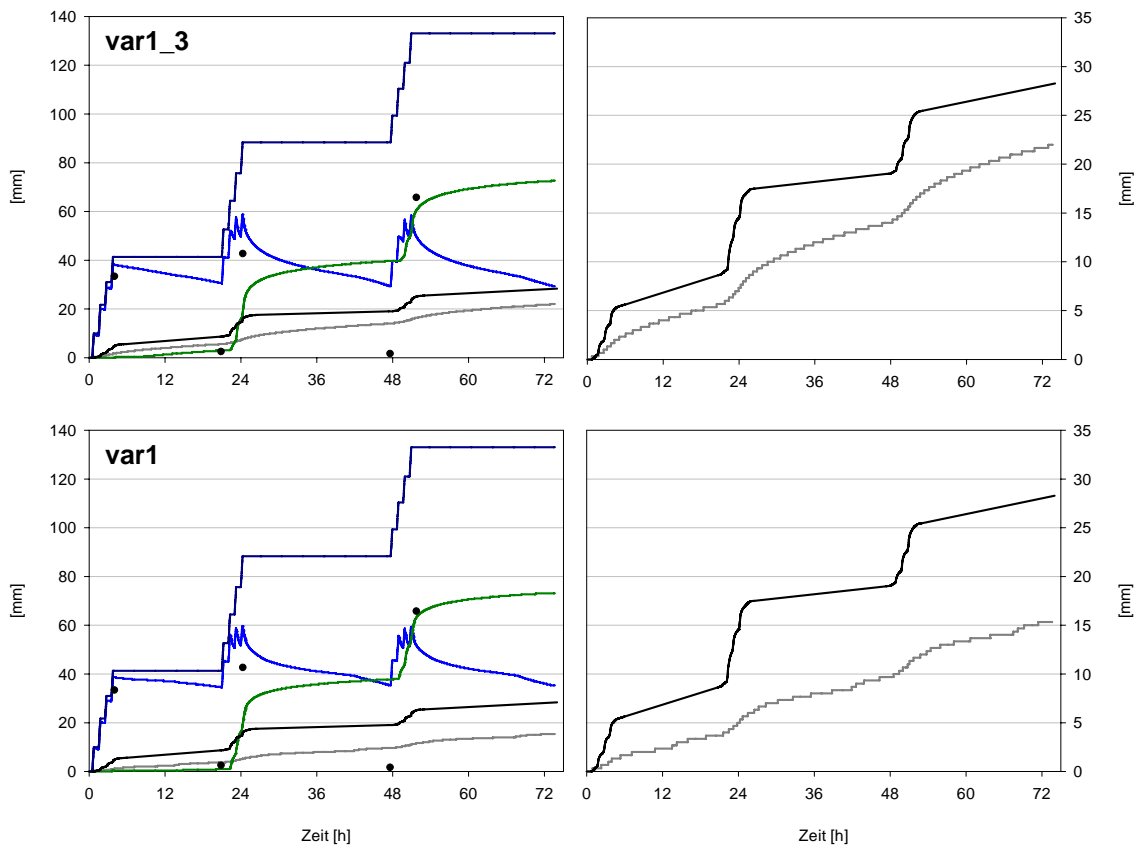


Fig. 7.4: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_3, var1.

Im Modellsystem dominiert die Tiefensickerung, die verstärkt am zweiten Beregnungstag einsetzt. Der gemessene Bodenwassergehalt geht zwischen den einzelnen Beregnungstagen wieder fast auf das Niveau des Ausgangswassergehaltes zurück. Die gewählte Parametrisierung kann diesen starken Rückgang nicht abbilden, An diesem Standort werden eher die hohen Werte nach den Beregnungsintervallen erreicht.

Die Simulationsergebnisse von Variante var1 sind mit var1_3 vergleichbar. Das Abflussvolumen wird aber noch stärker unterschätzt. Bei nahezu gleicher Tiefensickerung wird etwas mehr Niederschlagswasser im Boden gespeichert.

Parametrisierungsvariante var2 führt ebenfalls zur Simulation des richtigen Abflussprozesses. Im Vergleich zu den beiden vorherigen Varianten setzt der Zwischenabfluss im Modellsystem jedoch erst am zweiten Beregnungstag ein. Beim Verlauf der Auffeuchtungskurve ist ein auffälliger Rückgang vor Beregnungstag 2 und am Ende der Simulation zu beobachten. Zu diesen Zeitpunkten kommt es am unteren Rand des Profils zu einem erhöhten Wassergehalt und damit zu einer erhöhten Wasserleitfähigkeit, die schnell viel Wasser aus dem betrachteten Profil abführt, was sich in einer verstärkten Tiefensickerung widerspiegelt.

Das Simulationsergebnis von Variante var3 zeigt, wie schon am Standort nia1, in Bezug auf den Zwischenabfluss das beste Simulationsergebnis. Bis zum Ende des zweiten Beregnungstages wird der Zwischenabfluss sehr gut abgebildet. Insgesamt wird der Zwischenabfluss nur

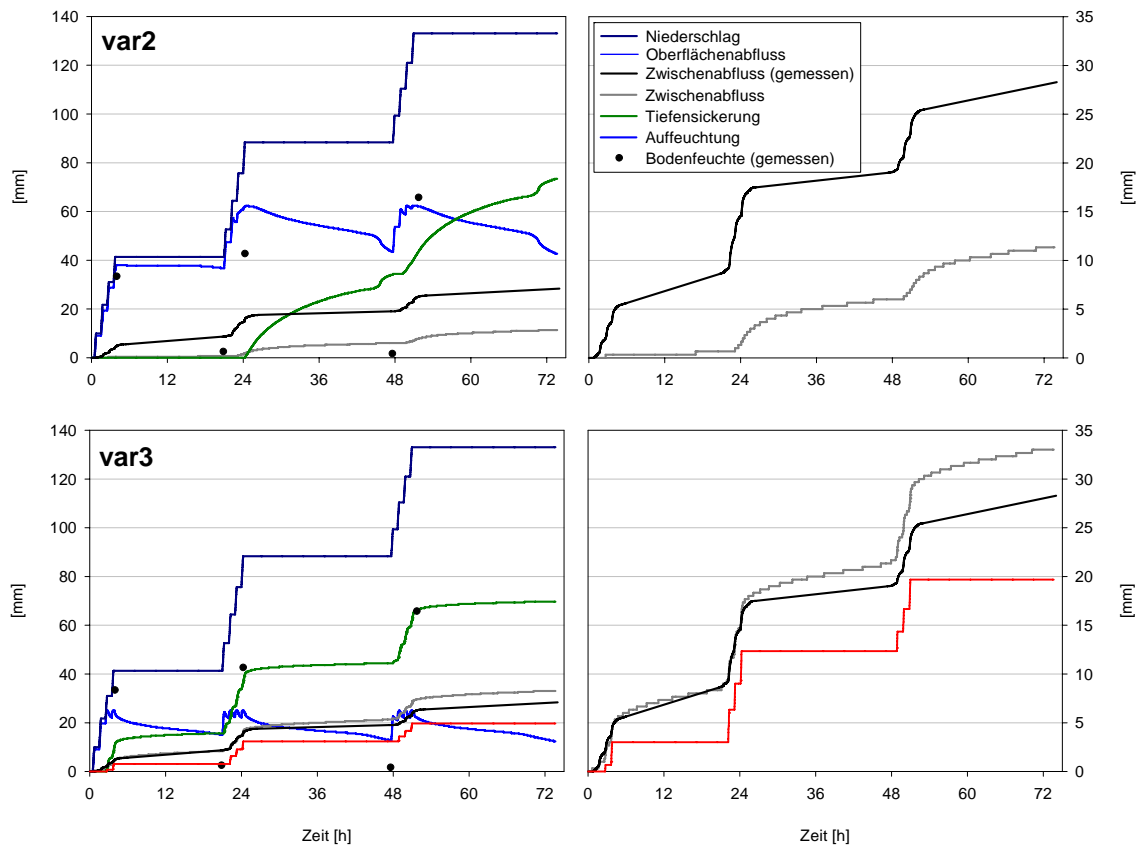


Fig. 7.5: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia2 mit den Parametrisierungsvarianten var2 und var3.

leicht überschätzt. Jedoch wird bei diesem Standort auch Oberflächenabfluss simuliert, der während des Beregnungsversuchs aber nicht aufgetreten ist. Daran zeigt sich, dass bei dieser Parametrisierungsvariante der Porenraum zwischen (parametrisiertem) Sättigungswassergehalt und (gemessener) maximaler Wassersättigung zu gering ist. Es kommt während der Simulation zu Sättigungsflächenabfluss. Im Gegensatz zu Standort nial reichen hier die hydraulischen Leitfähigkeiten nicht aus, um das Wasser lateral und vertikal abzuführen

Ackerstandort nia3

Die Pseudogley-Braunerde auf einer schwach geneigten Mittelhangposition zeigt einen Dichtesprung, verbunden mit einer deutlichen Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit, in 85 cm Tiefe. Sowohl der Sw-, als auch der Sd-Horizont sind an diesem Standort in der Basislage ausgebildet. Die im Vergleich zum IIIcV-Sw-Horizont erhöhte Lagerungsdichte des Bv-Horizontes deutet auf eine Bodenverdichtung hin, dies wird jedoch nicht durch die Messung der gesättigten Leitfähigkeit bestätigt. Der Horizont weist die höchste Makroporenanzahl im Profil auf.

Der Beregnungsversuch erbrachte an diesem Standort sowohl Zwischenabfluss wie auch gesättigten Oberflächenabfluss ab dem 3. Intervall des ersten Beregnungstages bzw. ab dem zweiten Intervall am zweiten und dritten Beregnungstag. Der Zwischenabflusskoeffizient

steigerte sich von 17 % am ersten Tag auf 40 % an den beiden darauf folgenden Tagen. Der Oberflächenabflusskoeffizient steigerte sich von 1,2 über 9 auf 15,3 %.

Nach dem Prozessbeurteilungsschema für Ackerböden kommt es mit einem Wasserspiegel im Unterboden bei Starkniederschlägen auf Flächen mit einer Vegetationsbedeckung von unter 50 % zu SOF2, ohne Stauwasser zu SSF1. Bei einer Vegetationsbedeckung von über 50 % wird mit Stauwasser ebenfalls SOF2 erreicht, ohne Stauwasser SSF2 (Tab. 7.7). Auch lang anhaltende Niederschläge mit einer geringen Intensität führen auf Flächen mit einer Vegetationsbedeckung von unter 50 % zu SOF2, bei einer Vegetationsbedeckung von über 50 % dagegen zu unplausiblen HOF2 (Tab.7.8, siehe auch Prozessbeurteilung nia1 und nia2).

Tab. 7.7: Prozessbeurteilung am Standort nia3 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden	Verschlämmungsneigung groß? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja) –
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (nein) – Tiefe der Vergleierungsmerkmale > 1 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 0,5 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 1 m? (ja) – Hangneigung > 5 % (ja) – laterale Fließwege? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdruchlässigkeit groß? (ja) = SSF1
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja) –
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Wasserspiegel? (nein) – Vergleierungsgrad schwach? (ja) – Hangneigung > 5 % (ja) = SSF2

Tab. 7.8: Prozessbeurteilung am Standort nia3 für extensive, lange andauernde Niederschläge,

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlämmungsneigung groß? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (nein) – Makroporosität groß? (ja) = SOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? (nein), Makroporosität groß? (ja) – Matrix Unterboden gut durchlässig? (nein) = HOF2

Mit Parametrisierungsvariante var1_1 wird trotz Sickerrandbedingung kein (Sättigungs-) Oberflächenabfluss simuliert. Der gemessene Zwischenabfluss wird sowohl in der Dynamik wie auch im Volumen nicht erreicht. Der gemessene Bodenwassergehalt wird von dem Modell aufgrund der geringen simulierten Abflüsse stark überschätzt. Eine kontinuierliche Tiefensickerung beginnt nach den Beregnungsintervallen des zweiten Tages.

Bei Variante var1_2 wird als dominierender Abflussprozess Oberflächenabfluss simuliert, der im Gegensatz zu dem gemessenen Oberflächenabfluss bereits am ersten Beregnungstag im ersten Beregnungsintervall beginnt und diesen deutlich übersteigt. Die Zwischenabflusskomponente wird vom Modell nicht abgebildet. Der simulierte Bodenwassergehalt ist auf

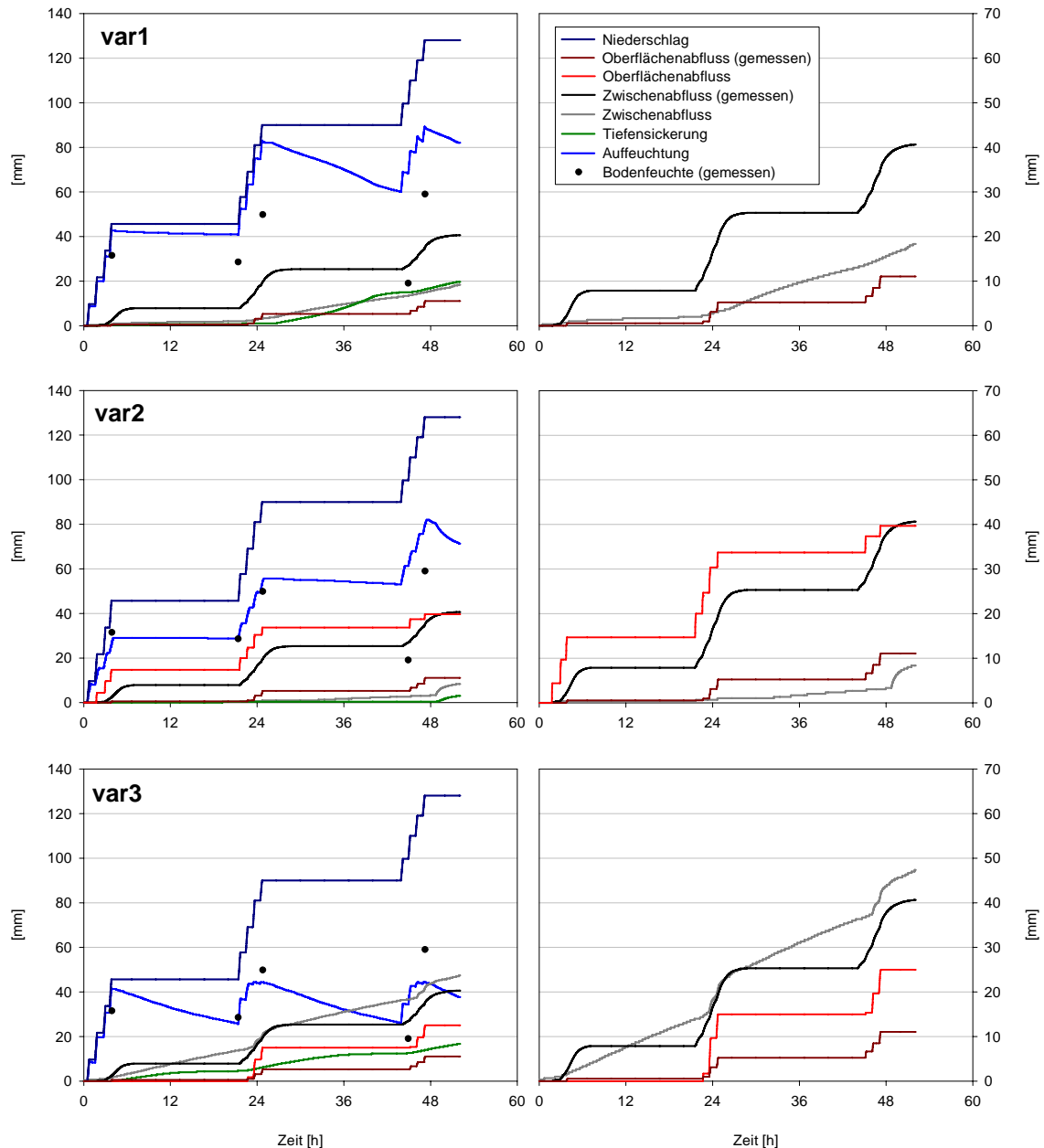


Fig. 7.7: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia3 mit den Parametrisierungsvarianten var2 und var3.

grund des hohen Oberflächenabflusses geringer als die Referenzmessungen. Tiefsickerung wird bei dieser Variante nicht simuliert.

Auch die Varianten var1_3 und var1 simulieren keinen Oberflächenabfluss. Der geringe Anfangswassergehalt führt zudem zu einem sehr zögerlichen Einsetzen des Zwischenabflusses, der zudem weit hinter den gemessenen Werten zurückbleibt. Aufgrund des geringen Abflusses ist der Bodenwassergehalt im Modell bei beiden Varianten sehr hoch.

Variante var2 simuliert dagegen beide Abflusskomponenten, jedoch wird der Oberflächenabfluss stark über-, der Zwischenabfluss stark unterschätzt. Der gemessene Bodenwassergehalt wird nach dem ersten und am zweiten Beregnungstag vom Modell erreicht. Der Rück-

gang des Wassergehaltes wird dagegen im Modell nicht nachvollzogen. Tiefensickerung setzt erst nach dem dritten Berechnungstag ein.

Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss werden mit Parametrisierungsvariante var3 am besten simuliert. Wie im Realsystem setzt der Oberflächenabfluss im zweiten Berechnungsintervall des zweiten Berechnungstages ein, die Abflussmenge ist jedoch im Modell etwas höher. Die Abflussmenge des Zwischenabflusses wird sehr gut abgebildet, die Abflussdynamik wird im Vergleich zu den Ackerstandorten nia1 und nia2 nur während der Berechnungsintervalle drei und vier am zweiten und dritten Berechnungstag nachvollzogen. Mit dieser Parametrisierungsvariante wird der Rückgang des Wassergehaltes zwischen den Berechnungstagen sehr gut nachgezeichnet. Die Tiefensickerung setzt bereits am ersten Tag ein.

Grünlandstandort nig1

Die Pseudogley-Braunerde ist ähnlich aufgebaut wie die Böden auf den Ackerstandorten. Zeigt aber etwas andere bodenhydraulische Eigenschaften. Sowohl die Endinfiltrationsrate, als auch die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit im Ah-Horizont ist im Vergleich zu den Ackerstandorten gering. Darin zeigt sich der Einfluss des Wurzelfilzes auf die Infiltrationsleistung an diesem Standort. Aber auch die gesättigten Leitfähigkeiten der darunter folgenden Horizonte ist etwas geringer als bei den Ackerstandorten. In 65 cm Tiefe erfolgt ein deutlicher Dichtesprung zum II ICv-Sd-Horizont mit einer starken Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit.

Tab. 7.9: Prozessbeurteilung am Standort nig1 für intensive, kurze Niederschläge.

Oberfläche	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (ja) – Hydrophobizität stark? (ja) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m (ja) – Flurabstand > 1 m? (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fliesswege (ja) – Makroporosität groß? (ja) Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichungsmerkmale schwach? (ja) – Gesamtmächtigkeit des Boden < 1 m? (ja) – Mächtigkeit des Boden > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Hangneigung > 5%? (ja) – Laterale Fliesswege? (ja) = SSF2

Tab. 7.10: Prozessbeurteilung am Standort nig1 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Oberfläche	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus? (ja) – Hydrophobizität stark? (ja) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m? (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fliesswege? (ja) – Makroporosität groß? (ja) Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichungsmerkmale schwach? (ja) – Gesamtmächtigkeit des Boden < 1 m? (ja) – Mächtigkeit des Boden > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Hangneigung > 5%? (ja) – Laterale Fliesswege? (ja) = SSF2

Da auf den Grünlandstandorten keine größeren Bereiche mit einer Vegetationsbedeckung von unter 50 % vorkommen wurde das Prozessbeurteilungsschema (Tab. 7.9 und 7.10) nur auf Standorte mit einer Bedeckung von über 50 % angewendet. Aufgrund der Pseudogley-dynamik wurden – wie schon bei den Ackerstandorten – Zeiträume mit und ohne Stau

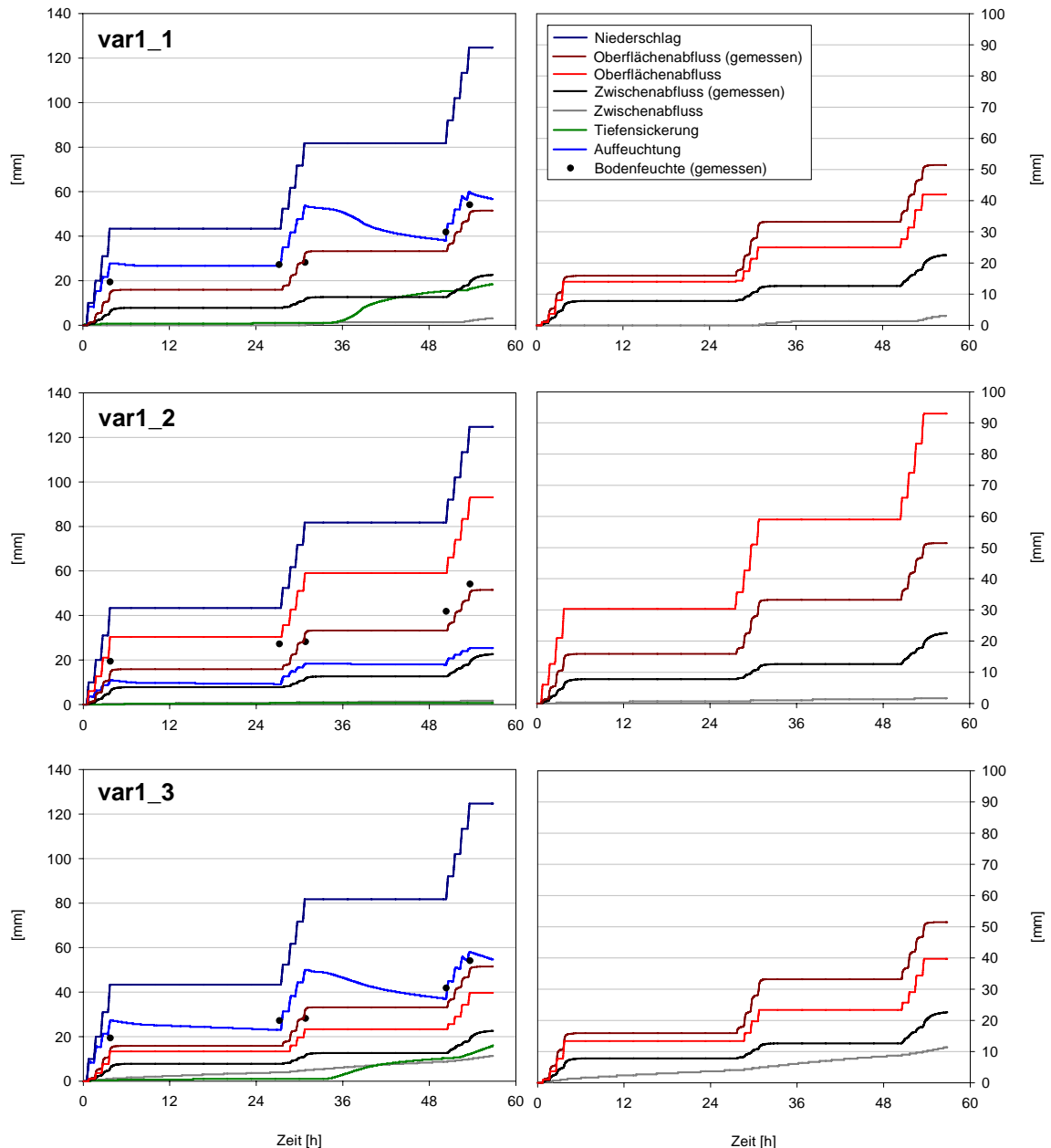


Fig. 7.8: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig1 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 var1_2 und var1_3.

wasser berücksichtigt. Allerdings wurden die Fragen nach einem Wasserspiegel an der Bodenoberfläche und im Oberboden stets mit „nein“ beantwortet. Um den starken Wurzelfilz auf diesen Standorten zu berücksichtigen wurden die Fragen nach der Hydrophobizität mit „ja“ beantwortet. Bei intensiven, kurzen Niederschlägen führt das Prozessbeurteilungsschema sowohl mit, als auch ohne Stauwasser, zu SSF1. Auch extensive, lang andauernde Niederschläge führen bei beiden Varianten zu SSF1.

Parametrisierungsvariante var1_1 simuliert die Abflussdynamik und die Abflussmenge des Oberflächenabflusses sehr gut. Aufgrund der Sickerrandbedingung bleibt der Zwischenabfluss sehr gering, im Gegensatz zum Versuch setzt er erst nach dem zweiten Beregnungstag

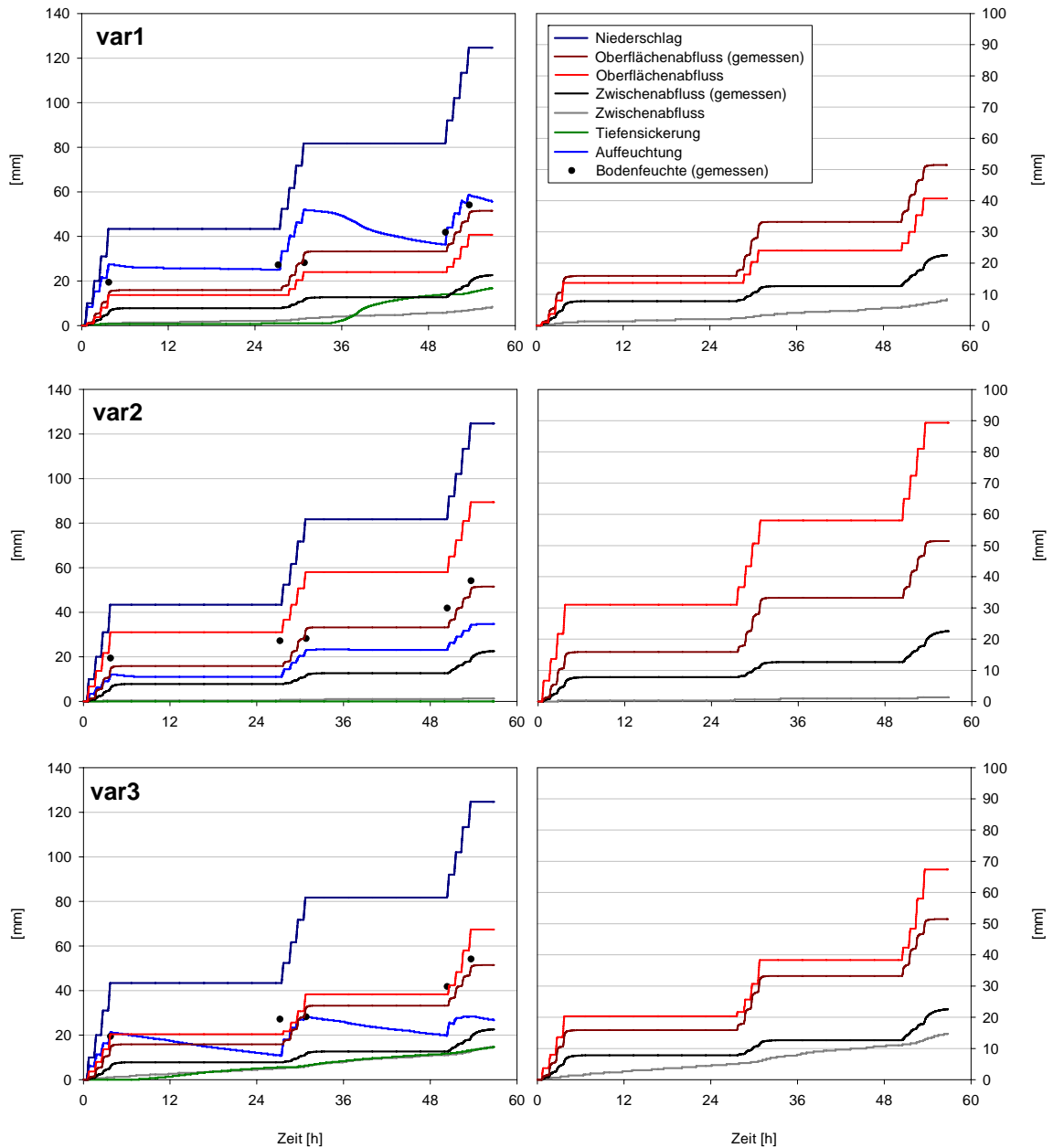


Fig. 7.9: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig1 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

ein. Die Auffeuchtung des Profils wird dagegen bis auf die Messung nach dem zweiten Beregnungstag sehr gut nachvollzogen. Aufgrund des relativ mächtigen Profils kommt es erst zwischen dem zweiten und dritten Beregnungstag zu einer Tiefensickerung.

Die geringe hydraulische Leitfähigkeit der Bodenmatrix führt mit Variante var1_2 zu einer deutlichen Überschätzung der Oberflächenabflussmenge. Die in den Boden infiltrierende Wassermenge reicht nicht mehr aus, um Zwischenabfluss zu erzeugen. Die Auffeuchungskurve bleibt unterhalb der gemessenen Bodenfeuchte. Auch eine Tiefensickerung wird nicht simuliert.

Variante var1_3 und var1 simulieren dagegen beide Abflusskomponenten. Die Oberflächenabflussmenge wird dabei etwas unterschätzt. Die Dynamik des Zwischenabflusses wird im

Modell nicht nachvollzogen. Der Zwischenabflussbildung erfolgt im Modell kontinuierlich mit einer leichten Steigerung im Verlauf der Simulation. Die Aufweitung des Profils wird wie bei var1_1 aufgrund der simulierten Abflusssummen gut abgebildet.

Trotz der gleichen Matrix- und Makroporenleitfähigkeit wie in den Varianten var1_1 und var1 wird mit der Parametrisierungsvariante var2 der Oberflächenabfluss deutlich überschätzt. Die Simulationsergebnisse entsprechen weitgehend der Variante var1_2 in der aber nur die (geringe) Matrixleitfähigkeit berücksichtigt wurde.

Variante var3 bildet beide Abflusskomponenten ab. Der Oberflächenabfluss wird etwas überschätzt. Die Zwischenabflussmenge wird mit dieser Variante am besten simuliert, jedoch kann die Dynamik wie bei den Varianten var1_3 und var1 nicht nachvollzogen werden. Der simulierte Bodenwassergehalt liegt unterhalb der Referenzmesswerte, nur die Messung nach dem zweiten Berechnungstag wird von der Simulation erreicht. Die Tiefensickerung beginnt am ersten Berechnungstag und folgt in Dynamik und Menge dem simulierten Zwischenabfluss.

Grünlandstandort nig2

Der Berechnungsstandort befindet sich auf einer ‚stark geneigten‘ Oberhangposition. Der Hang-Pseudogley zeigt bereits in 40 cm Tiefe den Übergang von IICv-Sw zum IICv-Sd-Horizont mit einer deutlich geringeren hydraulischen Leitfähigkeit. Auch an diesem Standort wurde aufgrund des Wurzelfilzes eine geringe Infiltrationskapazität gemessen.

Der Berechnungsversuch erbrachte ausschließlich Horton’schen Oberflächenabfluss. Der Oberflächenabflusskoeffizient steigt von 29 % am ersten Berechnungstag auf knapp 60 % am dritten Berechnungstag. Dies zeigt, dass die Bodenoberfläche noch etwas Wasser zurückhalten kann bis der Abfluss einsetzt.

Tab. 7.11: Prozessbeurteilung am Standort nig2 für intensive, kurze Niederschläge.

Oberfläche	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus ? (ja) – Hydrophobizität stark? (ja) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m (ja) – Flurabstand > 1 m (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fließwege (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichsmerkmale schwach (nein) – Lage der Vergleichsmerkmale tiefer 1 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 0,5 m Tiefe? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fließwege? (ja) – Makroporosität groß? (ja) = SSF1

Das Prozessbeurteilungsschema (Tab. 7.11 und 7.12) führt an diesem Standort über verschiedene Wege bei allen Kombinationen zu SSF1. Entscheidend bei einem möglichen Stauwasserkörper im Untergrund ist die Frage nach der Stärke der Vergleichsmerkmale im Unterboden. Da der Sw-Horizont direkt unterhalb des rAp-Horizontes beginnt wurde an diesem Standort eine starke Pseudovergleyung angenommen.

Tab. 7.12: Prozessbeurteilung am Standort nig2 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Oberfläche	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus ? (ja) – Hydrophobizität stark? (ja) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m (ja) – Flurabstand > 1 m? (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – laterale Fließwege? (ja) – Makroporosität groß? (ja) Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichsmerkmale schwach (nein) – Lage der Vergleichsmerkmale tiefer 1 m? (nein) – Stauschicht oberhalb 0,5 m Tiefe? (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Laterale Fließwege? (ja) – Makroporosität groß? (ja) = SSF1

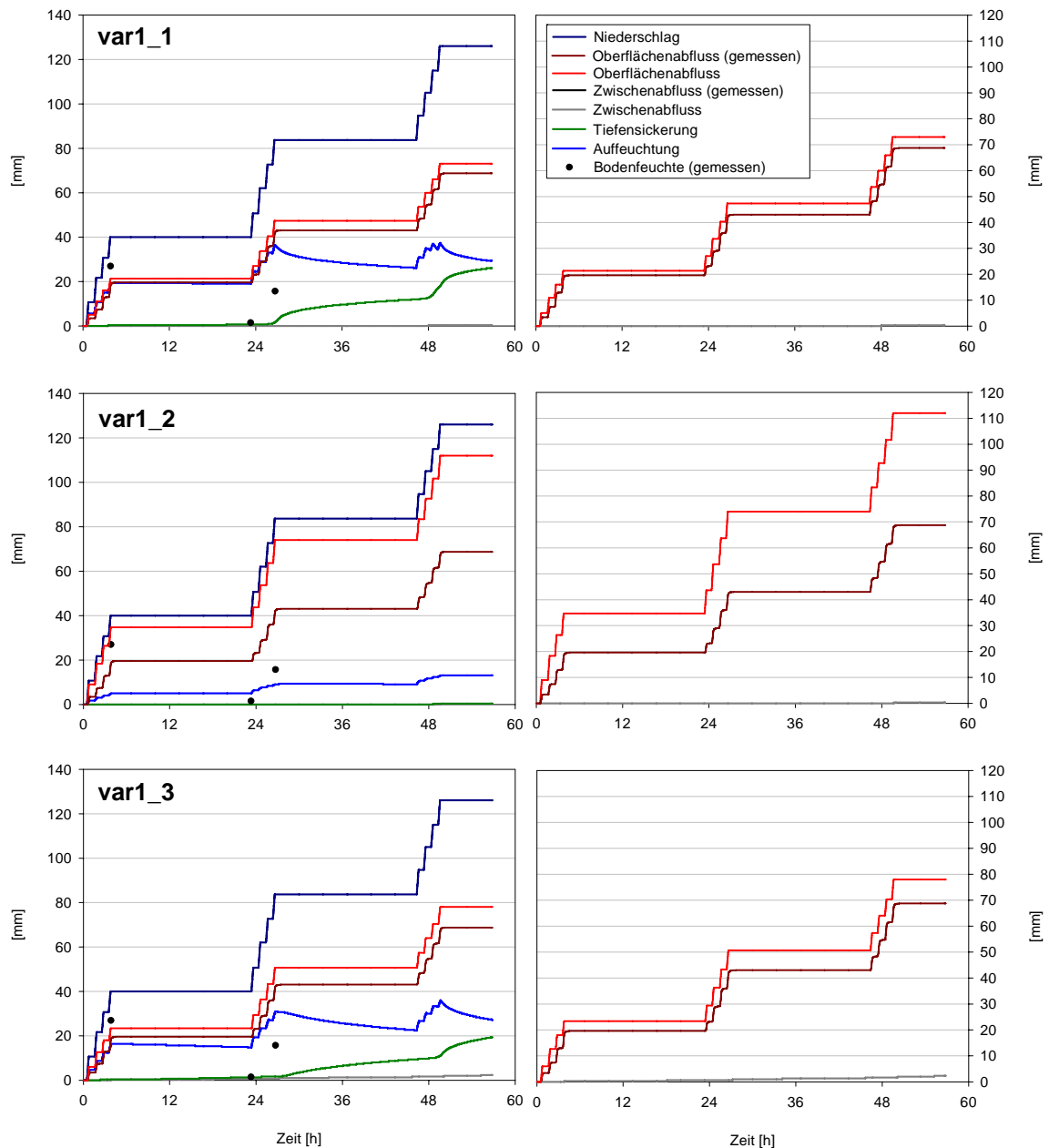


Fig. 7.10: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_2 und var1_3.

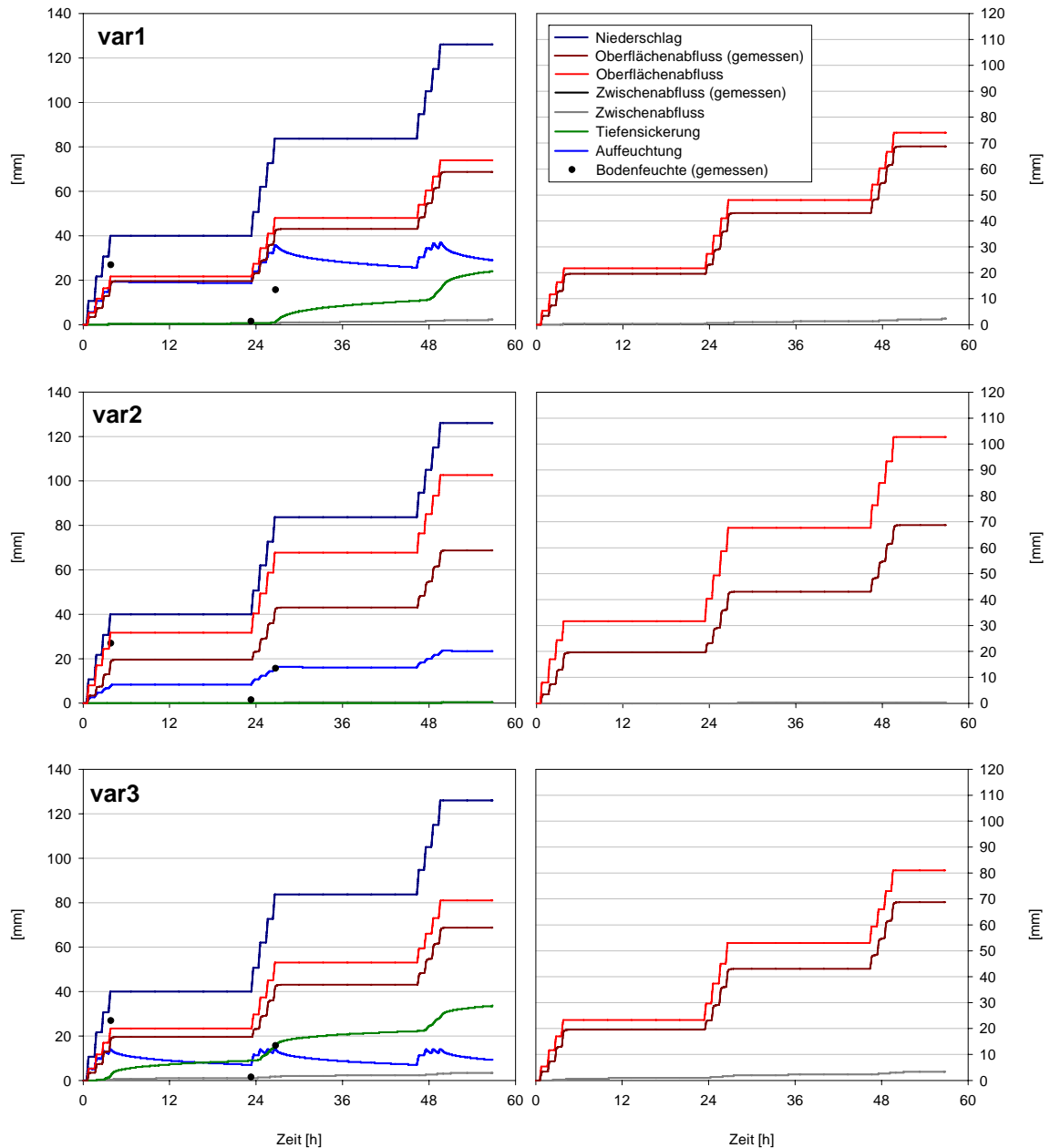


Fig. 7.11: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig2 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

Parametrisierungsvariante var1_1 bildet den Oberflächenabfluss sehr gut ab. Das Abflussvolumen wird nur leicht überschätzt. Da nur ca. 50 % des Niederschlagswassers in den Boden infiltrieren und bei einer Sickerrandbedingung am rechten Rand kommt es zu keinem Zwischenabfluss. Der gemessene Bodenwassergehalt wird nach dem ersten Beregnungstag von der Simulation fast erreicht. Im Modell nimmt der Wassergehalt im Boden jedoch bis zum zweiten Beregnungstag nicht ab. Zu einer Tiefensickerung kommt es erst durch eine weitere Auffeuchtung des Profils ab dem zweiten Beregnungstag.

Mit Parametrisierungsvariante var1_2 wird fast das gesamte aufgebraachte Niederschlagswasser oberflächlich abgeführt. Die Auffeuchtung des Bodens ist sehr gering, eine Tiefensickerung wird nicht simuliert.

Die Simulationsergebnisse mit den Parametrisierungsvarianten var1_3 und var1 sind mit den Ergebnissen von Variante var1_1 vergleichbar. Der simulierte Horton'sche Oberflächenabfluss ist nur geringfügig höher als der gemessene Abfluss. Bei Variante var1 wird aufgrund der Gravitationsrandbedingung am rechten Rand in geringem Maße Zwischenabfluss simuliert, der aber unter 3 % bleibt. Der gemessene Bodenwassergehalt wird von der Auffeuchungskurve nicht erreicht. Tiefensickerung wird ab dem zweiten Berechnungstag simuliert.

Trotz der gleichen gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten wie bei Variante var1 wird mit Variante var2 der Oberflächenabfluss überschätzt. Aufgrund der geringen Auffeuchtung des Profils wird keine Tiefensickerung simuliert. Der gemessene Bodenwassergehalt nach dem zweiten Berechnungstag wird von der Auffeuchungskurve erreicht.

Auch mit der Variante var3 wird der Oberflächenabfluss gut abgebildet. Der gemessene Abfluss wird lediglich leicht überschätzt. Wie bei Variante var1 wird aber auch Zwischenabfluss in geringer Menge simuliert. Im Gegensatz zu allen anderen Parametrisierungsvarianten wird schon am ersten Berechnungstag Tiefensickerung simuliert. Der geringe Porenanteil zwischen maximaler Wasserkapazität und Sättigungswassergehalt führt zu einem schnellen Anspringen der Makroporen welche das Wasser in die Tiefe leiten. Dadurch kommt es auch zu einem merklichen Rückgang des Bodenwassergehaltes zwischen den Berechnungstagen.

Grünlandstandort nig3

Der Pseudogley zeigt einen deutlichen Dichtesprung vom IIIcV-Sw- zum II ICv-Sd-Horizont verbunden mit einer starken Abnahme der schnell dränenden Grobporen und gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. Die Endinfiltrationsrate ist mit ca. 30 cm d^{-1} halb so hoch wie die hydraulische Leitfähigkeit im Ah-Horizont. Dies zeigt auch an diesem Standort den Einfluss des Wurzelfilzes auf die Infiltrationskapazität. Die höchste hydraulische Leitfähigkeit hat der Sw-Horizont mit über 1100 cm d^{-1} .

Tab. 7.13: Prozessbeurteilung am Standort nig3 für intensive, kurze Niederschläge.

Oberfläche	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus ? (ja) – Hydrophobizität stark? (ja) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) Hangneigung > 5 %? (ja) laterale Fließwege (ja) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichungsmerkmale schwach? (ja) – Gesamtmächtigkeit des Boden < 1 m? (ja) – Mächtigkeit des Boden > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Hangneigung > 5%? (ja) – Laterale Fließwege? (ja) = SSF2

Tab. 7.14: Prozessbeurteilung am Standort nig3 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Oberfläche	Wasserspiegel an Oberfläche? (nein) – Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden	Wasserspiegel im Oberboden? (nein) – hydrophober Humus ? (ja) – Hydrophobizität stark? (ja) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden (mit Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (ja) – Flurabstand > 0,4 m (nein) – Makroporosität groß? (ja) Hangneigung > 5 %? (ja) laterale Fließwege (ja) = SSF1
Unterboden (ohne Wasserspiegel)	Wasserspiegel vorhanden? (nein) – Vergleichungsmerkmale schwach? (ja) – Gesamtmächtigkeit des Boden < 1 m? (ja) – Mächtigkeit des Boden < 0,5 m? (nein) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (nein) – Hangneigung > 5%? (ja) – Laterale Fließwege? (ja) = SSF2

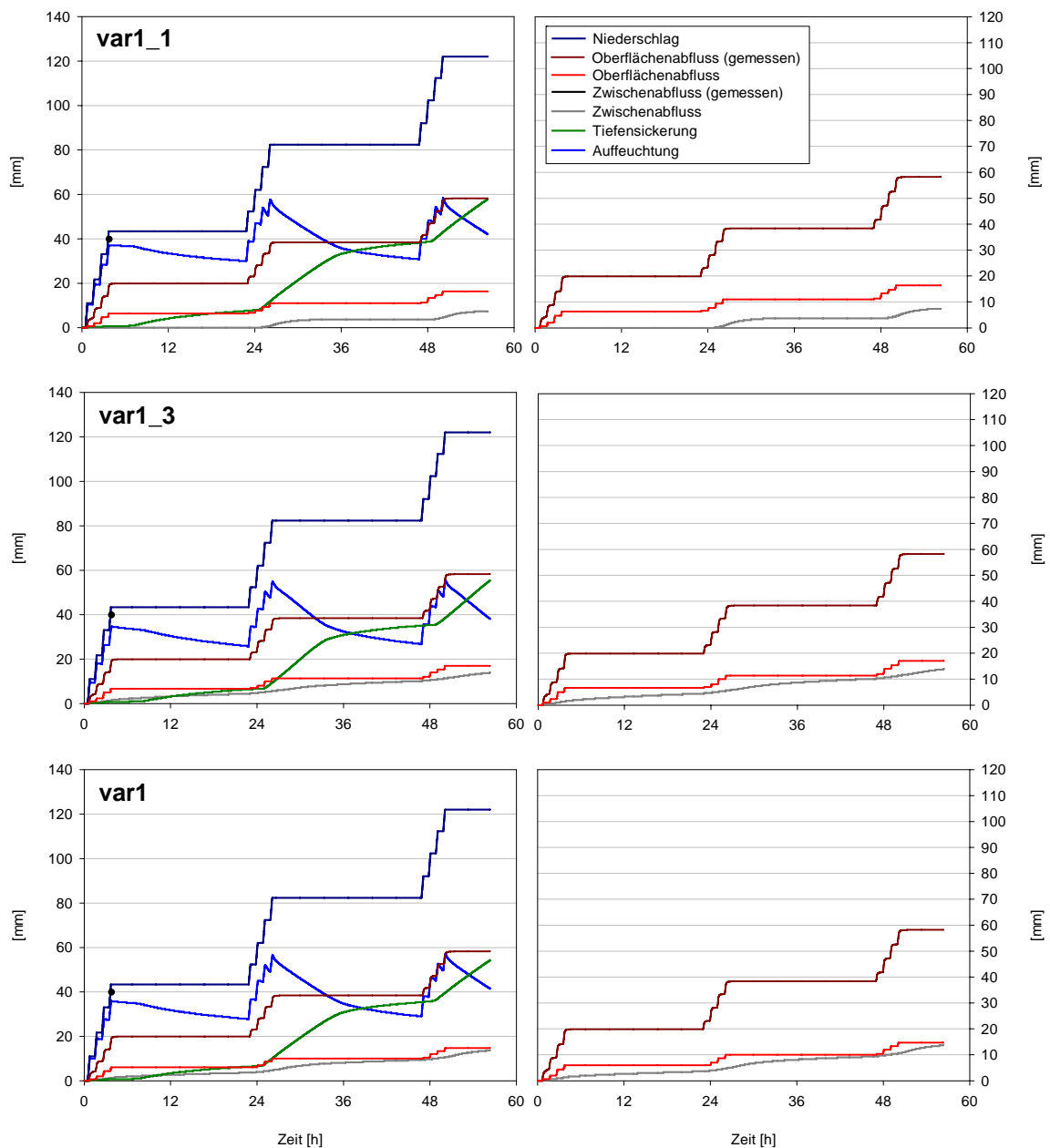


Fig. 7.12: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig3 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_3 und var1.

Der Beregnungsversuch führte ausschließlich zu Horton'schem Oberflächenabfluss. Der Abflusskoeffizient steigt nur leicht von 46 % auf 50 % während der drei Beregnungstage an.

Das Prozessbeurteilungsschema führt wie schon bei dem vorangegangenen Standort sowohl bei Starkniederschlägen (Tab. 7.13), als auch bei lang andauernden Niederschlägen (Tab. 7.14) mit geringer Intensität zu SSF1 als dominierendem Abflussprozess. Auch das Vorhandensein eines Stauwasserkörpers hat keinen Einfluss auf den Abflussprozess. Die Schlüsselstelle bei Standorten mit einem Stauwasserkörper ist die Hangneigung. Da sie an diesem Standort über 5 % liegt, wird SFF1 erreicht und nicht SOF.

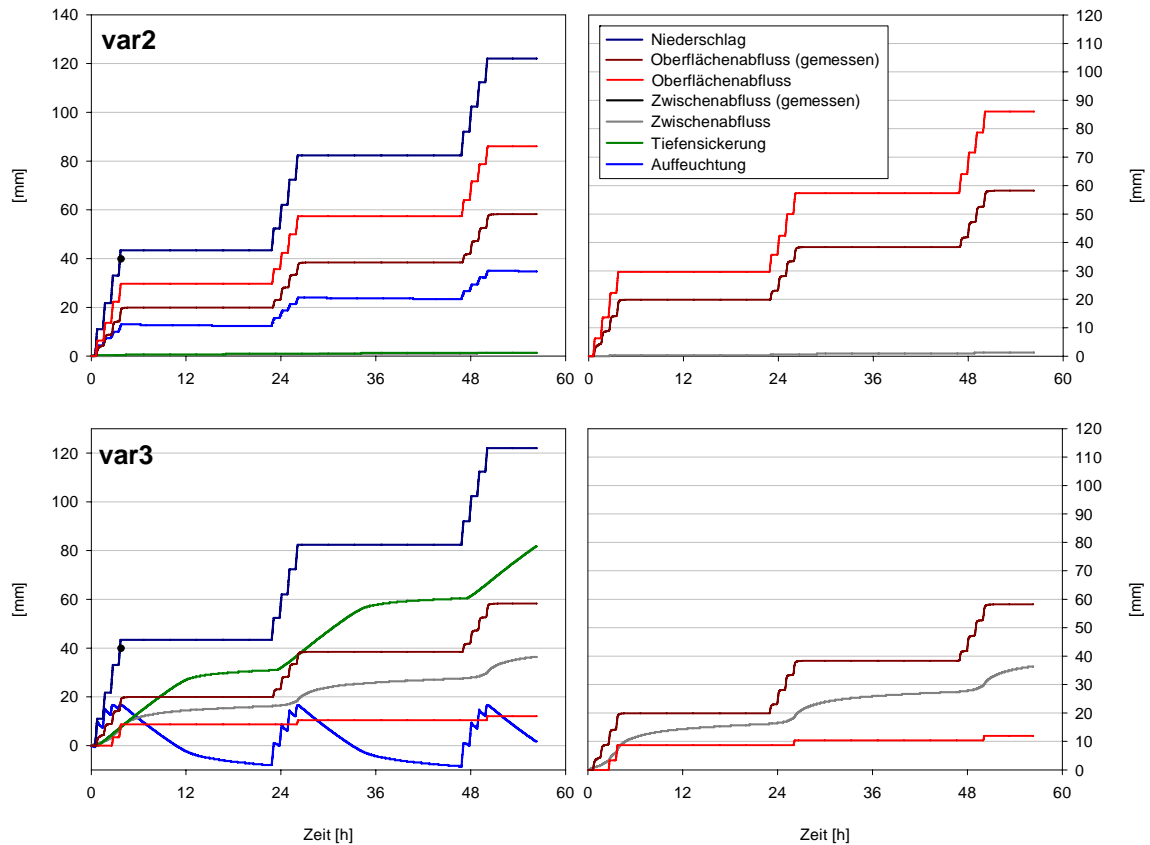


Fig. 7.13: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nig3 mit den Parametrisierungsvarianten var2 und var3.

Parametrisierungsvariante var1_1 unterschätzt den gemessenen Oberflächenabfluss stark. Trotz der Sickerrandbedingung wird Zwischenabfluss simuliert. Das aufgebrauchte Niederschlagswasser wird im Boden gespeichert und über die Tiefensickerung langsam wieder abgegeben. Damit wird die Tiefensickerung zum dominierenden Abflussprozess. Der gemessene Bodenwassergehalt nach dem ersten Beregnungstag (weitere Messwerte liegen nicht vor) wird von der Auffeuchungskurve gut abgebildet.

Parametrisierungsvariante var1_2 ist nicht abgebildet (siehe Anhang A2.2), sie überschätzt den gemessenen Oberflächenabfluss. Nahezu der gesamte Niederschlag fließt oberflächlich ab. Die simulierte Auffeuchtung ist gering, eine Tiefensickerung findet nicht statt. Zwischenabfluss wird in sehr geringer Menge simuliert.

gegeben. Damit wird die Tiefensickerung zum dominierenden Abflussprozess. Der gemessene Bodenwassergehalt nach dem ersten Beregnungstag (weitere Messwerte liegen nicht vor) wird von der Auffeuchungskurve gut abgebildet.

Parametrisierungsvariante var1_2 ist nicht abgebildet (siehe Anhang A2.2), sie überschätzt den gemessenen Oberflächenabfluss. Nahezu der gesamte Niederschlag fließt oberflächlich ab. Die simulierte Auffeuchtung ist gering, eine Tiefensickerung findet nicht statt. Zwischenabfluss wird in sehr geringer Menge simuliert. Mit den Varianten var1_3 und var1 wird ein ähnlich geringer Oberflächenabfluss simuliert wie mit Variante var1_1. Aufgrund der Gravitationsrandbedingung kommt es aber bei dieser Konfiguration zu einem bedeutenden Anteil

an Zwischenabfluss. Auffeuchtung und Tiefensickerung sind daher etwas geringer als bei var1_1.

Wie schon bei Standort nig2 kommt es bei Parametrisierungsvariante var2 zu einer Überschätzung des gemessenen Oberflächenabflusses. In sehr geringem Maße wird auch Zwischenabfluss simuliert. Die Auffeuchtung des Profils ist gering, Tiefensickerung wird nicht simuliert.

Parametrisierungsvariante var3 unterscheidet sich im Simulationsergebnis deutlich von den anderen Varianten. Der Bodenwassergehalt fällt zwischen den Beregnungstagen unter das Niveau der Anfangsbodenfeuchte; Zwischenabfluss dominiert. Es wird kein Horton'scher Oberflächenabfluss simuliert, sondern Sättigungsflächenabfluss, der am ersten Beregnungstag auf Grund der hohen Ausgangsbodenfeuchte am deutlichsten ausgeprägt ist.

Waldstandort niw1

Die Waldstandorte zeigen die stärksten Pseudovergleyungsmerkmale. Bereits in 40 bis 45 cm Tiefe beginnt der II Sd-Horizont mit einer sehr geringen hydraulischen Leitfähigkeit. An diesem Standort beträgt sie nur 7 cm d⁻¹. Dagegen zeigen sowohl die Infiltrationsmessungen, wie auch die gesättigte Leitfähigkeit des Ah-Horizonts eine sehr gute Infiltrationskapazität an. Auffällig ist ein deutlicher Rückgang der Wasserleitfähigkeit im Bv-Sw1-Horizont. Die Bodenart der Hauptlage hat im Vergleich zu den anderen Standorten eine deutliche Sandkomponente.

Der Beregnungsversuch erbrachte ausschließlich Zwischenabfluss. Am ersten Beregnungstag wurde ein Zwischenabflusskoeffizient von 42 % bestimmt, am zweiten und dritten Beregnungstag dagegen nur noch ca. 28 %.

Das Prozessbeurteilungsschema für Wald unterscheidet nicht zwischen Starkniederschlägen und lang andauernden Niederschlägen mit geringer Intensität. Für die Bodenoberfläche werden vorentscheidende Kriterien für die Entstehung von Horton'schem Oberflächenabfluss abgefragt (Tab. 7.15). Dazu zählen unter anderem eine hydrophobe Humusauflage oder anthropogen überformte Flächen wie zum Beispiel Holzurückegassen. Ist während der Bodenaufnahme ein Stauwasserkörper zu beobachten, dann wird SOF1 als dominierender Abflussprozess bestimmt. Ist kein anstehendes Stauwasser vorhanden, dann wird SOF3 zum dominierenden Abflusstyp. Entscheidend ist die Hangneigung von unter 5 % an diesem Standort.

Tab. 7.15: Prozessbeurteilung am Standort niw1 für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden (mit Wasserspiegel)	Hangneigung > 3 % (ja) – Boden mit Vergleyungsmerkmalen (ja) – Hangneigung > 5 %? (nein) – Wasserspiegel oberflächennah (ja) = SOF1
Boden (ohne Wasserspiegel)	Hangneigung > 3 % (ja) – Boden mit Vergleyungsmerkmalen (ja) – Hangneigung > 5 %? (nein) – Wasserspiegel oberflächennah (nein) – laterale Fließwege (ja) = SOF3

Parametrisierungsvariante var1_1 kann den gemessenen Zwischenabfluss nicht abbilden. Der simulierte Zwischenabfluss setzt erst während des zweiten Beregnungstages ein und bleibt mit seinem Abflussvolumen weit hinter dem gemessenen Abfluss zurück. Stattdessen wird am

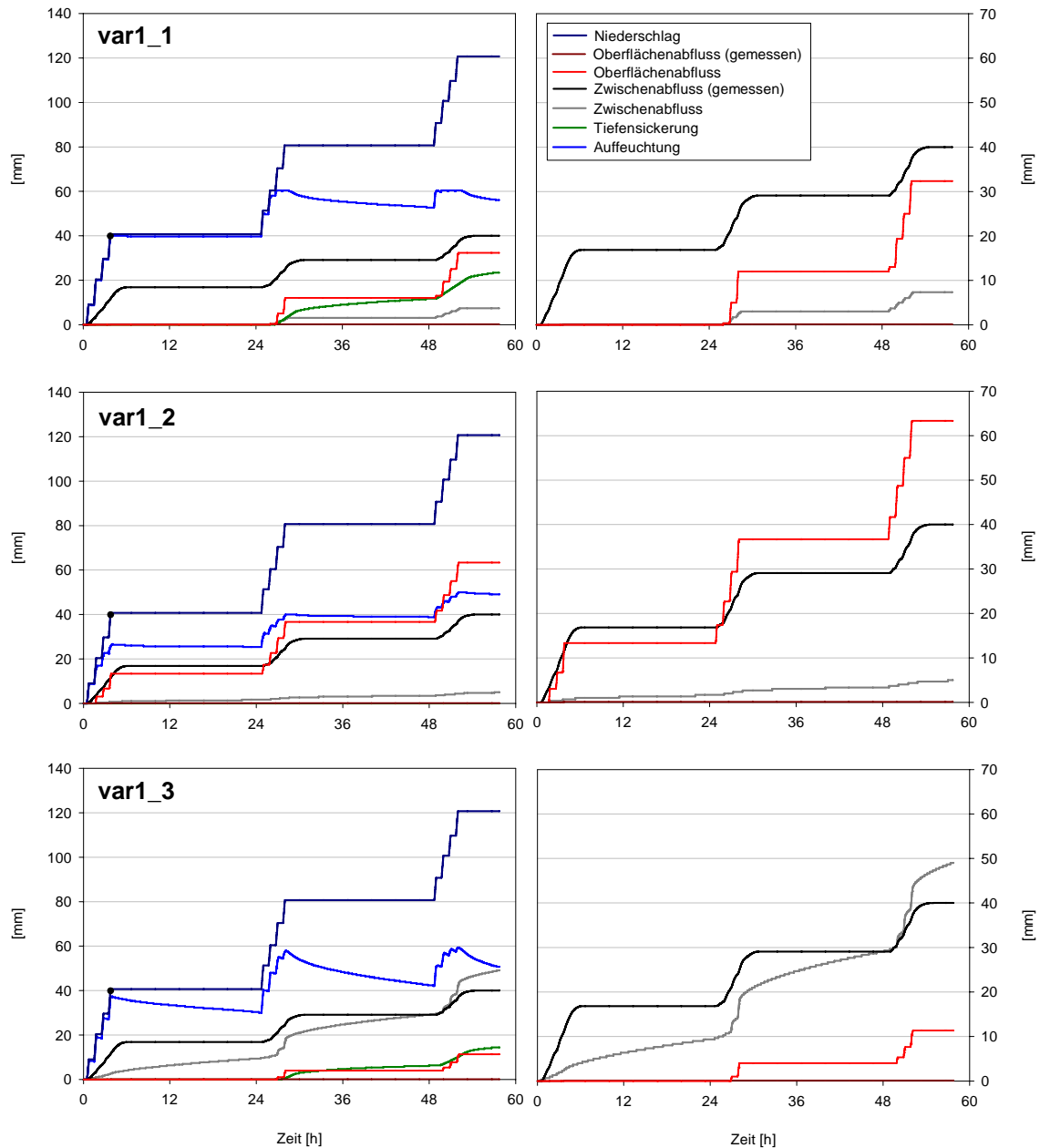


Fig. 7.14: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw1 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_2 und var1_3.

zweiten und dritten Beregnungstag Sättigungsoberflächenabfluss simuliert, der mit zunehmender Beregnungsdauer an Intensität zunimmt. Zusammen mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluss setzt im Modell am zweiten Beregnungstag auch Tiefensickerung ein.

Mit Parametrisierungsvariante var1_2 wird als dominierender Abflussprozess Oberflächenabfluss simuliert. Der gemessene Zwischenabfluss wird in Volumen und Dynamik stark unterschätzt. Es findet eine deutliche Aufsättigung des Profils statt, aber es wird keine Tiefensickerung simuliert.

Mit Variante var1_3 wird Zwischenabfluss simuliert. Die Abflussdynamik wird in Ansätzen am zweiten und dritten Beregnungstag abgebildet. Das Abflussvolumen ist für die Simula-

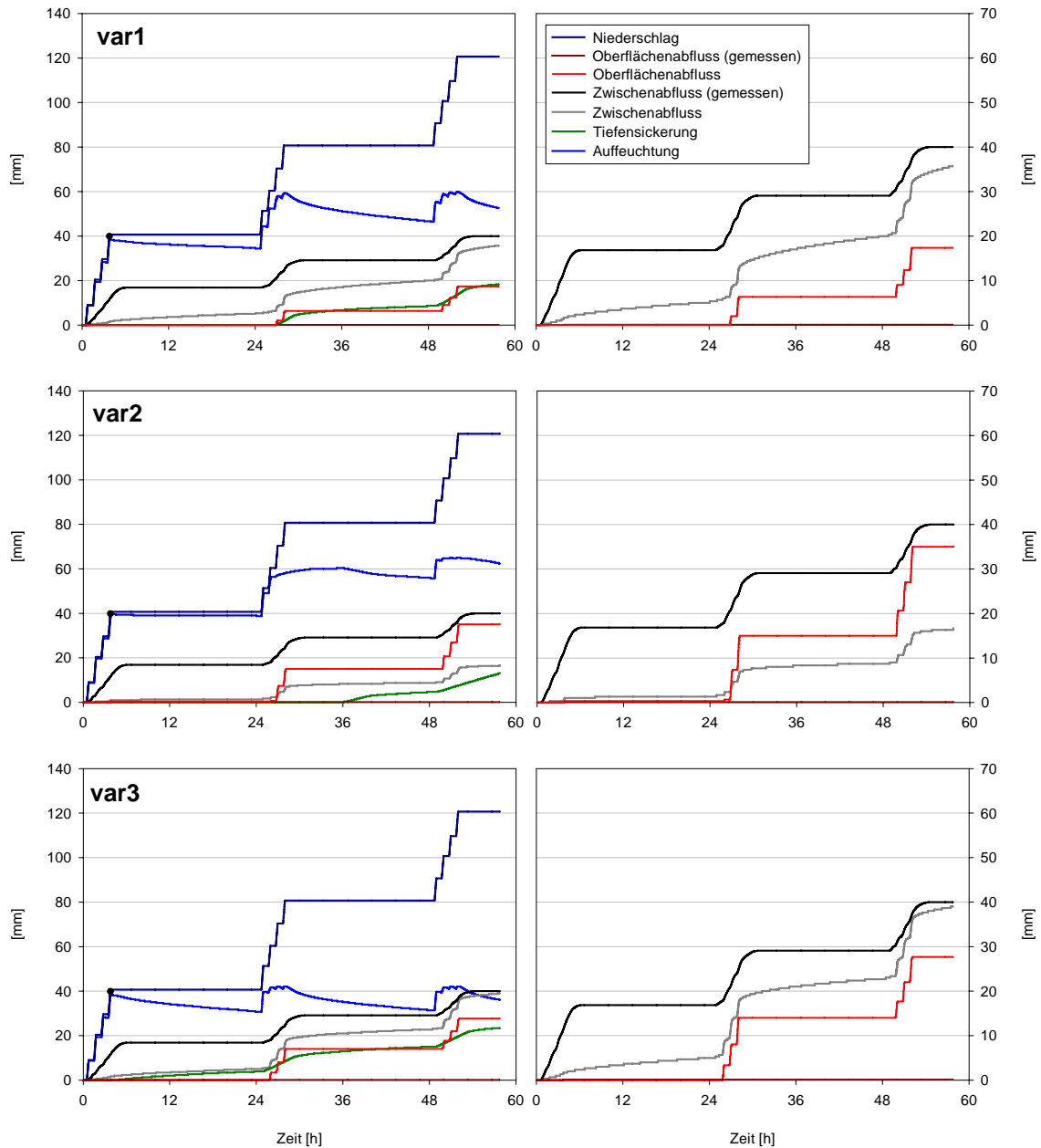


Fig. 7.15: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw1 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

tionsdauer mit dem gemessenen Wert vergleichbar, würde mit zunehmender Dauer aber den gemessenen Wert überschätzen. Am zweiten und dritten Beregnungstag wird daneben auch Sättigungsflächenabfluss simuliert, der aber nicht so stark ausgeprägt ist wie bei Variante var1_1. Der gemessene Bodenwassergehalt nach dem ersten Beregnungstag wird von der Simulation erreicht. Tiefsickerung wird nicht simuliert.

Ein ähnliches Simulationsergebnis liefert auch Variante var1. Die Dynamik des Zwischenabflusses wird am zweiten und dritten Tag sehr gut abgebildet. Der Sättigungsflächenabfluss, der am zweiten Beregnungstag einsetzt ist mit dieser Parametrisierungsvariante stärker ausgeprägt. Der Bodenwassergehalt wird nach dem ersten Beregnungstag von der Aufwechtungskurve abgebildet. Tiefsickerung wird nicht simuliert.

Auch mit Parametrisierungsvariante var2 wird Zwischen- und Oberflächenabfluss simuliert. Jedoch dominiert bei dieser Variante der Oberflächenabfluss. Die Dynamik des Zwischenabflusses am zweiten und dritten Beregnungstag wird sehr gut abgebildet. Deutlich zu erkennen ist die lang andauernde Sättigung des Profils. Zwischen dem zweiten und dritten Beregnungstag setzt Tiefensickerung ein.

Die Simulationsergebnisse der Variante var3 sind mit den Varianten var1_3 und var1 vergleichbar. Die simulierte Zwischenabflussmenge ist nach drei Tagen mit dem gemessenen Abflussvolumen vergleichbar. Am zweiten und dritten Beregnungstag wird auch die Dynamik gut abgebildet. Jedoch wird an diesen Tagen auch hoher Sättigungsflächenabfluss simuliert.

Waldstandort niw2

Das Bodenprofil an einem schwach geneigten Mittelhang ist ähnlich aufgebaut wie am vorherigen Standort. Die Bodenart in der Hauptlage hat hier jedoch einen deutlich höheren Schluffanteil, was sich in einem höheren Gesamtporenvolumen widerspiegelt. Der Wechsel zum II eCv-Sd-Horizont erfolgt in 45 cm Tiefe. Sowohl Infiltrationskapazität, als auch die gesättigte Wasserleitfähigkeit im Ah-Horizont ist geringer als am ersten Waldstandort.

Der Beregnungsversuch erbrachte ausschließlich Zwischenabfluss, der am ersten Beregnungstag nach dem zweiten Intervall einsetzt, am zweiten und dritten Tag bereits nach dem ersten Intervall. Der Zwischenabflusskoeffizient variiert zwischen 58 und 70 %.

Wie beim Vorherigen Standort wird mit dem Prozessbeurteilungsschema (Tab. 7.16) bei anstehendem Stauwasser SOF1 erreicht, ohne Wasserkörper SOF3.

Tab. 7.16: Prozessbeurteilung am Standort niw2 für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden (mit Wasserspiegel)	Hangneigung > 3 %? (ja) – Boden mit Vergleichungsmerkmalen? (ja) – Hangneigung > 5 %? (nein) – Wasserspiegel oberflächennah? (ja) = SOF1
Boden (ohne Wasserspiegel)	Hangneigung > 3 % (ja) – Boden mit Vergleichungsmerkmalen? (ja) – Hangneigung > 5 %? (nein) – Wasserspiegel oberflächennah? (nein) – laterale Fließwege? (ja) = SOF3

Die Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_3 und var2 zeigen ähnliche Ergebnisse wie bei Standort niw1 und werden daher nicht weiter erläutert. Die Abbildungen Finden sich im Anhang A2.3.

Mit Parametrisierungsvariante var1_2 wird im Gegensatz zu Standort niw1 Sättigungsflächenabfluss simuliert, welcher am zweiten Beregnungstag mit starker Intensität einsetzt. Das infiltrierende Niederschlagswasser kann in Verbindung mit den geringen gesättigten Leitfähigkeiten nur wenig Zwischenabfluss erzeugen. Die gemessenen Bodenwassergehalte werden von der Aufsättigungskurve weit übertroffen. Tiefensickerung findet nicht statt.

Parametrisierungsvariante var1 kann das Gesamtvolumen des Zwischenabflusses nach drei Beregnungstagen sehr gut abbilden. Die Dynamik der Abflusskurve wird mit zunehmender Aufsättigung des Profils immer besser. Am zweiten Beregnungstag setzt zusätzlich ein gerin

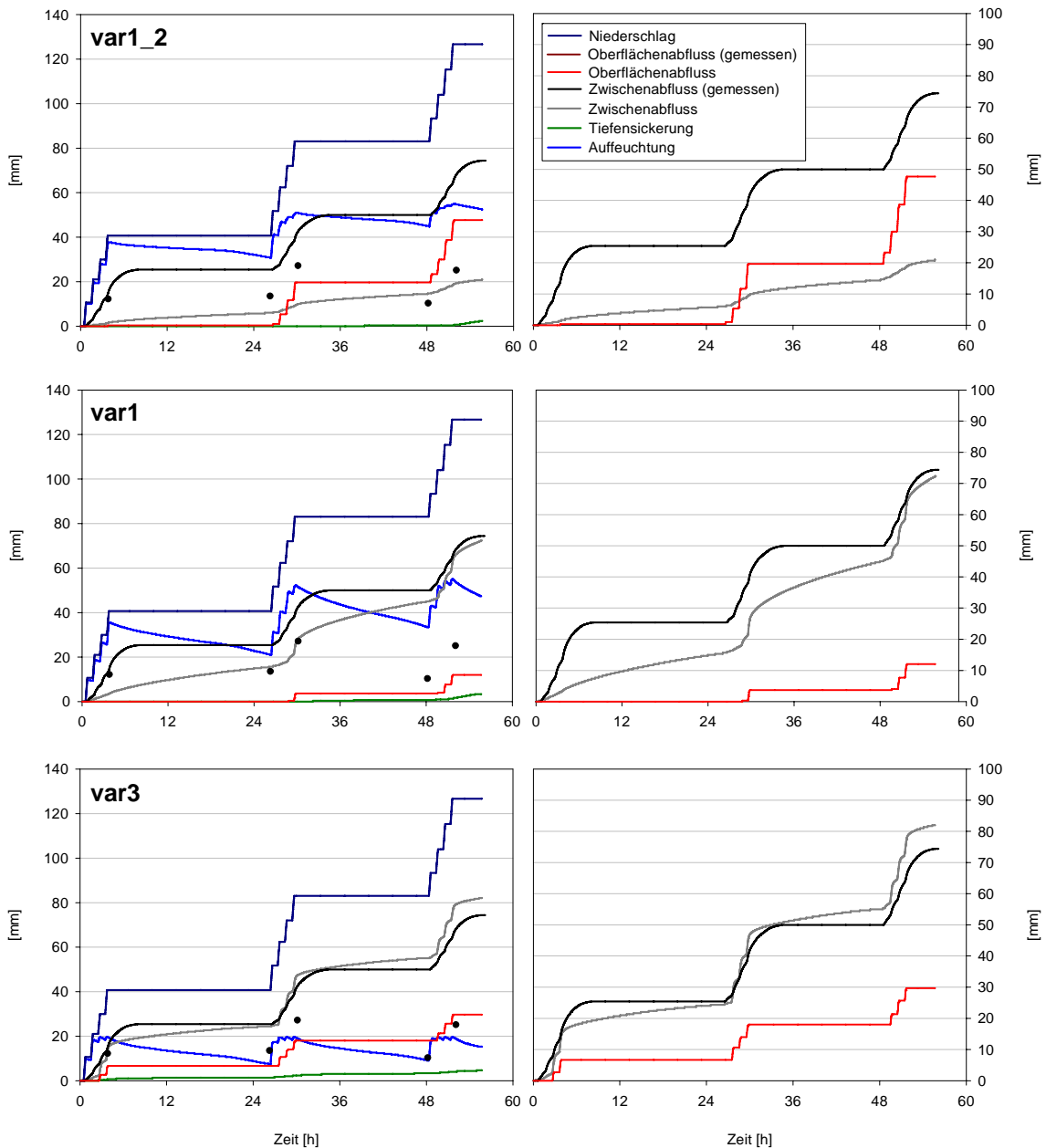


Fig. 7.16: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw2 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

ger Sättigungsflächenabfluss ein. Der gemessene Bodenwassergehalt wird auch mit dieser Variante deutlich überschätzt. Tiefsickerung setzt erst am Ende des dritten Beregnungstags ein.

Sowohl Abflussvolumen, als auch Abflussdynamik des Zwischenabflusses werden mit Variante var3 am besten abgebildet. Aufgrund des geringen Porenraums zwischen Sättigung und pF1,8 wird allerdings schon ab dem ersten Beregnungstag zusätzlich Sättigungsflächenabfluss simuliert. Auch der gemessene Bodenwassergehalt wird mit dieser Variante am besten abgebildet.

Waldstandort niw3

Auch der dritte Waldstandort zeigt einen ähnlichen Profilaufbau wie die beiden vorherigen Standorte. Auffällig ist die wesentlich geringere gesättigte Leitfähigkeit an diesem Standort. Sowohl die k_{sat} -Bestimmung am Stechzylinder, als auch die Infiltrationsmessung zeigt die geringsten Leitfähigkeitswerte; im II elCv-Sd-Horizont wurden nur $0,7 \text{ cm d}^{-1}$ gemessen. Das Gesamtporenvolumen schwankt dagegen nur gering um 44 %.

Tab. 7.17: Prozessbeurteilung am Standort niw3 für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden (mit Wasserspiegel)	Hangneigung > 3 % (ja) – Boden mit Vergleichungsmerkmalen (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Wasserspiegel oberflächennah (ja) = SOF1
Boden (ohne Wasserspiegel)	Hangneigung > 3 % (ja) Boden mit Vergleichungsmerkmalen (ja) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Vergleichungsmerkmale oberflächennah (ja) – laterale Fließwege (ja) Hangneigung > 10 % (nein) = SSF3

Der Beregnungsversuch erbrachte sowohl Zwischenabfluss, als auch gesättigten Oberflächenabfluss. Die Abflusskoeffizienten steigen beim Oberflächenabfluss von 19 % am ersten Tag auf 30 % am dritten Beregnungstag. Der Zwischenabfluss beträgt an den ersten beiden Tagen 30 % und am dritten Tag 37 %.

Wie schon bei den beiden anderen Waldstandorten wird mit dem Prozessbeurteilungsschema (Tab. 7.17) für Böden mit einem anstehendem Stauwasserkörper SOF1 bestimmt. Ohne Stauwasserkörper wird aufgrund der großen Hangneigung SSF ermittelt.

Mit Parametrisierungsvariante var1_1 wird der Sättigungsoberflächenabfluss abgebildet. Jedoch wird dieser am zweiten und dritten Beregnungstag überschätzt. Aufgrund der Sicker- randbedingung wird der Zwischenabfluss stark unterschätzt. Die hydraulische Leitfähigkeit im II elCv-Sd-Horizont ist so gering, das kaum Tiefensickerung stattfinden kann.

Variante var1_2 bildet den Abflussprozess nicht richtig ab. Aufgrund der geringen Leitfähigkeit wird Horton'scher Oberflächenabfluss simuliert. Die Wassermenge die in den Boden infiltriert ist so gering, dass in Kombination mit den niedrigen, gesättigten Matrixleitfähigkeiten kein nennenswerter Zwischenabfluss induziert werden kann. Tiefensickerung findet nicht statt.

Auch Variante var1_3 und var1 können den Abflussprozess abbilden. Der gesättigte Oberflächenabfluss wird nur leicht überschätzt. Der Zwischenabfluss dagegen unterschätzt. Bei Variante var1 wird die Dynamik etwas besser wiedergegeben, dafür bleibt die Abflusssumme hinter Variante var1_3 zurück. Tiefensickerung findet in beiden Varianten kaum statt.

Mit Variante var_2 wird dagegen Horton'scher Oberflächenabfluss simuliert. Das in den Boden infiltrierende Niederschlagswasser führt zu Zwischenabfluss, der aber weit hinter den gemessenen Werten zurückbleibt. Aufgrund der geringen Luftkapazität bei Variante var3 setzt der Sättigungsoberflächenabfluss viel früher und stärker ein. Zwischenabfluss wird auch simuliert, bleibt aber auch unterhalb der gemessenen Werte.

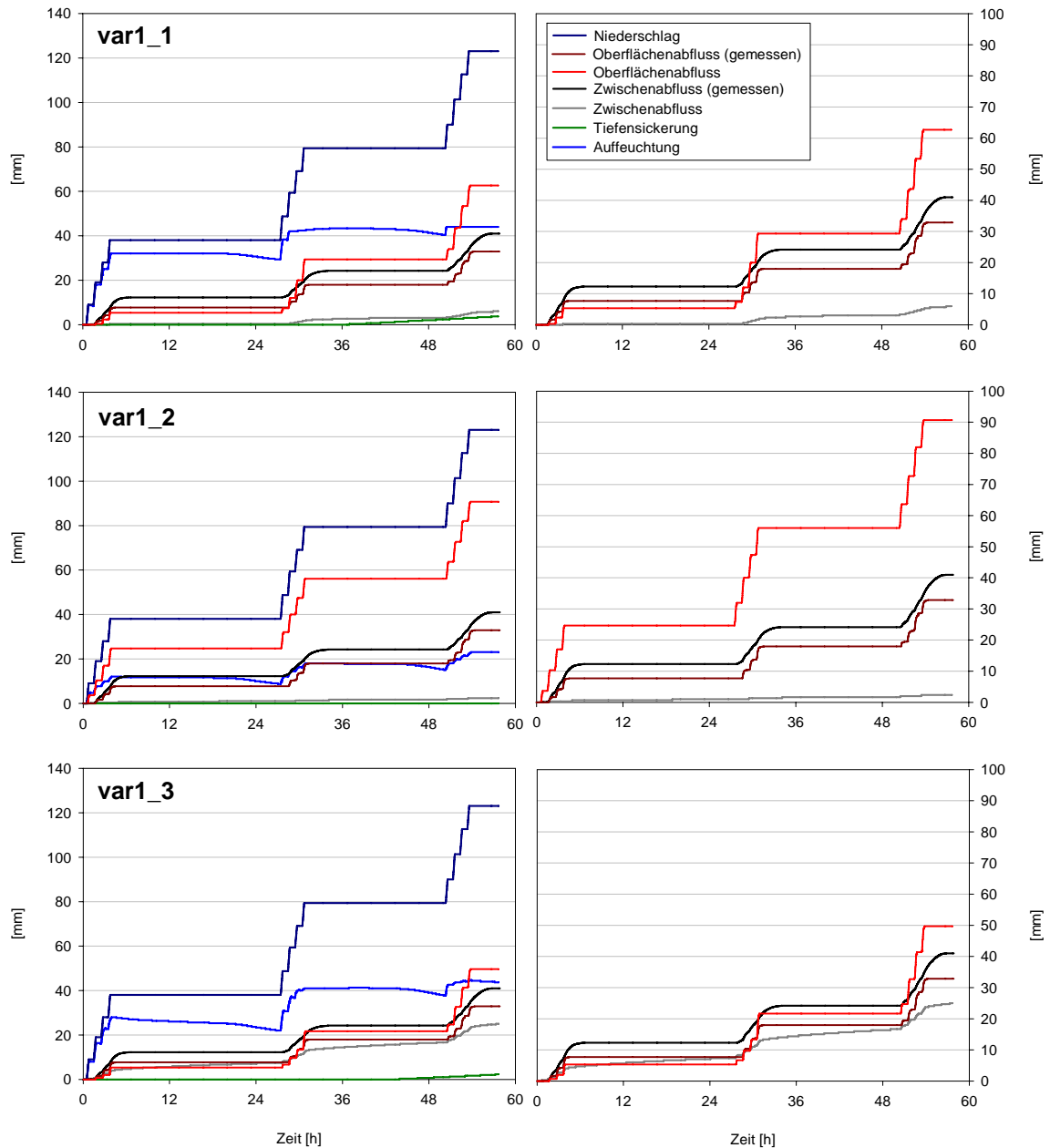


Fig. 7.17: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw3 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_2 und var1_3.

Auch Parametrisierungsvariante var3 kann bei an diesem Standort die Aufteilung der Abflussprozesse nicht in der richtigen Größenordnung abbilden. Der gesättigte Oberflächenabfluss wird stark überschätzt, der Zwischenabfluss unterschätzt. Die geringe hydraulische Leitfähigkeit an diesem Standort kann trotz des dichten Stauhorizontes das Niederschlagswasser im Modell nicht innerhalb des Bodens abführen.

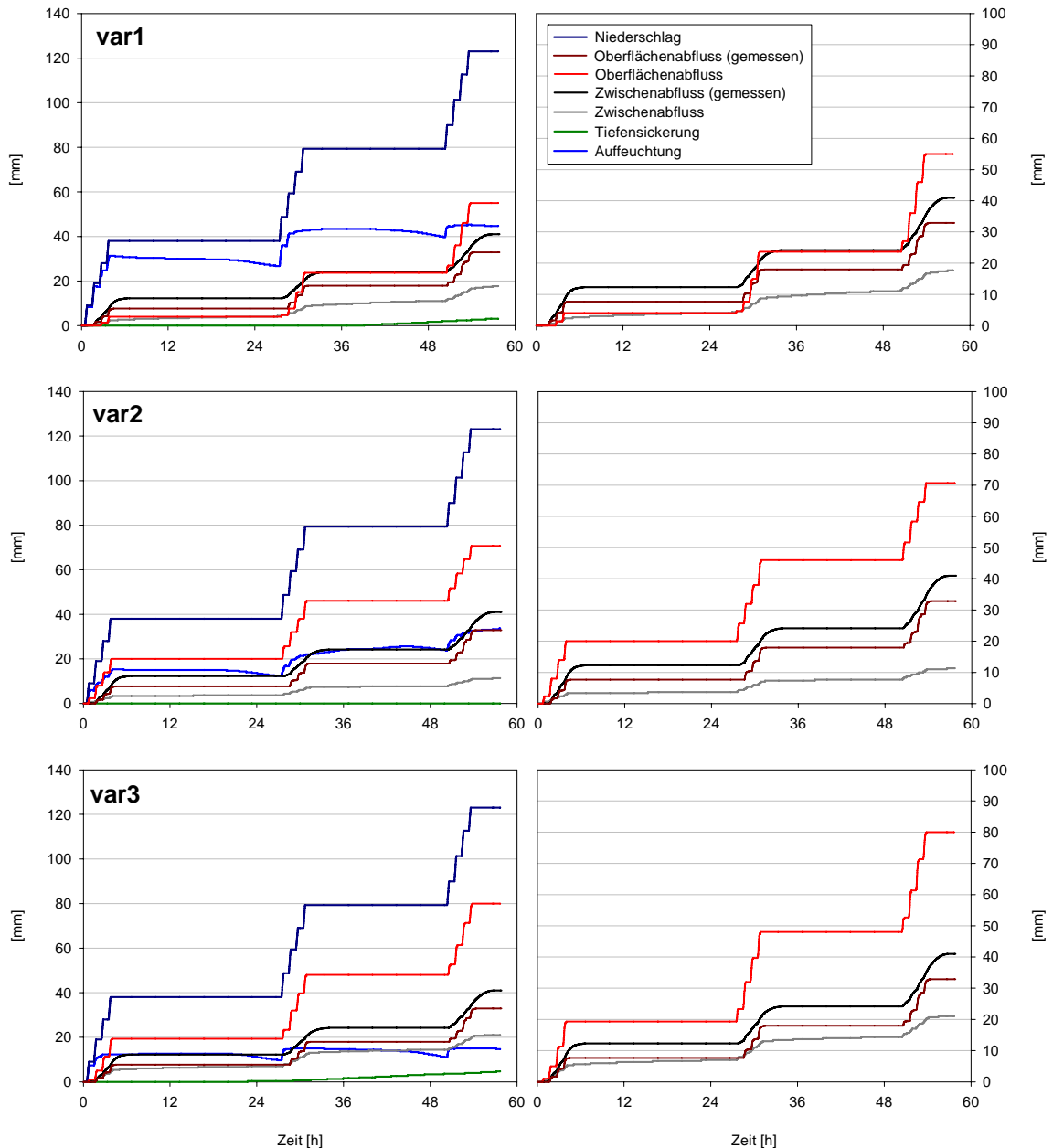


Fig. 7.18: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw3 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

Ackerstandort nga1

Die Standorte der Beregnungsversuche in Greverath haben im Gegensatz zu den Standorten der Bodenfeuchte- und Lysimeterstationen tertiären Sand als Ausgangssubstrat der Bodenbildung die Standorte sind daher nur bedingt mit den Bodenfeuchtestandorten in Greverath vergleichbar.

Die (Norm-) Braunerde ist zum Zeitpunkt des Beregnungsversuchs mit Gerste bestanden und befindet sich auf einem mit 10,5 % ‚mittel geneigten‘ Hangbereich. Die Hauptlage besteht aus schwach schluffigem Sand und hat daher eine ‚hohe‘ Verschlammungsneigung. Sowohl der

Infiltrationsversuch, als auch die Leitfähigkeitsmessungen an den Stechzylindern zeigen jedoch ‚extrem hohe‘ gesättigte Wasserleitfähigkeiten von über 300 cm d⁻¹. Einen deutlichen Sprung in der Leitfähigkeit zeigt der II ICv1-Horizont, in der 20 cm mächtigen Schicht aus feinsandigem Mittelsand ist die Leitfähigkeit mit 900 cm d⁻¹ mehr als doppelt so hoch wie in den darüber liegenden Horizonten. An der Profilbasis, im II ICv2-Horizont aus schwach tonigem Sand, beträgt sie immer noch knapp 600 cm d⁻¹. Auffällig ist die geringe Anzahl an Makroporen, besonders in der Hauptlage (vgl. Anhang A1.20).

Der Beregnungsversuch erbrachte ausschließlich Horton’schen Oberflächenabfluss mit einem Abflusskoeffizienten von ca. 10 % an den ersten beiden Beregnungstagen und 15 % am dritten Beregnungstag.

Tab. 7.18: Prozessbeurteilung am Standort nga1 und nga2 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Verschlämmungsneigung groß? (ja) – Makroporosität groß? (nein) = HOF1
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (nein) = HOF2

Tab. 7.19: Prozessbeurteilung am Standort nga1 und nga2 für extensive, lange Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlämmungsneigung groß? (ja) = HOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? – (nein) Mächtigkeit > 0,4m? (ja)
Unterboden:	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? – (ja) Gesamtmächtigkeit > 0,8 m? (nein)
geologischer Untergrund:	Geologie durchlässig? (ja) = DP

Das Prozessbeurteilungsschema führt sowohl bei einer Vegetationsbedeckung von über als auch von unter 50 % zu schnell einsetzendem Horton’schem Oberflächenabfluss (HOF1) als dominierendem Abflusstyp (Tab. 7.18 und 7.19). Schlüsselstelle ist die Frage nach der Makroporosität im Oberboden. Aufgrund der geringen Makroporenzahl wurde die Frage mit „nein“ beantwortet. Die Frage nach der Matrixdurchlässigkeit für intensive, kurze Niederschläge fehlt an dieser Stelle im Prozessbeurteilungsschema. Bei lang andauernden Niederschlägen mit geringer Intensität wird HOF2 als dominierender Abflusstyp bei einer Vegetationsbedeckung von unter 50 % bestimmt. Bei einer höheren Bedeckung dominiert die Tiefensickerung (DP).

Mit Parametrisierungsvariante var1_1 wird kein Abfluss simuliert. Am ersten Beregnungstag füllt das Niederschlagswasser den Bodenspeicher auf. Etwa 11 Stunden nach Beginn des Beregnungsversuchs setzt die Tiefensickerung ein. Nach den vier Beregnungsintervallen des zweiten Tages nimmt die Tiefensickerung deutlich zu.

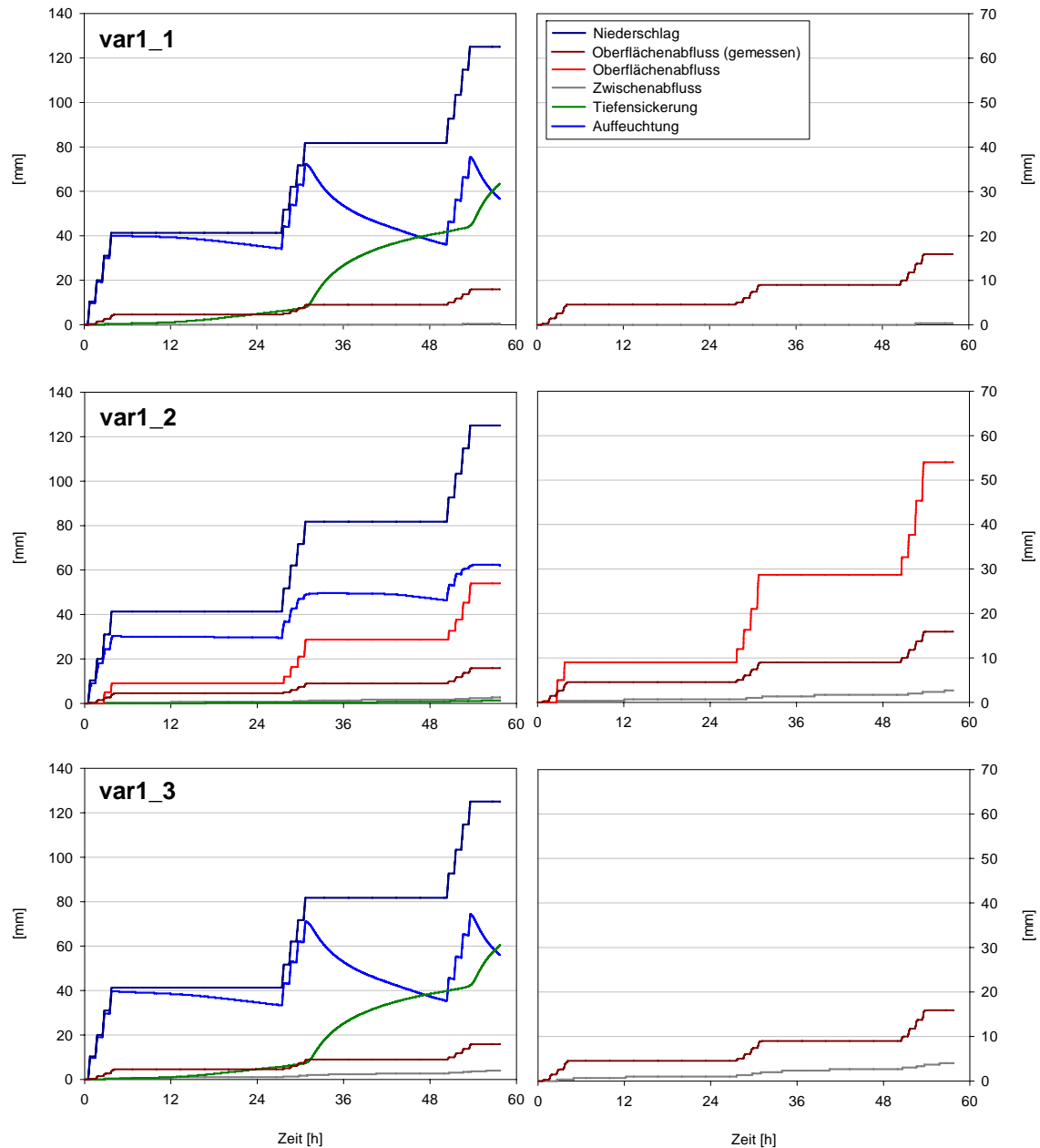


Fig. 7.19: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga1 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_2 und var1_3.

Variante var1_2 führt bei einer gesättigten Matrixleitfähigkeit von 46 cm d^{-1} im Ap1-Horizont zu Hortonschem Oberflächenabfluss. Der gemessene Abfluss wird von der Simulation jedoch stark überschätzt. Daneben wird in sehr geringer Menge Zwischenabfluss simuliert, Tiefensickerung tritt bei dieser Parametrisierung nicht auf. Mit Variante var1_3 und var1 wird kein Oberflächenabfluss simuliert. Verstärkte Tiefensickerung tritt nach dem zweiten Beregnungstag auf.

Mit Parametrisierungsvariante var2 steht auch dem Modellboden das Gesamtporenvolumen als Speicher zur Verfügung. Oberflächenabfluss wird mit dieser Variante ebenfalls nicht simuliert, im Vergleich zu den Varianten var1_1 und var1_3 setzt die Tiefensickerung erst nach dem zweiten Beregnungstag ein.

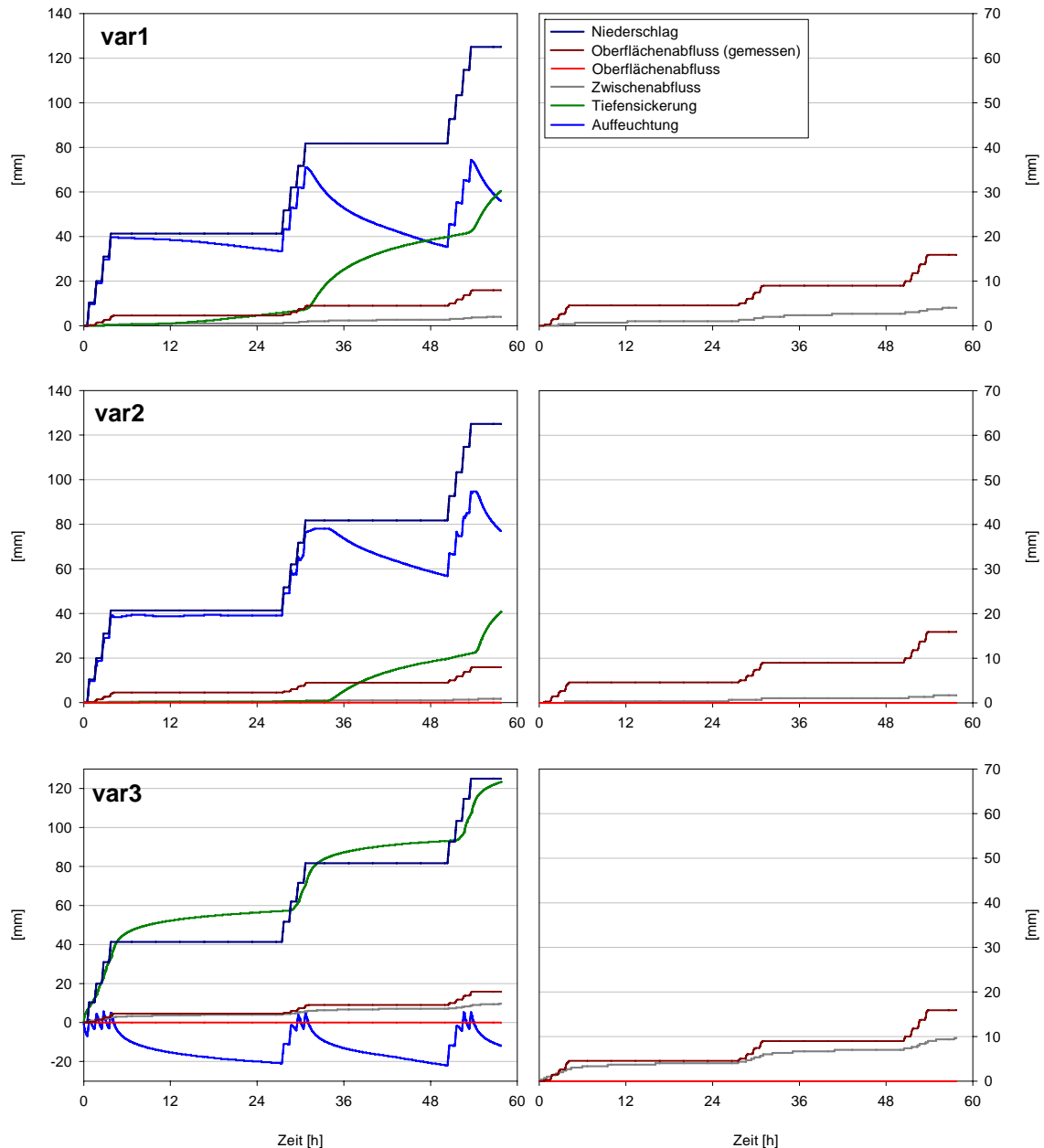


Fig. 7.20: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga1 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

Parametrisierungsvariante var3 führt aufgrund des sehr geringen Gesamtporenvolumens schon bei einer geringen relativen Sättigung zu schnellen Wasserbewegungen im Boden. Die Tiefsickerung setzt schon vor dem Start des Beregnungsversuchs in. Und nach den vier Beregnungsintervallen sinkt der Wassergehalt im Boden auf ein Niveau unterhalb des Startwassergehalts. Mit dieser Parametrisierungsvariante wird ebenfalls kein Oberflächenabfluss simuliert; der simulierte Zwischenabfluss ist mit dieser Variante am höchsten.

Ackerstandort nga2

Nutzung, Hangneigung, Profilaufbau und Bodenart von Ackerstandort nga2 sind mit dem oben beschriebenen Profil vergleichbar. Die Trockenrohdichte im Oberboden ist an diesem Standort geringer, daher sind sowohl die gemessenen als auch die berechneten Matrixleitfähigkeiten höher als am Standort nga1 (vgl. Anhang A1.21). Der gemessene Horton'sche Oberflächenabfluss steigt mit zunehmender Verschlämmung von 2,4 % am ersten Beregnungstag auf 10,6 % am dritten Beregnungstag. Mit dem Prozessbeurteilungsschema werden die gleichen dominierenden Abflussprozesse bestimmt wie am Standort nga1 (vgl. Tab. 7.18 und 7.19).

Der gemessene Abfluss wird auch an diesem Standort mit keiner Parametrisierungsvariante simuliert. Aufgrund der höheren Matrixleitfähigkeiten wird auch mit Variante var1_2 kein Oberflächenabfluss simuliert. Mit Ausnahme der Parametrisierungsvariante var3 sind die Simulationsergebnisse mit denen von Standort nga1 vergleichbar und werden daher nur im Anhang (A.2.4) dargestellt.

Variante var3 führt an diesem Standort zu bedeutendem Zwischenabfluss. Tiefensickerung findet nur am ersten Beregnungstag statt. Zwischen den Beregnungen sinkt der Bodenwassergehalt unter den Anfangswassergehalt. Oberflächenabfluss wird nicht simuliert.

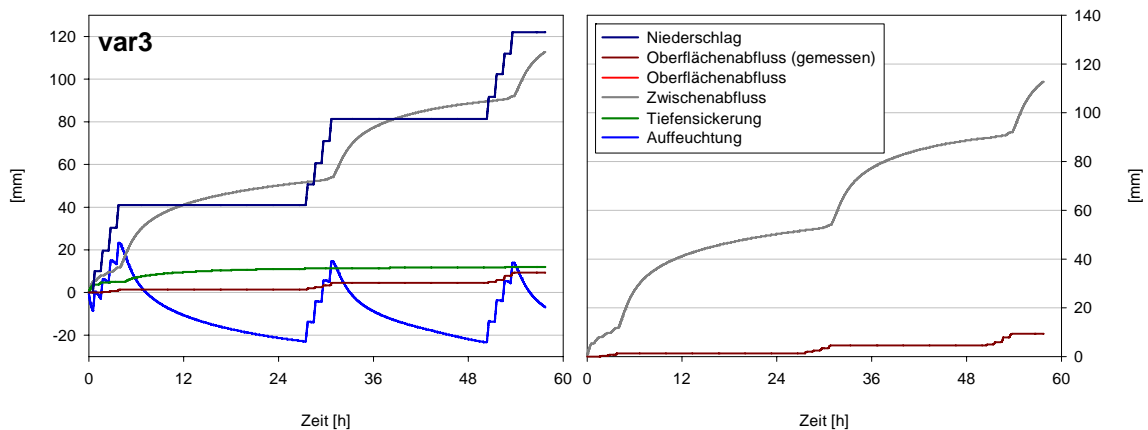


Fig. 7.21: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga2 mit den Parametrisierungsvarianten var3.

Ackerstandort nga3

Der ebenfalls mit Gerste bestandene Standort ist ‚schwach geneigt‘ und befindet sich auf einem Unterhangbereich. Das Bodenprofil zeigt einen (Norm-) Kolluvisol aus schwach schluffigem Sand. Die bodenphysikalischen Eigenschaften sind denen der beiden anderen Ackerstandorte ähnlich. Der Ap2-Horizont weist mit 74 cm d^{-1} eine leicht verringerte hydraulische Leitfähigkeit auf, wobei die Trockenrohdichte im Vergleich zu den anderen Horizonten jedoch keinen erhöhten Wert zeigt. Im Gegensatz zu den Mittelhangstandorten ist die Makroporosität an diesem Standort hoch (vgl. Anhang A1.22). Auch an diesem Standort setzt infolge der Verschlämmung bereits am ersten Beregnungstag Horton'scher Oberflächenabfluss ein. Der Abflusskoeffizient steigt von 15,3 % am ersten Beregnungstag auf 30,1 % am dritten Beregnungstag.

7 Simulation der Abflussbildung

Tab. 7.20: Prozessbeurteilung am Standort nga3 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	Verschlämmungsneigung groß? (ja) – Makroporosität groß? (ja) = HOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja)
Unterboden:	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Makroporosität groß? (nein) = SOF2

Tab. 7.21: Prozessbeurteilung am Standort nga3 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (nein)
Oberboden:	oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Verschlämmungsneigung groß? (ja) = HOF2
Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	oberflächennahe Verdichtung? (nein) – Matrixdruchlässigkeit groß? – (nein) Mächtigkeit > 0,4m? (ja)
Unterboden:	Pflugsohle vorhanden? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? – (ja) Gesamtmächtigkeit > 0,8 m? (nein)
geologischer Untergrund:	Geologie durchlässig? (ja) = DP

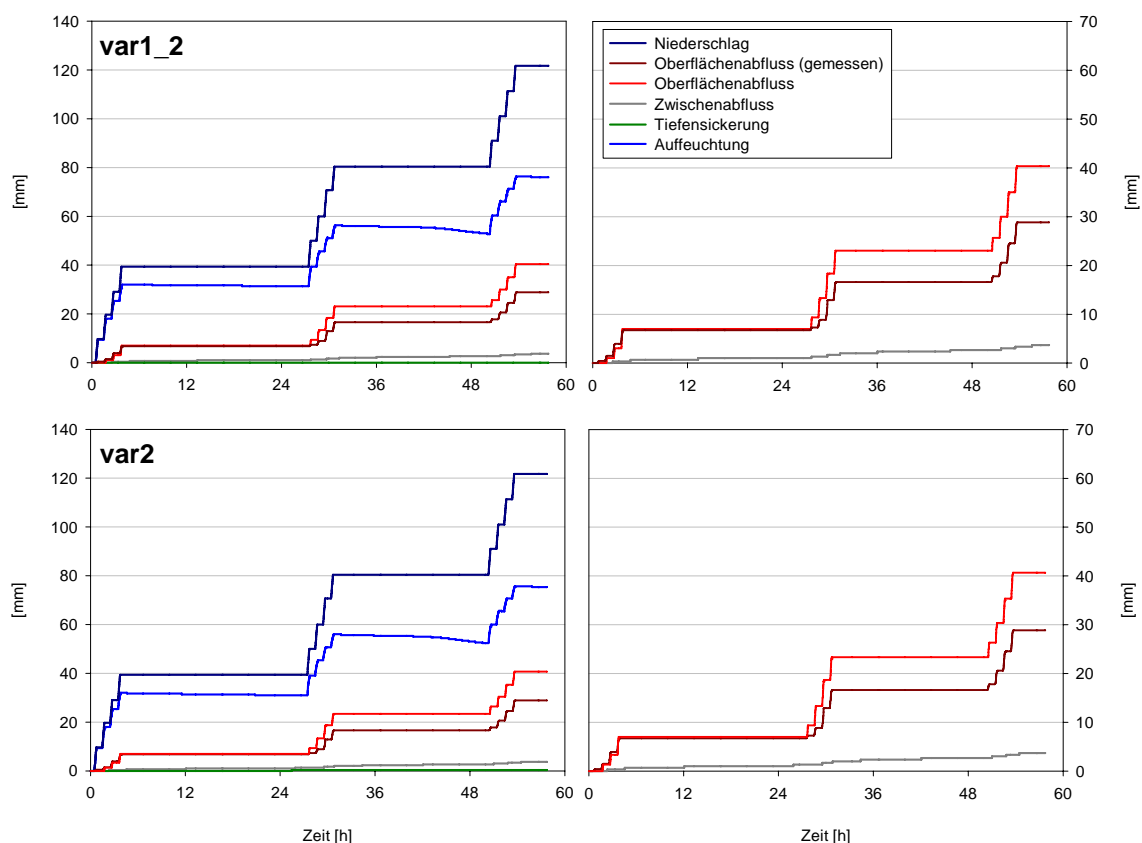


Fig. 7.22: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga3 mit den Parametrisierungsvarianten var1_2 und var2.

Das Prozessbeurteilungsschema führt bei intensiven, kurzen Niederschlägen (Tab. 7.20), bei einer Bedeckung von über 50 % und aufgrund der hohen Makroporosität im Gegensatz zu den

beiden anderen Ackerstandorten zu leicht verzögertem Oberflächenabfluss (HOF2). Bei einer Bodenbedeckung von über 50 % wird leicht verzögerter Sättigungsflächenabfluss (SOF2) bestimmt. Bei extensiven, lang andauernden Niederschlägen (Tab. 7.21) wird bei einer Bedeckung von unter 50 % HOF2, bei einer Bedeckung von über 50 % Tiefensickerung (DP) erreicht.

An diesem Standort wird mit den Parametrisierungsvariante var1_2 und var2 Oberflächenabfluss in der gleichen Größenordnung wie der gemessene Abfluss simuliert. Daneben wird in sehr geringem Maße Zwischenabfluss simuliert, Tiefensickerung findet nicht statt. Die übrigen Parametrisierungsvarianten führen zu ähnlichen Ergebnissen wie an den beiden vorher beschriebenen Standorten, sie sind in Anhang A2.5 dargestellt.

Grünlandstandort ngg1

Der Grünlandstandort ngg1 ist mit 15 % ‚mittel geneigt‘. Die (Norm-) Braunerde weist an diesem Standort mit 45 cm eine etwas geringmächtigere Hauptlage aus schwach schluffigem Sand auf. Die Infiltrationsrate ist mit 43 cm d^{-1} etwa 6-mal niedriger als die gemessene hydraulische Leitfähigkeit im Ah-Horizont. Bis zum II ICv-Horizont nimmt die Leitfähigkeit auf 500 cm d^{-1} zu. Das Gesamtporenvolumen ist im Ah-Horizont mit 51 Vol.-% ‚hoch‘ und unterscheidet sich damit deutlich vom rAp-Horizont, der mit 42 Vol.-% nur ein ‚mittleres‘ Gesamtporenvolumen besitzt.

An diesem Standort wurde aufgrund des Wurzelfilzes ebenfalls Horton’scher Oberflächenabfluss bestimmt. Er nimmt von 9,3 % am ersten Beregnungstag auf 38,7 % am dritten Beregnungstag zu.

Da im Prozessbeurteilungsschema ein Wurzelfilz als abflusssteuernde Größe nicht vorgesehen ist, wurden die Fragen nach der Hydrophobizität mit ‚ja‘ beantwortet um diesem Faktor trotzdem gerecht zu werden. Aufgrund der hohen Makroporosität wurde allerdings Tiefensickerung (DP) als dominierender Abflusstyp bestimmt. Die Prozessbeurteilung für lang andauernde Niederschläge kommt ebenfalls zu DP als dominierendem Abflusstyp an diesem Standort (Tab. 7.22 und 7.23).

Tab. 7.22: Prozessbeurteilung am Standort ngg1 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	hydrophober Humus? (ja) – Hydrophobizität persistent? (ja) – Makroporosität groß? (ja) –
Unterboden:	Gesamtmächtigkeit < 1 m (ja) – Mächtigkeit des Bodens > 0,5 m? (nein) – Geologie durchlässig? (ja) – Makroporosität groß? (ja) = DP

Tab. 7.23: Prozessbeurteilung am Standort ngg1 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	hydrophober Humus? (ja) – Hydrophobizität stark? (ja) – Makroporosität groß? (ja) –
Unterboden:	Gesamtmächtigkeit < 1 m (ja) – Mächtigkeit des Bodens > 0,5 m? (nein) – Geologie durchlässig? (ja) – Makroporosität groß? (ja) = DP

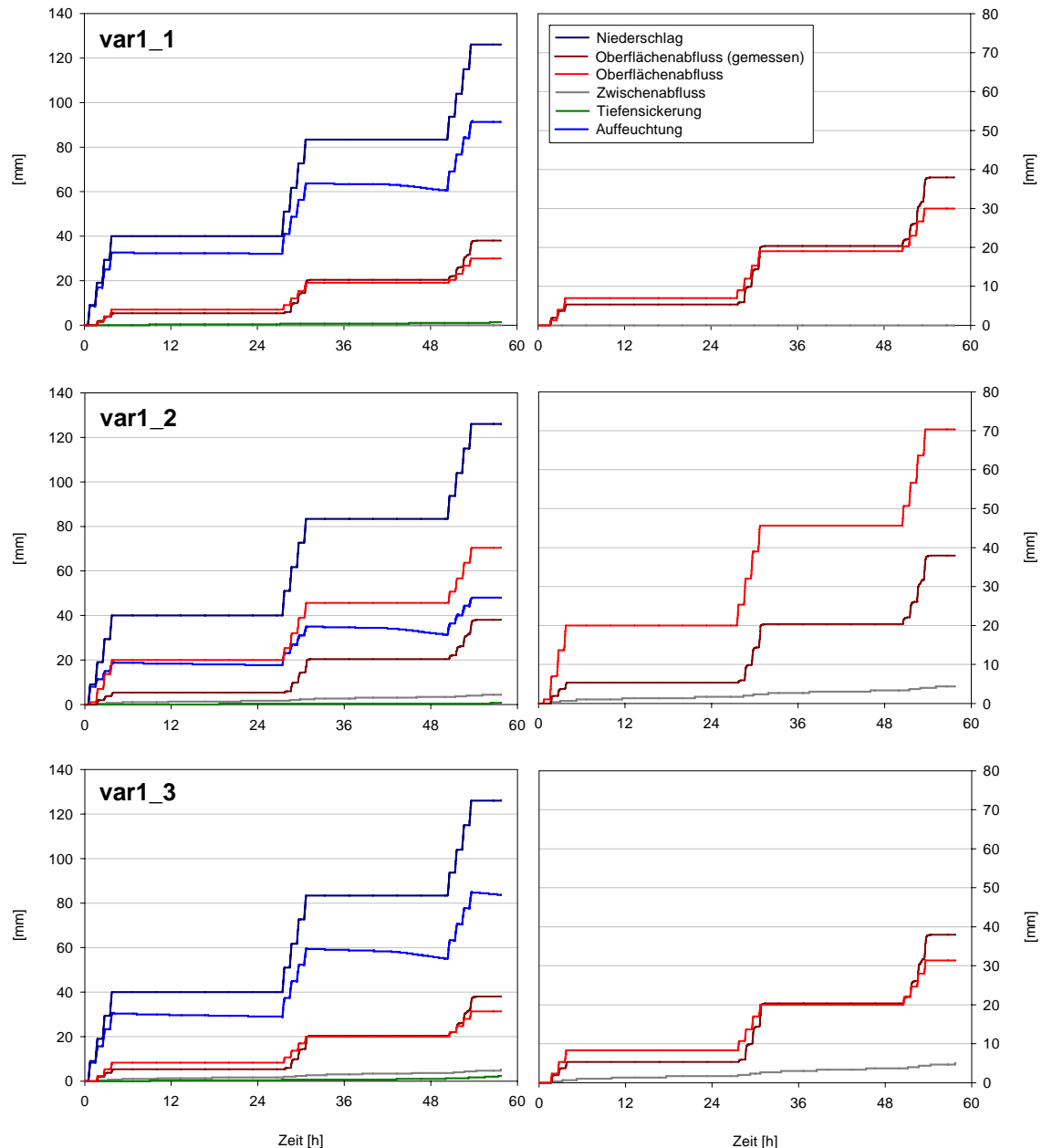


Fig. 7.23: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg1 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_2 und var1_3.

Bei allen Parametrisierungsvarianten wurde für den Ah-Horizont die hydraulische Leitfähigkeit von 43 cm d^{-1} aus dem Infiltrationsversuch eingesetzt. Mit Parametrisierungsvariante var1_1 wird Oberflächenabfluss in der gleichen Größenordnung simuliert wie beim Beregnungsversuch. Tiefsickerung wird nur in sehr geringem Umfang simuliert. Mit Parametrisierungsvariante var1_2 wird ebenfalls Oberflächenabfluss simuliert, jedoch wird der gemessene Abfluss deutlich überschätzt. Daneben wird in sehr geringem Umfang Zwischenabfluss simuliert, Tiefsickerung findet nicht statt. Mit Variante var1_3 wird der Oberflächenabfluss in einer ähnlichen Größenordnung wie mit Variante var1_1 simuliert. Aufgrund der Gravitationsrandbedingung wird auch in sehr geringem Maße Zwischenabfluss simuliert.

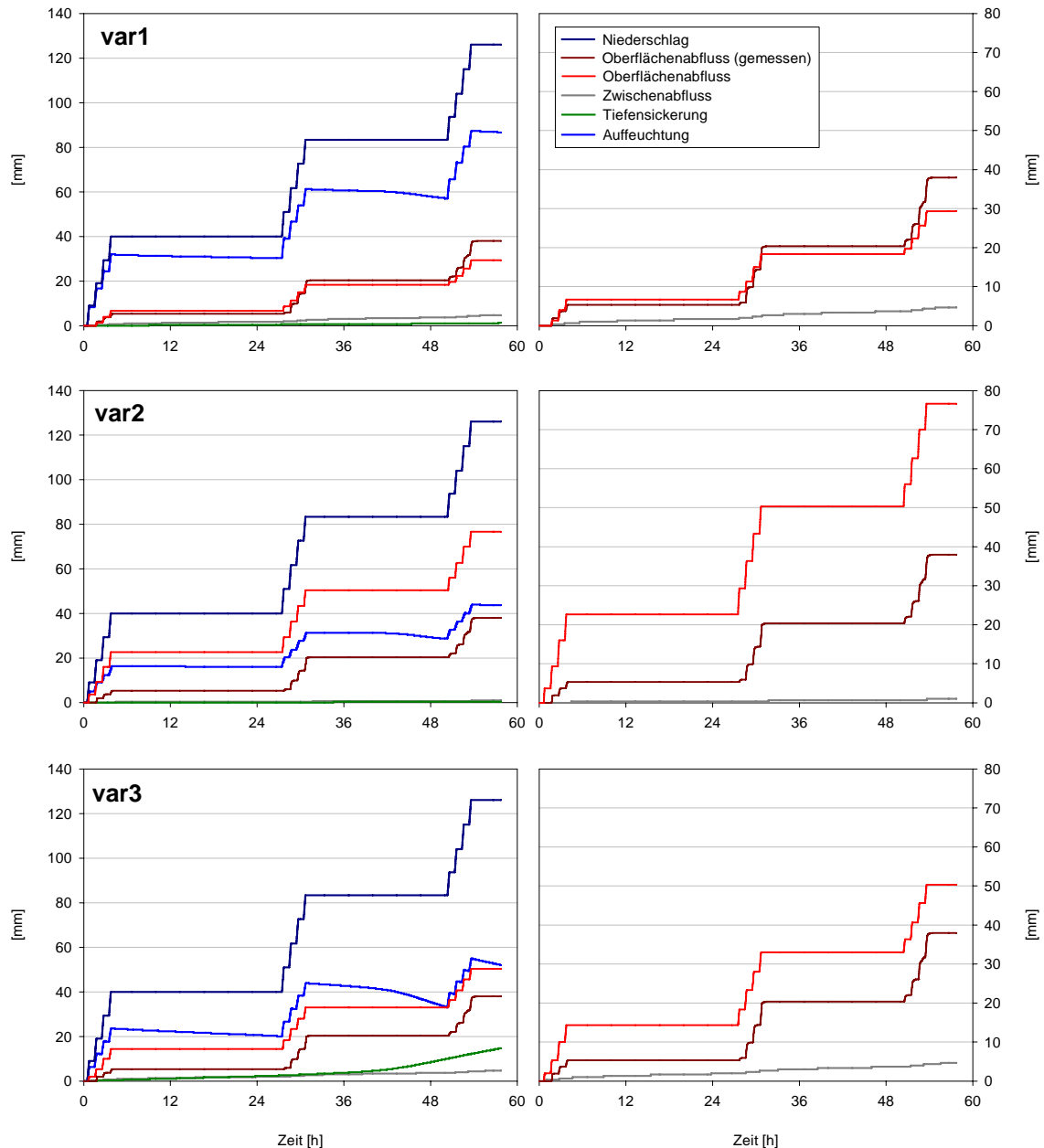


Fig. 7.24: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg1 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

Auch mit den Varianten var1, var2 und var3 wird Oberflächenabfluss simuliert. Parametrisierungsvariante var1 zeigt ein ähnliches Modellverhalten wie Variante var1_3. Mit der Variante var2 wird der Oberflächenabfluss deutlich überschätzt. Im Gegensatz zu Variante var1_2 ist dies aber nicht auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit zurückzuführen, sondern auf die α - und n -Werte der van Genuchten-Parameter. Das stark verringerte Gesamtporenvolumen von Variante var3 hat keinen Einfluss auf das Abflussverhalten an diesem Standort. Der Oberflächenabfluss wird leicht überschätzt. Nur mit dieser Variante wird Tiefensickerung in nennenswertem Ausmaß simuliert.

Grünlandstandort ngg2

Der Standort ist mit 22,5 % ‚stark geneigt‘. Der Profilaufbau der (Norm-) Braunerde entspricht dem vorangegangenen Standort. Da an diesem Standort kein Wurzelfilz festgestellt werden konnte, führt das Prozessbeurteilungsschema sowohl bei intensiven, kurzen Niederschlägen, als auch bei lang anhaltenden Niederschlägen zu Tiefsickerung (DP) als dominierenden Abflussprozess (Tab. 7.24 und 7.25).

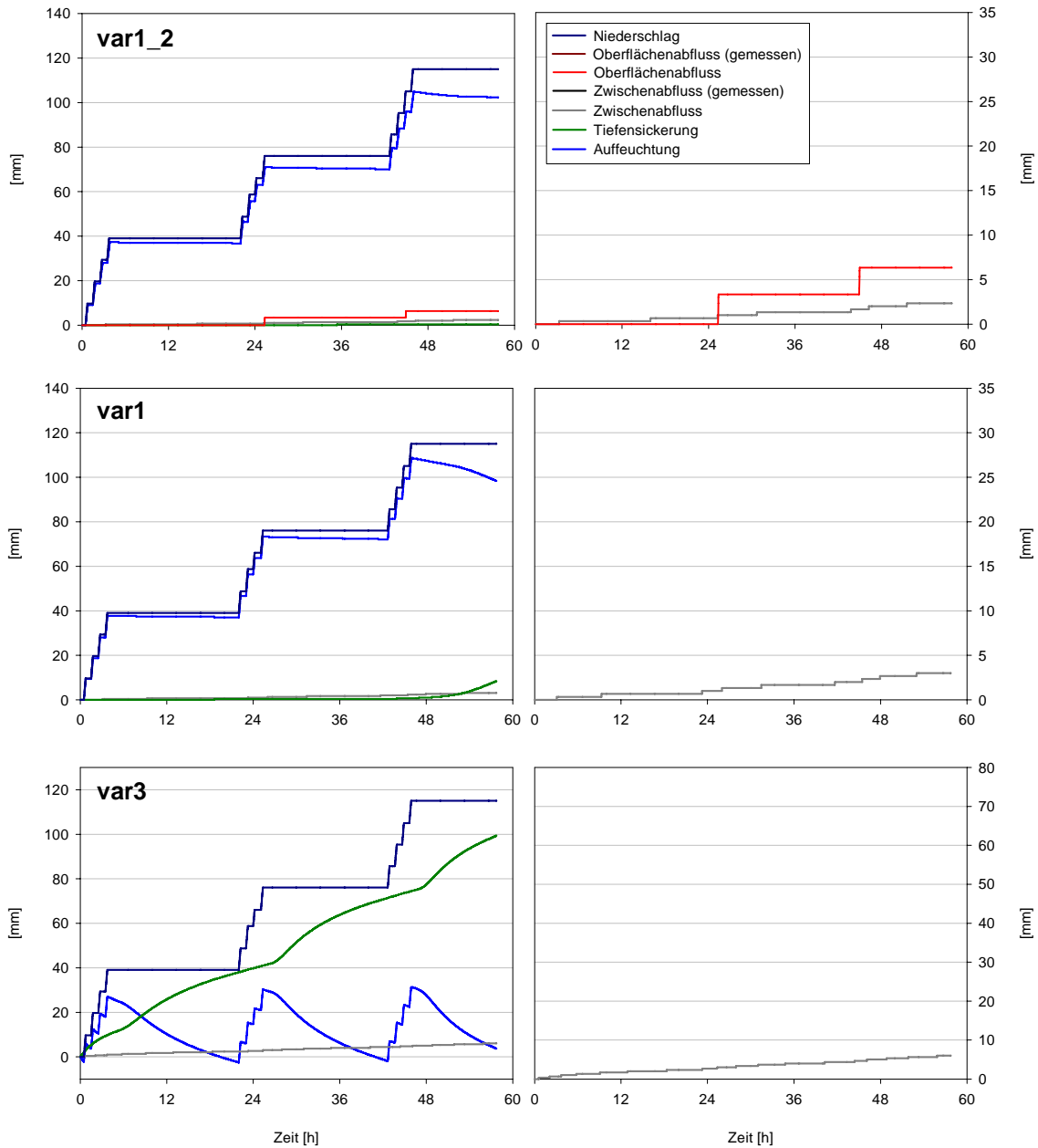


Fig. 7.25: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_2 var1 und var3.

Tab. 7.24: Prozessbeurteilung am Standort ngg2 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja) –
Unterboden:	Gesamtmächtigkeit < 1m (ja) Mächtigkeit des Bodens > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Geologie durchlässig? (ja) = DP

Tab. 7.25: Prozessbeurteilung am Standort ngg2 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (ja) –
Unterboden:	Gesamtmächtigkeit < 1m (ja) Mächtigkeit des Bodens > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (ja) – Geologie durchlässig? (ja) = DP

Bis auf Parametrisierungsvariante var1_2 kommt es bei keiner Variante zu Oberflächenabfluss. Aufgrund der Randbedingungen wird bei allen Parametrisierungsvarianten mit einer Gravitationsrandbedingung geringer Zwischenabfluss simuliert. Variante var3 zeigt als einzige eine deutliche Tiefensickerung aus dem Profil, bei allen anderen Varianten wird der Bodenwasserspeicher während der drei Berechnungstage aufgefüllt und es kommt erst am Ende der Simulation zu einer Tiefensickerung (Fig. 7.25).

Grünlandstandort ngg3

Profilaufbau, Reliefposition und Hangneigung entsprechen dem vorherigen Standort, lediglich der Bv-Horizont ist mit 45 cm deutlich mächtiger. Das Prozessbeurteilungsschema führt auch hier zur Tiefensickerung als dominierenden Abflussprozess (Tab. 7.26 und 7.27).

Tab. 7.26: Prozessbeurteilung am Standort ngg3 für intensive, kurze Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Makroporosität groß? (ja) –
Unterboden:	Gesamtmächtigkeit < 1m (ja) Mächtigkeit des Bodens > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Geologie durchlässig? (ja) = DP

Tab. 7.27: Prozessbeurteilung am Standort ngg3 für extensive, lange andauernde Niederschläge.

Vegetation:	Deckungsgrad > 50 % (ja)
Oberboden:	hydrophober Humus? (nein) – Matrix verdichtet? (nein) – Matrixdurchlässigkeit groß? (ja) –
Unterboden:	Gesamtmächtigkeit < 1m (ja) Mächtigkeit des Bodens > 0,5 m? (ja) – Makroporosität groß? (ja) – Matrixdurchlässigkeit groß? (ja) – Geologie durchlässig? (ja) = DP

Aufgrund der im Vergleich zum vorherigen Standort etwas geringeren Matrixleitfähigkeit im Ah-Horizont wird mit Parametrisierungsvariante var1_2 deutlicher Zwischenabfluss simuliert. Bei allen anderen Parametrisierungsvarianten dominiert die Tiefensickerung, die hier deutlich stärker ausgeprägt ist als am Standort ngg1 und ngg2. Einen Sonderfall nimmt wiederum Variante var3 ein; aus dem Profil sickert bereits vor dem ersten Berechnungsintervall Bodenwasser in die Tiefe. Aufgrund des geringeren Gesamtporenvolumens und der dadurch

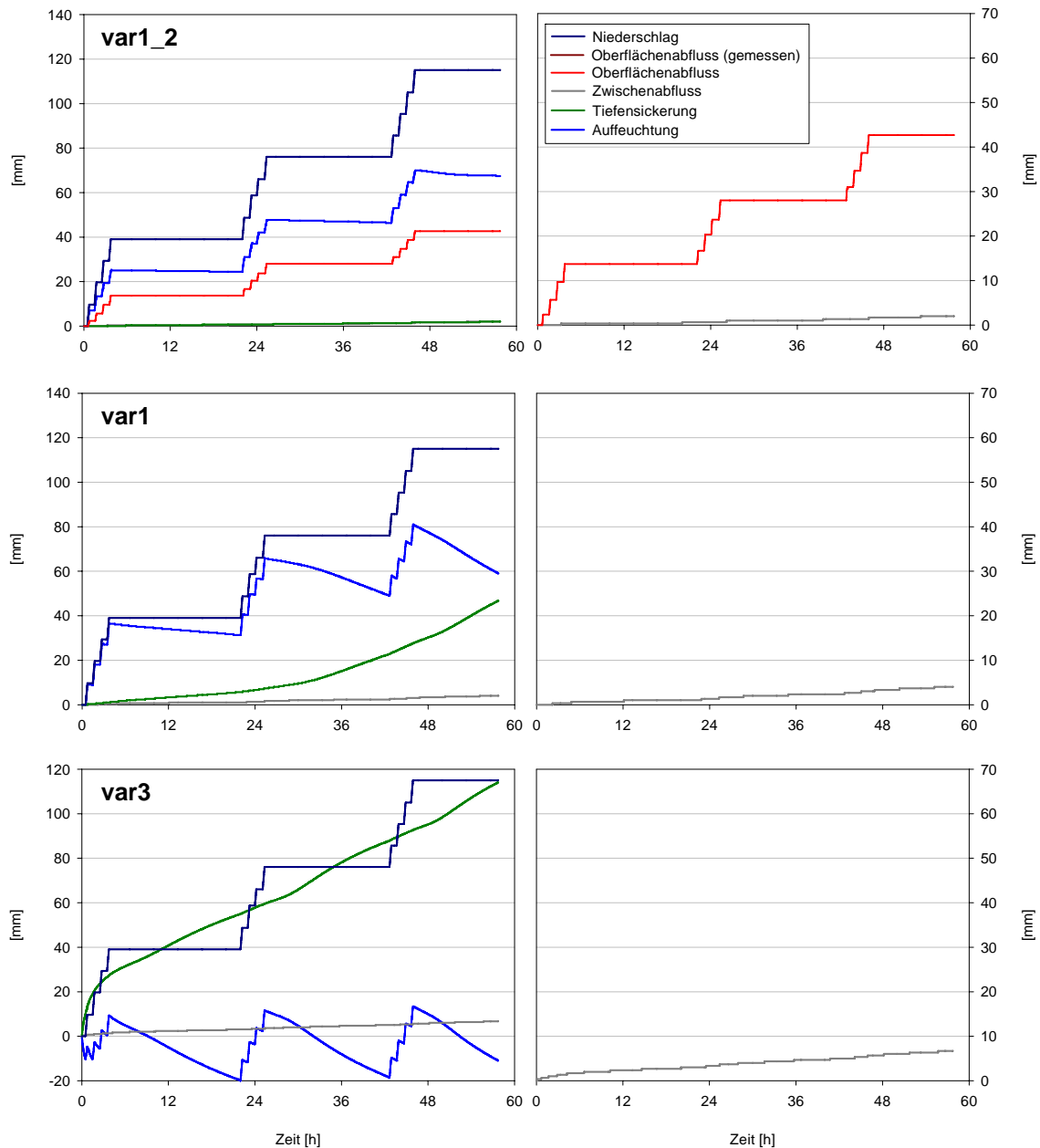


Fig. 7.26: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg3 mit den Parametrisierungsvarianten var1_2 var1 und var3.

schon früh erhöhten Leitfähigkeit wird sämtliches Niederschlagswasser in tiefere Bodenschichten verlagert. Alle Parametrisierungen mit einer Gravitationsrandbedingung am rechten Rand führen zu sehr geringem Zwischenabfluss.

Waldstandort ngw1

Der Profilaufbau des Waldstandortes ngw1 unterscheidet sich von den Grünlandstandorten. Bereits in 20 cm Tiefe Beginnt der II ICv-Horizont mit einer Wechsellagerung aus feinsandigem Mittelsand und schwach bis mittel tonigem Sand. Der II ICv3-Horizont zeigt im Vergleich zu den ‚extrem hohen‘ gesättigten Leitfähigkeiten der anderen Horizonte mit

87 cm d⁻¹ eine deutlich geringere Leitfähigkeit, was auf die ‚hohe‘ Trockenrohddichte und die ‚mittlere‘ Luftkapazität zurückzuführen ist. Der Standort ist mit 31,5 % ‚sehr stark geneigt‘.

Das Prozessbeurteilungsschema führt aufgrund der Substrat- und Oberflächeneigenschaften zu Tiefensickerung (DP) als dominantem Abflussprozess (Tab. 7.28).

Tab. 7.28: Prozessbeurteilung am Standort ngw1 für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche:	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden:	Hangneigung > 3 %? (ja) – Boden mit Vergleichsmerkmalen? (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Hangneigung > 10 %? (ja) – Bodenmächtigkeit > 0,3 m? (nein) – Geologie durchlässig? (ja) = DP

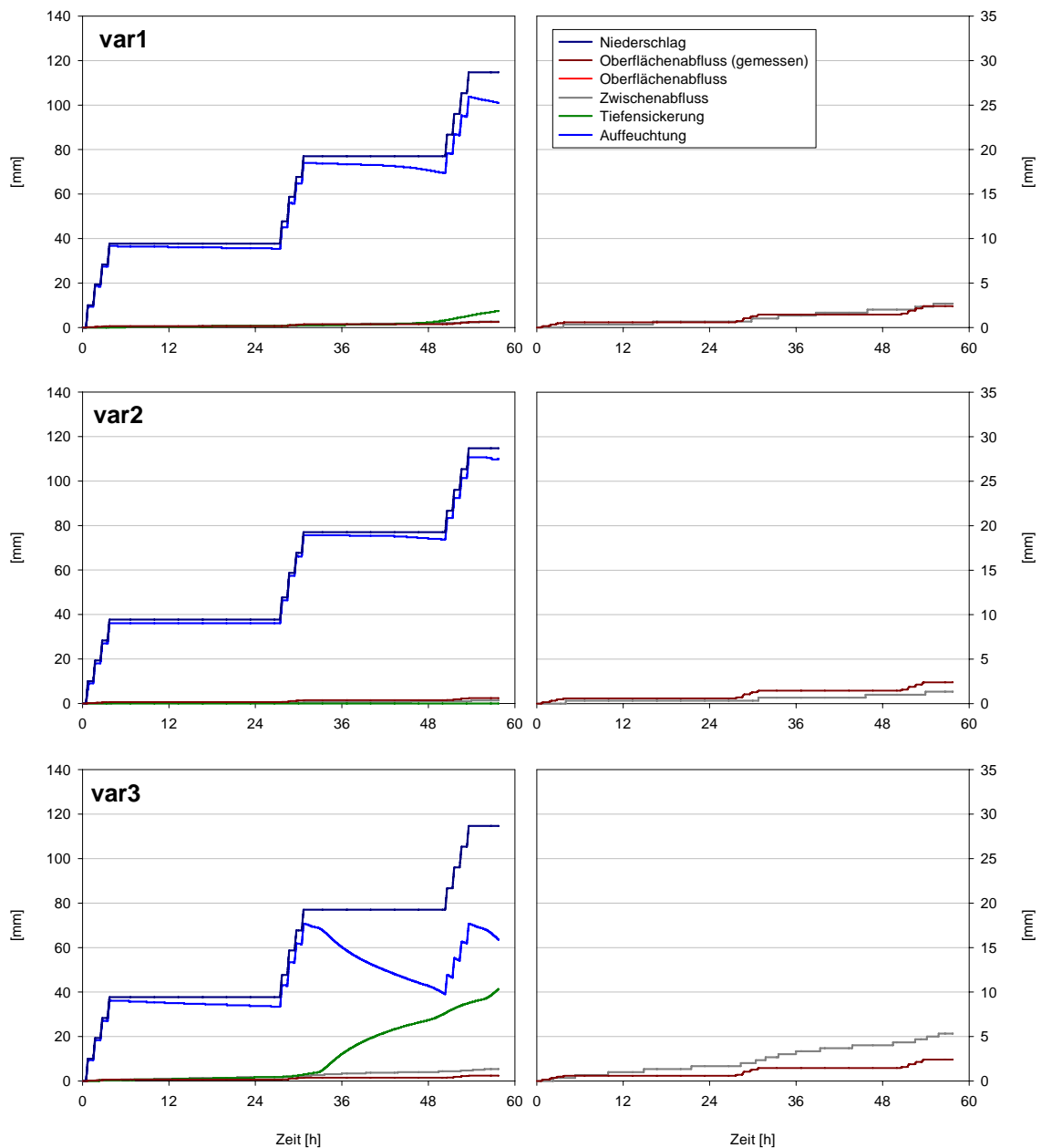


Fig. 7.27: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw1 mit den Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3.

Der Beregnungsversuch erbrachte an diesem Standort sehr geringen Horton'schen Oberflächenabfluss, der auf den Abfluss auf der Laubaufgabe zurückzuführen war. Dieser Oberflächenabfluss konnte mit keiner Parametrisierungsvariante reproduziert werden. Aufgrund der hohen Matrixleitfähigkeiten wird selbst mit Variante var1_2 kein Oberflächenabfluss simuliert (Fig. 7.27).

Bis auf Variante var3 wird mit allen anderen Parametrisierungen das Bodenprofil während der drei Beregnungstage sukzessive aufgefüllt. Bei Variante var3 beginnt am zweiten Beregnungstag die Tiefensickerung. Die Varianten mit einer Gravitationsrandbedingung simulieren, wie schon bei den vorherigen Standorten, geringen Zwischenabfluss.

Waldstandort ngw2

Der zweite Waldstandort in Greverath ist ‚mittel geneigt‘ und besitzt einen sehr mächtigen Bv-Horizont. Die Hauptlage aus schwach schluffigem Sand ist hier über einen Meter mächtig. Die Gesamtporenvolumen ist bis zur Profilbasis ‚hoch‘ bis ‚sehr hoch‘ und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit ist über das gesamte Profil ‚extrem hoch‘. Auch an diesem Standort wird Tiefensickerung als dominanter Abflussprozess im Prozessbeurteilungsschema (DP) bestimmt (Tab. 7.29)

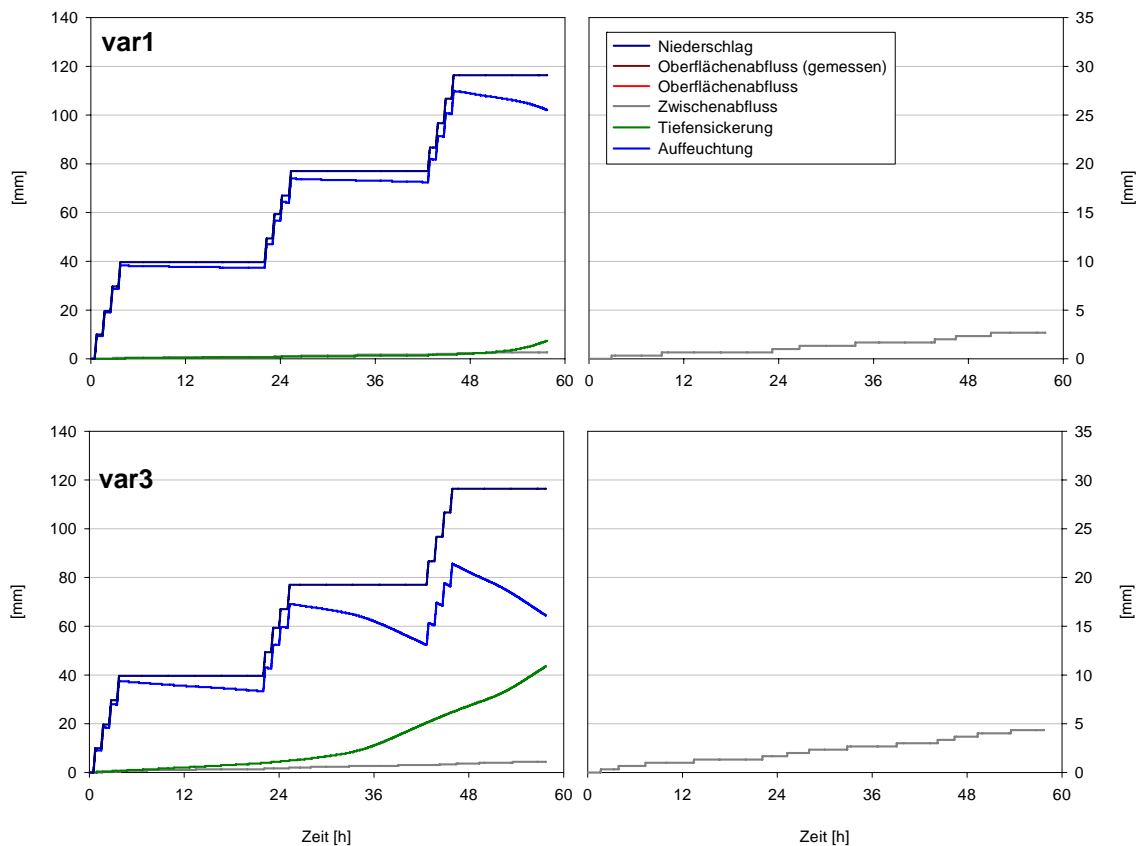


Fig. 7.28: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw2 mit den Parametrisierungsvarianten var1 und var3.

Tab. 7.29: Prozessbeurteilung am Standort ngw2 und ngw3 für extensive und intensive Niederschläge.

Oberfläche:	Kriterien für HOF erfüllt? (nein)
Boden:	Hangneigung > 3 %? (ja) – Boden mit Vergleichsmerkmalen? (nein) – Hangneigung > 5 %? (ja) – Hangneigung > 10 %? (ja) – Bodenmächtigkeit > 0,3 m? (ja) – Bodenmächtigkeit > 0,5 m? (ja) – Hangneigung > 40 %? (nein) – Geologie durchlässig oder Bodenmächtigkeit > 1,5 m? (ja) = DP

Wie der Berechnungsversuch erbrachten auch die Simulationen für diesen Standort keinen Oberflächenabfluss. Die Aufsättigung des Profils dominiert bei allen Parametrisierungsvarianten. Auch am dritten Waldstandort ngw3 in Greverath wurde kein Oberflächen- oder Zwischenabfluss gemessen. Das Prozessbeurteilungsschema führt ebenfalls zu Tiefensickerung (vgl. Tab. 7.29). Die Simulationen für den Standort ähneln denen für die beiden vorhergehenden Standorte und sind in Anhang A2.10 und A2.11 dargestellt.

7.3 Abflussbildung – Beregnungsversuch und Modellsystem

7.3.1 Welche hydraulischen Informationen beinhaltet ein Stechzylinder?

Über den Stechzylinder werden Informationen über den Porenraum und die (gesättigte) hydraulische Leitfähigkeit eines Bodenausschnitts gewonnen (vgl. Kap. 4.1.1). Im besten Fall liefert eine bestimmte Anzahl von Parallelbeprobungen eine repräsentative Aussage über die hydraulischen Eigenschaften eines Bodenausschnitts (-horizonts). Aber schon bei der Probenahme können verschiedene Probleme auftreten. Eine Verfälschung der Messergebnisse kann durch Randeffekte (Verkippung des Zylinders während der Probennahme) entstehen. Besonders problematisch ist die Probenahme bei steinhaltigen Horizonten. Wenn eine Probenahme überhaupt möglich ist, dann werden Bereiche ausgesucht, bei denen die Steine die Stechzylinderentnahme nur wenig behindern, so dass eine repräsentative Aussage über den Boden nicht möglich ist. In günstigeren Fällen hat das Bodenskelett einen Durchmesser, der so klein ist, dass es repräsentativ im Stechzylinder vertreten ist. In einem weiteren Schritt wird die Probe an ihren Rändern geglättet. Dies kann dazu führen, dass Poren verschmiert werden, was ebenfalls Auswirkungen auf die Laboruntersuchungen hat. Bei den Beregnungsversuchen auf lehmig-tonigem Substrat (Idenheim) hat sich die besondere Bedeutung der Makroporen für den Abflussprozess gezeigt. Aber lassen sich über den Porenraum zwischen pF 0 und 1,8 Informationen über die Anzahl der Makroporen ableiten? Ein Vergleich der im Gelände horizontweise kartierten Makroporenfläche (*amac*) mit dem Porenraum der Luftkapazität (LK) zeigt für die lehmig-tonigen Standorte keinen Zusammenhang (Fig. 7.29).

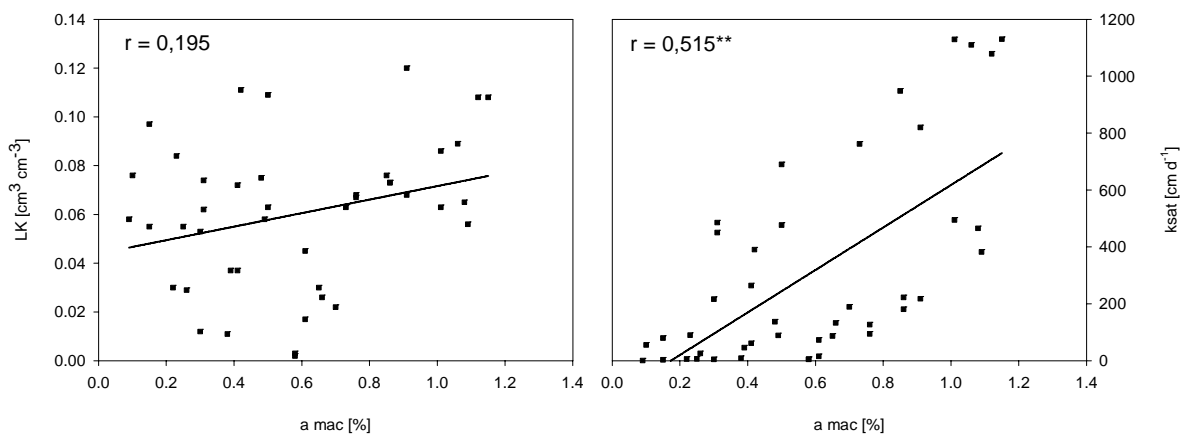


Fig. 7.29: Zusammenhang zwischen (a) der Makroporenfläche und der Luftkapazität (links) und (b) zwischen der Makroporenfläche und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit für die Stechzylinderuntersuchungen der lehmig-tonigen Standorte in Idenheim. (**= Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$).

Anders verhält es sich mit der gesättigten Leitfähigkeit (*ksat*). Hier ist ein mittlerer, aber hoch signifikanter Zusammenhang zwischen der Makroporenfläche und der gesättigten Leitfähigkeit der einzelnen Bodenhorizonte. Daraus lässt sich schließen, dass die Makroporen als ein Teilbereich der Luftkapazität nicht bestimmt werden können. Dies hängt möglicherweise mit der unterschiedlichen Bestimmung des Gesamtporenvolumens und des Wassergehaltes bei

pF 1,8 zusammen (vgl. Kap. 4.1.1). Dagegen ist bei der Messung der gesättigten Leitfähigkeit ein direkter Zusammenhang mit der Anzahl der Makroporen gegeben. Möglicherweise könnte dieser Zusammenhang durch eine höhere Anzahl von Parallelproben noch verbessert werden. SCHOBEL (2008: 86) konnte zwischen der Anzahl der Regenwurmröhren und der gesättigten Wasserleitfähigkeit sogar einen noch höheren Zusammenhang von 0,761 feststellen (Rangkorrelation nach Spearman, $\alpha = 0,05$).

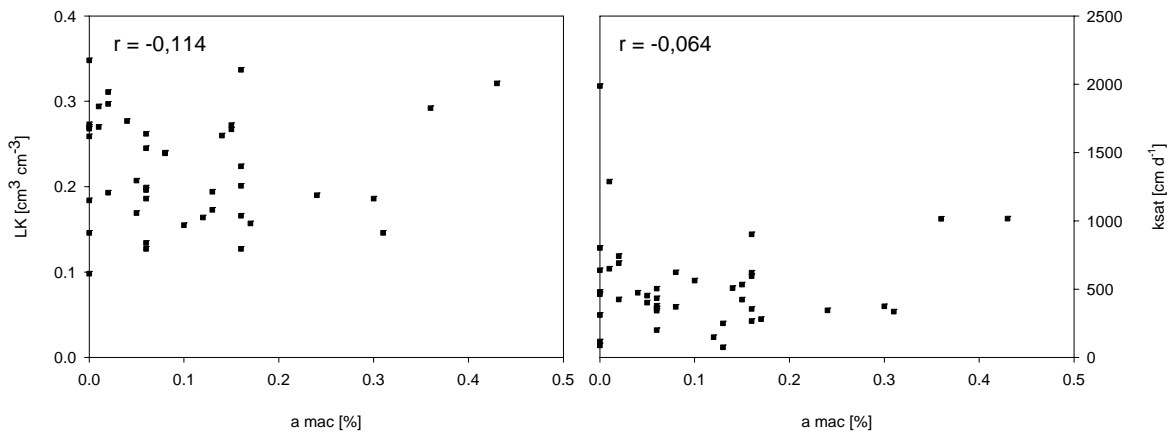


Fig. 7.30: Zusammenhang zwischen (a) der Makroporenfläche und der Luftkapazität (links) und zwischen (b) der Makroporenfläche und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit für die Stechzylinderuntersuchungen der schluffig-sandige Standorte in Greverath.

Bei den schluffig-sandigen Standorten in Greverath zeigt sich dieser Zusammenhang nicht (Fig. 7.30). Hier kann aus den Flächenanteilen der Makroporen kein Rückschluss auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit gezogen werden. Bei diesen Standorten wird die gesättigte Leitfähigkeit hauptsächlich von den Grobporen bestimmt.

7.3.2 Stechzylinder und Bodenparametrisierung

Wie in Kap. 4.4.4 gezeigt, gehen verschiedene Informationen, die über Stechzylinderuntersuchungen gewonnen wurden, in die Parametrisierung der Bodenhorizonte ein. Variante var0 benötigt neben der Korngrößenverteilung die Trockenraumdicke, Variante var1 darüber hinaus den Wassergehalt bei pF 2,5 und pF 4,2 und Variante var2 den Wassergehalt bei pF 0, pF 1,8, pF 2,5 und 4,2. Die Ergebnisse der Berechnungsversuche auf lehmig-tonigem Substrat zeigen die besondere Bedeutung der Makroporen bei der Abflussbildung. Geht man davon aus, dass sich Informationen über Makroporen im Stechzylinder wieder finden lassen, dann in dem Porenbereich zwischen pF 0 und pF 1,8 (Luftkapazität). Aber auch die Trockenraumdicke ist zu einem (unbekannten) Teil von der Anzahl der Makroporen im Stechzylinder abhängig. Diese führt bei der Parametrisierung zu einigen Inkonsistenzen. Zum einen werden bei der Bestimmung der van Genuchten/Mualem Parameter bei den Varianten var1 der mögliche Einfluss von Makroporen explizit ausgeschlossen. In Rosetta Lite (SCHAAP 2001) wird bewusst nur der Wassergehalt bei pF 2,5 und pF 4,2 zur Bestimmung der van Genuchten/Mualem Parameter verlangt, da in diesem Saugspannungsbereich Makroporen keinen Einfluss mehr auf die Retentionseigenschaften des Bodens haben. Daher ist die Parametrisierungsvarianten var0 und var1 aus dieser Betrachtungsweise die konsequenteste, denn es werden mit

Ausnahme der Trockenraumdichte nur Daten der Bodenmatrix für die Bestimmung der Bodenparameter verwendet. Bei Variante var2 werden vier Punkte der Wasserspannungskurve bei der Parametrisierung berücksichtigt, allerdings nach wie vor nur in einem kontinuierlichen Porensystem. Die van Genuchten/Mualem Parameter der Parametrisierungsvariante beinhalten daher auch die möglichen Einflüsse von Makroporen oder anderen bodenstrukturellen Eigenschaften (Aggregation, Risse etc.), für die sie nicht entwickelt wurden. Der Effekt zeigt sich deutlich in den hohen Alphawerten dieser Variante. In var3 wird der Porenraum zwischen pF 0 und pF 1,8 bewusst nicht berücksichtigt, um den Makroporenfluss dynamischer zu gestalten. Die pF-Kurve lässt sich so in den meisten Fällen sehr gut an die bei pF 1,8, 2,5 und 4,2 gemessenen Wassergehalte anpassen. Allerdings verändern sich damit die *alpha*-Werte wiederum sehr stark, da der Porenraum zwischen pF 1,8 und pF 0 sehr gering ist.

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit zeigt dagegen einen deutlichen Unterschied zwischen den mit Rosetta Lite bestimmten Werten und den an Stechzylindern gemessenen Werten. Bei der gewählten Parametrisierungsstrategie wurde diese Differenz als der Unterschied zwischen Matrixleitfähigkeit und kombinierter Mikro- und Makroporenleitfähigkeit gedeutet. Für die Standorte mit lehmig-tonigem Substrat zeigt sich ein Zusammenhang zwischen den aus den Bodeneigenschaften abgeleiteten, gesättigten Leitfähigkeiten und den gesättigten Leitfähigkeiten, die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung in Abhängigkeit der Bodenart und drei Stufen der Trockenraumdichte angegeben werden. Bei dem schluffig-lehmigen Substrat ist dieser Zusammenhang nicht ganz so deutlich. Hier hat SCHOBEL (2008: 79) einen deutlich besseren Zusammenhang zwischen den über Stechzylindern ermittelten Werten und den Angaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung gefunden.

7.3.3 Makroporen im Modell

Die Abbildung der Makroporen ist im Modellsystem CATFLOW direkt an den Bodenwassergehalt geknüpft. Die Beregnungsversuche in Idenheim haben gezeigt, dass ein bedeutender Makroporenfluss unabhängig von der Sättigung der Bodenmatrix schon zu Beginn des Beregnungsversuchs auftritt (Standorte nia1, nia2, nia3, nig1, niw1, niw2, niw3). Im Modellsystem muss der Bodenwassergehalt erst ansteigen, damit es zu Makroporenfluss kommt. Daher wird besonders am ersten Beregnungstag der Zwischenabfluss stark unterschätzt. Das Niederschlagswasser führt hier am ersten Beregnungstag hauptsächlich zu einer Aufsättigung des Bodenprofils.

ZEHE (1999: 98) argumentiert, dass unter gesättigten Bedingungen das Modell den Effekt hydraulisch aktiver Makroporen richtig beschreibt. Und auch bei ungesättigten Bedingungen kann das Modell den Makroporenfluss abbilden, da der Makroporenfluss dann kein reiner Gravitationsfluss ist und die Filmströmung an der trockenen Makroporenwand durch Benetzungseffekte beeinflusst wird. Dies wird durch den linearen Anstieg der Leitfähigkeit ab dem Grenzwassergehalt in einfacher Weise beschrieben.

Die Ergebnisse der Beregnungsversuche haben aber gezeigt, dass unter der Randbedingung einer relativ hohen Anfangsbodenfeuchte und demnach wahrscheinlich auch feuchten Makroporenwandungen der Makroporenfluss bereits am ersten Beregnungstag eine hohe Intensität besitzt. In diesen Fällen wird der Makroporenfluss mehr über die Niederschlagsintensität gesteuert, als über den Bodenwassergehalt. Das Niederschlagswasser tritt in die Makroporen ein und fließt an einer (feuchten) Makroporenwand schnell ab. Diesen Effekt kann das Modell

nicht vollständig erfassen. Obwohl es die Infiltrationsleistung des Bodens mit Berücksichtigung der Leitfähigkeitserhöhung gut abbilden kann, wird die Perkolation des Wassers im Boden nicht richtig abgebildet.

Trotz einer starken Erhöhung, um bis zu dem 100 fachen der Matrixleitfähigkeit, konnte die Dynamik des Makroporenflusses, zumindest am ersten Berechnungstag, nicht abgebildet werden. Im Modell musste der Boden trotz hoher Anfangssättigung erst weiter aufgesättigt werden, bis ein deutlich erhöhter Makroporenfluss einsetzen konnte. Eine Erhöhung des Grenzwassergehalts (beispielsweise auf pF 1,8) würde zwar zu einem schnelleren Anstieg der Makroporenleitfähigkeit und damit zu einem schnellen anspringen der Makroporen führen, aber der Boden müsste auch länger, bis zum Erreichen des Grenzwassergehalts, aufgesättigt werden.

7.3.4 Einfluss von Randbedingungen und Bodenparametrisierung

Die Randbedingung „Freie-Drainage“ (Gravitationsfluss-Randbedingung) am rechten Rand des Modells (Profilgrube) führt dazu, dass lateral fließendes Wasser (Zwischenabfluss) ungehindert das Modellsystem verlassen kann (var1_2, var1_3, var1, var2 und var3). Dabei wird von einer einheitlichen Bodenfeuchte und daher vernachlässigbaren Saugspannungsgradienten ausgegangen; der Fluss wird nur über die Potentialgradienten des Schwerkraftfeldes realisiert (MAURER 1997: 76). Im Realsystem findet aber an der Profilwand ein abrupter Wechsel zu atmosphärischen Bedingungen statt, dadurch wird das Bodenwasser solange in den Poren zurückgehalten bis der Boden an der Profilwand gesättigt ist (ATKINSON 1978: 78). Daher bietet sich eine Sickerrandbedingung am rechten Modellrand an (var1_1). Dabei kommt es erst dann zu einem Fluss aus dem Bodenprofil, wenn am Rand mindestens ein Berechnungsknoten Sättigung aufweist. Im Realsystem beginnt der Makroporenfluss jedoch schon weit vor der Sättigung. Im Modell wird dies durch die linear ansteigende hydraulische Leitfähigkeit ab dem Grenzwassergehalt (pF 2,5) realisiert. Mit einer Sickerrandbedingung kann der Makroporenfluss aber erst bei Sättigung am rechten Rand austreten. Daher wird bei Böden mit Makroporen sowohl die Sickerrandbedingung, als auch die Gravitationsrandbedingung den Berechnungsversuchen nicht gerecht. Realitätsnäher wäre eine Randbedingung, bei der schon vor einer Sättigung der Bodenmatrix ein Makroporenfluss aus dem Profil möglich wäre.

Auch die Gravitationsfluss-Randbedingung als untere Randbedingung muss kritisch betrachtet werden. Bei einem Profilausschnitt zwischen 0,5 und 0,95 m, der für die Berechnungsversuche im Modell abgebildet wurde (Profilbasis = 0,1 m unterhalb des untersten Auffangblechs für Zwischenabfluss), treten im Realsystem noch Saugspannungsgradienten auf, die einen Einfluss auf die Tiefensickerung haben. Erst ab einer größeren Tiefe (2 bis 3 m) sind die Saugspannungsgradienten vernachlässigbar (MAURER 1997: 76). Mit dieser Randbedingung wird jedoch nicht berücksichtigt, dass die Makroporen in einer bestimmten Tiefe blind enden und das Bodenprofil nach deren Füllung von unten aufgesättigt wird. Trotzdem musste diese Randbedingung gewählt werden, da der untere Modellrand durch die Tiefe des Auffangblechs für den Zwischenabfluss vorgegeben war.

Die Randbedingung Nullfluss am linken Rand des Modells lässt kein Wasser von den Positionen oberhalb der Berechnungsfläche in das Modellsystem eindringen. Im Realsystem handelt es sich bei der Berechnungsfläche dagegen um einen „unbounded plot“, der auch von

Wasserbewegungen von außen beeinflusst werden kann. Möglicherweise führt bei Beregnungsversuch nia2 Hangzuschusswasser zu Zwischenabfluss auch zwischen und nach den Beregnungstagen.

Tabelle 7.30 zeigt die mittleren Werte für θ_s , α , n und $ksat$ getrennt für die Standorte Idenheim (lehmig-toniges Substrat) und Greverath (schluffig-sandiges Substrat). Es zeigen sich sowohl die Unterschiede zwischen den Standorten, als auch zwischen den einzelnen Parametrisierungsvarianten. Die Standorte um Idenheim haben bei allen Parametrisierungsvarianten geringere α - und n -Werte. Parametrisierungsvarianten var1 und var2 wurden schon im Zusammenhang mit der Simulation der Bodenfeuchtestandorte beschrieben. Mit Parametrisierungsvariante var3 wird das geringste Gesamtporenvolumen bestimmt. Der α -Wert wird für die Standorte in Idenheim sehr klein und zeigt die höchste Varianz, der n -Wert liegt zwischen denen der Parametrisierungsvarianten var1 und var2. Für die Standorte in Greverath liegt der mittlere Alphawert dagegen nur etwas über dem mittleren Wert der Variante var1. Die gemessene Wasserleitfähigkeit ist in Idenheim im Schnitt 38-mal höher als die mit Rosetta Lite bestimmte Matrixleitfähigkeit. Die Standorte in Greverath haben eine 19-mal höhere Matrixleitfähigkeit als die Standorte in Idenheim und im Verhältnis zur Matrixleitfähigkeit nur eine 3,3-mal höhere Gesamtleitfähigkeit.

Tab. 7.30: Mittelwerte der bodenphysikalischen Mwswerte und der van Genuchten/Mualem Parameter, in Klammern die Variationskoeffizienten.

		$ksat$ [cm d ⁻¹]	θ_s [cm ³ cm ⁻³]	α [m ⁻¹]	n [-]
Idenheim	Boden	309 (115,1)	0,44 (9,7)	-	-
	var1	8 (78,4)	0,42 (8,2)	2,06 (81,3)	1,33 (18,3)
	var2	8 (78,4)	0,44 (9,7)	6,89 (122,5)	1,14 (6,9)
	var3	8 (78,4)	0,39 (9,9)	0,86 (173,7)	1,25 (13,0)
Greverath	Boden	516 (66,3)	0,44 (11,3)	-	-
	var1	154 (98,5)	0,38 (9,6)	4,27 (40,8)	1,44 (7,9)
	var2	154 (98,5)	0,44 (11,3)	30,24 (129,0)	1,31 (7,8)
	var3	154 (98,5)	0,31 (22,7)	5,48 (82,8)	1,36 (9,1)

Bei der Bestimmung der Wassergehalts-Saugspannungswerte wird die Bodenprobe stufenweise entwässert (Desorption). Bei den Beregnungsversuchen wird der Boden dagegen sowohl bewässert (Sorptions), als auch zwischen den Versuchen entwässert, so dass eigentlich zwei Wasserspannungskurven für jeden Horizont bestimmt werden müssten. Die Möglichkeit diese Hysterese zu berücksichtigen ist bisher nur in sehr wenigen Modellen auf der Hang- oder sogar Einzugsgebietsskala möglich und lässt sich auch nur sehr schwer parametrisieren. DISSE (1995: 60f.) hat an ungestörten Bodenproben mit einem Durchmesser von 40 cm und einer Höhe von 50 cm sowohl Desorptions-, als auch Sorptionskurven bestimmt und an die Messergebnisse über verschiedene Pedotransferfunktionen pF-Kurven angepasst. Er kommt zu dem Schluss, dass die Variabilität der Bodeneigenschaften zu hoch ist um eine pF Kurve entweder an die Desorptionskurve oder an die Sorptionskurve exakt anzupassen (DISSE 1995: 110). Daher muss auch die hier verwendete Parametrisierungsvariante var1 nicht unbedingt falsch sein, sie bildet möglicherweise ein mittleres Verhalten des Bodens ab.

Es bleibt festzuhalten, dass die pF-Kurven einen großen Einfluss auf die Abflussdynamik haben. Denn bei den Varianten var1, var2 und var3 sind, bei gleichen Randbedingungen und gleichen Werten für die gesättigte Wasserleitfähigkeit, die Simulationsergebnisse nur von den unterschiedlichen *alpha*- und *n*-Werte abhängig.

Wie in Kap. 4.4.4 bereits angedeutet beschreibt der *alpha*-Wert den Kurvenverlauf nahe der Sättigung. Je höher der *alpha*-Wert, desto schneller nimmt der Wassergehalt mit zunehmender Saugspannung ab. Das bedeutet, dass bei kleinen *alpha*-Werten der Bodenwassergehalt über einen relativ großen Saugspannungsbereich nahe der Sättigung gehalten wird. Für die hydraulische Leitfähigkeit bedeutet dies, dass sie über einen relativ großen Saugspannungsbereich auf einem hohen Niveau aufrechterhalten wird. Der *n*-Wert beschreibt die Steigung der pF-WG-Kurve. Hohe *n*-Werte führen bei gleichem Anstieg der Saugspannung zu einer höheren Wasserentnahme als niedrige *n*-Werte. Dies hat einen großen Einfluss auf den Verlauf der ungesättigten Wasserleitfähigkeit.

Mit Parametrisierungsvariante var1_1 wird der Einfluss der Randbedingung am linken Modellrand auf den Simulationsverlauf untersucht (Tab. 7.31 und 7.32). An Standorten an denen kein Zwischenabfluss gemessen wurde konnte mit dieser Variante in Bezug auf die Oberflächenabflussbildung ein gutes Simulationsergebnis erzielt werden (Standorte Idenheim nig1, nig2, alle Standorte in Greverath). Sobald aber Zwischenabfluss gemessen wurde kann mit dieser Variante der Abflussprozess nicht abgebildet werden, da der Zwischenabfluss schon vor einer – auch teilweisen – Sättigung des Bodens einsetzt. Alle anderen Varianten haben eine Gravitationsrandbedingung am rechten Modellrand (vgl. Kap. 7.5.4). Daher tritt bei jedem Standort bei den Simulationen mehr oder weniger stark Zwischenabfluss auf.

Die Parametrisierungsvarianten var1_2 und var1_3 zeigen den Einfluss der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf den Simulationsverlauf. Wird nur die über Rosetta Lite ermittelte gesättigte hydraulische Matrixleitfähigkeit (var1_2) der einzelnen Horizonte bei der Parametrisierung berücksichtigt, dann kommt es bei allen Standorten mit schluffig-tonigen Böden (nia, nig und niw) zu Oberflächenabfluss. Bei den Standorten an denen Oberflächenabfluss gemessen wurde, wird er mit dieser Parametrisierungsvariante stark überschätzt. Daher sind die Matrixleitfähigkeiten für schluffig-tonige Substrate, die auch in der AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN (2005: 351) angegeben werden, für makroporenreiche Standorte ungeeignet um die hydraulische Leitfähigkeit zu beschreiben. Auch für die Ackerstandorte nga1, nga3 und alle Grünlandstandorte in Greverath wird mit dieser Variante Oberflächenabfluss simuliert. Dies entspricht zwar bei den Ackerstandorten und dem Grünlandstandort ngg1 den gemessenen Abflussprozessen, jedoch wurde ein Wurzelfilz bzw. eine Verschlämmung im Laufe der Beregnungsversuche beobachtet. SCHOBEL (2002: 78f.) hat bei einem Vergleich der *ksat*-Werte der Stechzylinderuntersuchungen mit Werten aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung für lehmig-tonige Substrate keinen Zusammenhang, für die schluffig-sandigen Substrate dagegen einen schwach positiven Zusammenhang feststellen können.

7 Simulation der Abflussbildung

Tab. 7.31: Zusammenfassende Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussprozesse in Idenheim (lehmig-toniges Substrat. Kennzahlen: Abflusskoeffizient (A), Wurzel des mittleren prozentualen Fehlers (RMSP), Bestimmtheitsmaß (R²) und Nash/Sutcliffe-Koeffizient (E).

St.		Berechnung	var1_1	var1_2	var1_3	var1	var2	var3
nia1	Prozess	SSF	SSF	HOF SSF	SSF	SSF	SSF	SSF
	A [%]	17,6	2,9	54,4 3,2	23,5	11,5	5,4	26,4
	RMSP [%]		8,80	9,33	8,14	7,81	8,69	7,74
	R ² [-]		0,18	0,03	0,19	0,27	0,15	0,69
	E [-]		0,02	-0,10	0,16	0,23	0,05	0,24
nia2	Prozess	SSF	SSF	HOF SSF	SSF	SSF	SSF SOF	SSF SOF
	A [%]	21,3	1,0	69,4 1,3	16,5	11,5	8,5 1,0	24,8
	RMSP [%]		7,67	7,97	6,90	7,34	7,16	4,16
	R ² [-]		0,34	0,07	0,13	0,07	0,17	0,80
	E [-]		0,14	0,07	0,30	0,21	0,25	0,71
nia3	Prozess	SSF SOF	SSF	HOF SSF	SSF	SSF	HOF SSF	SSF SOF
	A [%]	31,7 8,6	9,1	61,5 1,0	12,2	14,3	31,0 6,5	37,0 19,5
	RMSP [%]		7,99	41,0 9,50	8,68	8,84	24,17 9,58	6,34 16,2
	R ² [-]		0,30	0,50 0,12	0,08	0,02	0,29 0,01	0,45 0,86
	E [-]		0,11	-17,5 -0,26	-0,05	-0,09	-5,43 -0,28	0,44 -1,88
nig1	Prozess	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF
	A [%]	41,3 18,1	33,7 2,4	74,6 1,3	31,8 9,1	32,6 6,7	71,7 1,1	54,0 11,8
	RMSP [%]		3,11 8,78	8,85 9,41	3,45 8,70	3,42 8,20	8,54 9,14	5,67 8,41
	R ² [-]		0,88 0,13	0,87 0,08	0,86 0,04	0,92 0,13	0,83 0,05	0,82 0,07
	E [-]		0,87 -0,05	-0,02 -0,13	0,85 -0,03	0,85 0,08	0,05 -0,14	0,58 0,03
nig2	Prozess	HOF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF
	A [%]	54,6	57,9 0,3	88,9 0,3	61,9 1,9	58,7 1,9	81,5 0,3	64,3 2,6
	RMSP [%]		3,53	7,48	4,26	3,86	6,92	4,13
	R ² [-]		0,84	0,78	0,80	0,82	0,74	0,82
	E [-]		0,83	0,26	0,76	0,80	0,36	0,77
nig3	Prozess	HOF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	HOF SSF	SSF SOF
	A [%]	47,6	13,4 6,0	84,4 1,9	13,9 11,5	12,0 11,3	70,5 1,1	29,8 9,8
	RMSP [%]		6,71	8,22	6,63	6,87	6,27	7,64
	R ² [-]		0,87	0,76	0,89	0,88	0,76	0,36
	E [-]		0,41	0,13	0,43	0,39	0,49	0,24
niw1	Prozess	SSF HOF	SOF SSF	HOF SSF	SSF SOF	SSF SOF	SOF SSF	SSF SOF
	A [%]	33,6 0,1	26,8 6,08	52,5 4,1	40,6 9,4	29,6 14,4	29,0 13,8	32,3 22,9
	RMSP [%]		8,01	8,77	7,92	7,16	7,01	7,33
	R ² [-]		0,32	0,10	0,32	0,33	0,38	0,38
	E [-]		0,05	-0,14	0,07	0,24	0,27	0,20
niw2	Prozess	SSF	SOF SSF	HOF SSF	SSF SOF	SSF SOF	SOF SSF	SSF SOF
	A [%]	58,7	31,5 12,6	37,6 16,6	65,5 6,6	57,1 9,5	31,8 16,3	64,7 23,4
	RMSP [%]		7,38	7,85	6,62	6,31	7,30	6,54
	R ² [-]		0,49	0,46	0,43	0,48	0,46	0,71
	E [-]		0,16	0,05	0,33	0,39	0,18	0,34
niw3	Prozess	SSF SOF	SOF SSF	HOF SSF	SOF SSF	SOF SSF	HOF SSF	SOF SSF
	A [%]	33,3 26,7	50,9 4,9	73,7 1,9	40,4 20,3	44,4 14,4	57,5 9,2	65,0 17,1
	RMSP [%]		9,59 8,29	14,8 9,09	6,65 5,73	8,47 6,64	10,8 7,28	12,1 5,81
	R ² [-]		0,84 0,34	0,73 0,03	0,88 0,58	0,84 0,51	0,77 0,50	0,89 0,62
	E [-]		-0,08 0,16	-1,76 -0,24	0,44 0,51	0,09 0,34	-0,48 0,21	-0,85 0,49

7 Simulation der Abflussbildung

Tab. 7.32: Zusammenfassende Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussprozesse in Greverath (schluffig-sandiges Substrat. Kennzahlen: Abflusskoeffizient (A), Wurzel des mittleren prozentualen Fehlers (RMSP), Bestimmtheitsmaß (R^2) und Nash/Sutcliffe-Koeffizient (E).

St.		Berechnung	var1_1	var1_2	var1_3	var1	var2	var3
nga1	Prozess	DP? HOF	DP SSF	HOF SSF	DP SSF	DP SSF	DP SSF	DP SSF
	A [%]	12,7	50,7 0,3	43,2 2,1	48,3 3,2	48,3 3,2	32,5 1,3	98,7 7,7
	RMSP [%]			283				
	R^2 [-]			0,80				
	E [-]			-9,52				
nga2	Prozess	DP? HOF	DP	SSF	SSF DP	DP SSF	SSF	SSF DP
	A [%]	7,7	1,9	1,9	5,7 4,9	1,6 3,3	1,1	92,3 9,8
	RMSP [%]							
	R^2 [-]							
	E [-]							
nga3	Prozess	DP? HOF	DP SSF	HOF SSF	SSF DP	SSF DP	HOF SSF	DP SSF
	A [%]	23,7	4,4 0,3	33,2 3,0	5,5 4,9	4,4 3,8	33,4 3,0	66,6 24,7
	RMSP [%]			5,28			5,48	
	R^2 [-]			0,90			0,89	
	E [-]			0,64			0,61	
ngg1	Prozess	DP? HOF	HOF DP	HOF SSF	HOF SSF	SSF HOF	HOF SSF	HOF SSF
	A [%]	30,1	23,8 1,1	55,8 3,4	24,9 4,0	3,7 23,3	60,8 0,8	39,9 3,7
	RMSP [%]		4,54	8,48	4,52	4,36	10,1	5,76
	R^2 [-]		0,78	0,67	0,76	0,81	0,59	0,65
	E [-]		0,74	0,09	0,74	0,76	-0,29	0,58
ngg2	Prozess	DP?	DP	HOF SSF	DP SSF	DP SSF	SSF	DP SSF
	A [%]		8,4	5,5 2,0	10,0 3,2	7,2 2,6	1,2	86,4 5,2
ngg3	Prozess	DP?	DP	HOF SSF	DP SSF	DP SSF	DP SSF	DP SSF
	A [%]		43,2	37,1 1,8	49,0 4,3	40,6 3,5	14,8 2,0	99,1 0,0
ngw1	Prozess	DP?	DP	SSF DP	DP SSF	DP SSF	SSF	DP SSF
	A [%]		7,3	2,0 1,2	6,4 2,3	6,4 2,3	1,2	36,0 4,7
ngw2	Prozess	DP?	DP	SSF DP	DP SSF	DP SSF	DP SSF	DP SSF
	A [%]		7,2	2,3 0,9	12,6 2,9	6,4 2,3	0,9 2,3	37,5 3,7
ngw3	Prozess	DP?	DP	DP SSF	DP SSF	DP SSF	DP SSF	DP SSF
	A [%]		37,8	20,1 2,3	39,8 3,7	35,8 3,2	23,8 1,4	65,9 3,2

Wird dagegen die wesentlich höhere gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus den Labormessungen für die Modellierung verwendet (var1_3), dann liegen die simulierten Zwischenabflussmengen oftmals in der gleichen Größenordnung wie die gemessenen (Standorte nia1, nia2, niw1, niw2, niw3). In Fig. 7.31 wird deutlich das für die drei Ackerstandorte in Idenheim ein Zusammenhang zwischen Zwischenabflussmenge und dem Makroporevolumen v_{mac} besteht, nicht jedoch zwischen der Gesamtleitfähigkeit oberhalb der Stauschicht und der Zwischenabflussmenge. Anzahl und Größe der Makroporen scheinen daher ein besserer Parameter als die im Labor gemessene hydraulische Leitfähigkeit. Für die anderen Standorte in Idenheim konnte diese Untersuchung leider nicht durchgeführt werden, da aufgrund der hohen Oberflächenabflusswerte nur eine begrenzte Wassermenge für den Zwischenabfluss zur Verfügung stand.

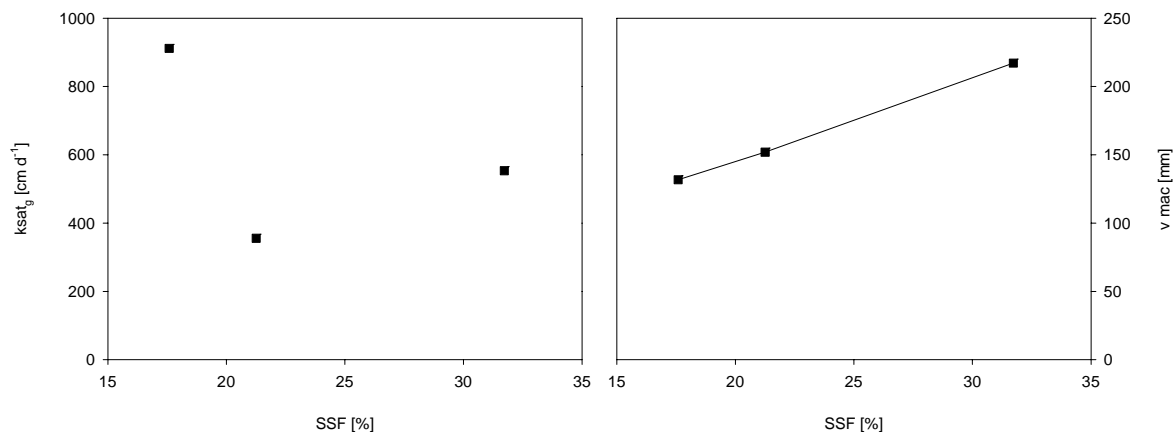


Fig. 7.31: Zusammenhang zwischen (a) gesättigter Leitfähigkeit und Zwischenabflusskoeffizienten und (b) Makroporenvolumen und Zwischenabflusskoeffizienten für die Ackerstandorte in Idenheim.

Mit Parametrisierungsvariante var1 wird ein „Anspringen“ der Makroporen ab einem Grenzwassergehalt von pF 2,5 berücksichtigt. Mit dieser Variante werden die Abflussprozesse ähnlich gut abgebildet wie mit Variante var1_3. Überraschenderweise führt dies nicht zu einer besseren Übereinstimmung der Simulationen mit den gemessenen Abflüssen. Mit Variante var2 ändern sich die van Genuchten-Parameter für die Bodenhorizonte. Mit dieser Parametrisierungsstrategie konnte keine Verbesserung der Simulationsergebnisse im Vergleich zu den Varianten var1_3 und var1 erzielt werden. Aufgrund der schnellen Abnahme der gesättigten Leitfähigkeit wird oftmals Horton'scher Oberflächenabfluss (Standorte nia3, niw3) oder gesättigter Oberflächenabfluss simuliert (Standorte niw1, niw2). An Standorten bei denen Horton'scher Oberflächenabfluss bestimmt wurde wird dieser deutlich überschätzt.

Mit Parametrisierungsvariante var3 wird das Anspringen der Makroporen im Modell deutlich dynamischer abgebildet. Mit dieser Variante werden die Abflussprozesse der Ackerstandorte und des Grünlandstandortes nig1 in Idenheim sehr gut abgebildet. Für den Ackerstandort nia3 in Idenheim ist es die einzige Parametrisierungsvariante die sowohl Zwischenabfluss, als auch gesättigten Oberflächenabfluss abbilden kann. Aufgrund des fehlenden Grobporenspeichers wird aber an anderen Standorten gesättigter Oberflächenabfluss simuliert, der während der Beregnungsversuche nicht gemessen wurde (Standorte nia3, nig3, niw1, niw2, niw3). An den Standorten in Greverath führt diese Variante im Vergleich zu den anderen Parametrisierungen, bei denen das Profil während der Beregnungsversuche hauptsächlich aufgesättigt

wurde, zu deutlicher Tiefensickerung. Am Standort nga2 wurde hoher Zwischenabfluss simuliert, der an diesem Standort aber nicht gemessen wurde.

7.3.5 Bodenwassergehalt

Der Anfangswassergehalt wurde für die gesamte Beregnungsfläche über die gravimetrische Wassergehaltsbestimmung an Bohrstockproben bestimmt. ZEHE & BÖSCHL (2004) und ZEHE, BECKER, BÁRDOSSY & PLATE (2005) haben gezeigt, dass die standörtliche Variabilität der Bodenfeuchte genauso groß ist, wie die Variabilität im gesamten Einzugsgebiet. Daher ist der Anfangswassergehalt der Beregnungsversuche/Simulationen mit einer großen Unsicherheit behaftet. Das Gleiche gilt für Messwerte der Bodenfeuchte vor und nach den einzelnen Beregnungstagen. Die simulierte Bodenfeuchte bildet nur in wenigen Fällen die gemessenen Werte ab. Bei einigen Simulationen werden die Messungen vor der Beregnung besser simuliert, bei anderen die Werte nach den vier Beregnungsintervallen. Auf die besonderen Schwierigkeiten bei der Probennahme mit einem Pürckhauer-Bohrer, besonders bei Wassergehalten nahe Sättigung, wird in Kap. 5.4.1 eingegangen. Jedoch zeigen fast alle Messungen für Standorte ohne Sättigungsoberflächenabfluss einen deutlichen Rückgang der Bodenfeuchte zwischen den einzelnen Beregnungstagen. Dies deutet auf eine Tiefensickerung auch zwischen den Beregnungstagen hin, die zu einer Entleerung des Bodenspeichers führt. Der Bodenwassergehalt vor den zweiten und dritten Beregnungstagen wird am besten von Variante var3 abgebildet. Die Bodengenese (Sd- und Sw-Horizonte) zeigt jedoch, dass episodisch oder periodisch Staunässe im Boden herrscht, der Bodenwassergehalt muss also für längere Zeit deutlich über der Feldkapazität liegen. Auf der anderen Seite zeigen die Simulationen nach den Beregnungen fast immer einen Anstieg des Bodenwassergehaltes in Bezug auf den Anfangswassergehalt, was für einen staunassen Standort spricht, wobei jedoch die Frage offen bleibt, warum dies nicht schon vor Beginn der Beregnungsversuche zu beobachten war (Anfangswassergehalt). Daher bleibt sowohl die Aussagekraft der gemessenen Bodenfeuchte, als auch der simulierten Bodenfeuchte gering. Moderne Bodenfeuchte-Messsysteme (TDR) können nicht nur zwischen den Beregnungen, sondern auch während der Versuche, sowohl zeitlich, wie auch räumlich, hochauflösende Bodenfeuchtedaten aufnehmen, die zum Verständnis der Abflussbildung beitragen können.

7.3.6 Landnutzung

Bei der Simulation der Beregnungsversuche hat sich gezeigt, dass die Abbildung von Horton'schem Oberflächenabfluss auf Grünlandstandorten in Kombination mit der gesättigten Leitfähigkeit aus den Infiltrationsmessungen sehr gut möglich ist. Nur über diese Daten konnte der Einfluss eines Wurzelfilzes in das Modell integriert werden. Die Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Werten könnte durch eine Veränderung der – für diese Versuche unbekannt – Oberflächenrauigkeit noch verbessert werden.

Der Oberflächenabfluss infolge einer Verschlämmung der Bodenoberfläche konnte dagegen nicht abgebildet werden. Sowohl die an Stechzylindern gemessene hydraulische Leitfähigkeit, wie auch die über Infiltrationsversuche bestimmten Leitfähigkeiten zeigen nicht den Einfluss des auftreffenden Niederschlags auf die Bodenoberfläche.

7.3.7 Prozessbeurteilungsschema

SCHOBEL (2008: 107ff.) führt eine ausführliche Diskussion über die Anwendung der Prozessbeurteilungsschemata für verschiedenen Landnutzungen und die Problematik, die Punktuntersuchungen auf die Fläche übertragen zu wollen. An dieser Stelle soll nur auf die Ergebnisse der Standortbewertungen eingegangen werden. Tab. 7.33, 7.34 und 7.35 zeigen die dominierenden Abflussprozesse getrennt nach Landnutzungen, die über die verschiedenen Prozessbeurteilungsschemata für die einzelnen Standorte bestimmt wurden. Bei den Ackerstandorten mit lehmig-tonigen Substraten (nia) ist der dominierende Abflusstyp bei kurzen, intensiven Niederschlagsereignissen, aufgrund der Pseudogleydyamik, von dem Vorhandensein eines Stauwasserkörpers während der Geländeaufnahme abhängig. Ohne Stauwasser führt das Prozessbeurteilungsschema, wie im Beregnungsversuch zu Zwischenabfluss (SSF) als dominierenden Abflussprozess. Nur bei Standort nia2 wird aufgrund der geringen Hangneigung im Gegensatz zum Beregnungsversuch gesättigter Oberflächenabfluss bestimmt. Bei extensiven, langen Niederschlägen wird bei einer Vegetationsbedeckung von über 50 % Horton'scher Oberflächenabfluss bestimmt. Dies erscheint nicht plausibel, da bei einer Vegetationsbedeckung von unter 50 % gesättigter Oberflächenabfluss vorherrschen soll. Hier fehlt im Prozessbeurteilungsschema die Frage nach der Makroporosität im Unterboden. Inwieweit auf diesen Standorten wirklich gesättigter Oberflächenabfluss auftritt, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden. Es ist aber davon auszugehen, dass das Prozessbeurteilungsschema diesen Abflusstyp überschätzt.

Tab. 7.33: Die dominierenden Abflussprozesse der Ackerstandorte nach den Beregnungsversuchen und nach dem Prozessbeurteilungsschema (SCHERRER 2004).

Standort	Beregnungsversuch	kurze, intensive Niederschläge				extensive, lange Niederschläge			
		Vegetation < 50 %		Vegetation > 50 %		Vegetation < 50 %		Vegetation > 50 %	
		mit SW	ohne SW	mit SW	ohne SW	mit SW	ohne SW	mit SW	ohne SW
nia1	SSF	SOF2	SSF2	SOF2	SSF2	SOF2			HOF2
nia2	SSF	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2	SOF2			HOF2
nia3	SSF, SOF	SOF2	SSF1	SOF2	SSF2	SOF2			HOF2
nga1	DP, HOF	-	HOF1	-	HOF2	-	HOF2	-	DP
nga2	DP, HOF	-	HOF2	-	SOF2	-	HOF2	-	DP
nga3	DP, HOF	-	HOF2	-	SOF2	-	HOF2	-	DP

Für die Ackerstandorte aus schluffig-sandigem Substrat wird für kurze, intensive Niederschläge der Abflusstyp HOF auch im Prozessbeurteilungsschema erreicht. Bei den Beregnungsversuchen dominiert jedoch die Tiefensickerung (DP), die hier nur bei lang andauernden Niederschlägen mit geringer Intensität bestimmt wird. Im Prozessbeurteilungsschema wird der richtiger Abflussprozess erkannt, aber die Bedeutung wird falsch eingeschätzt. Im Prozessbeurteilungsschema kann immer nur ein Abflussprozess als dominierend bestimmt werden. Eine Aufteilung des Niederschlags in verschiedene Abflussprozesse erscheint sinnvoll, ist jedoch, allein auf Grundlage von Geländebeobachtungen, nur schwer möglich. Die Frage nach der Matrixdurchlässigkeit im Oberboden fehlt für sandige Böden.

Tab. 7.34: Die dominierenden Abflussprozesse der Grünlandstandorte nach den Beregnungsversuchen und nach dem Prozessbeurteilungsschema (SCHERRER 2004).

Standort	Beregnungsversuch	kurze, intensive Niederschläge		extensive, lange Niederschläge	
		mit Stauwasser	ohne Stauwasser	mit Stauwasser	ohne Stauwasser
nig1	SSF, HOF	SSF1	SSF2	SSF1	SSF2
nig2	HOF	SSF1	SSF1	SSF1	SSF1
nig3	HOF	SSF1	SSF2	SSF1	SSF2
ngg1	DP, HOF	-	DP	-	DP
ngg2	DP	-	DP	-	DP
ngg3	DP	-	DP	-	DP

Auf den Grünlandstandorten mit lehmig-tonigem Substrat wird im Prozessbeurteilungsschema als dominierender Abflussprozess Zwischenabfluss bestimmt. Die Beregnungsversuche erbrachten dagegen nur bei Standort nig1 Zwischenabfluss. Trotz der Berücksichtigung des Wurzelfilzes als „persistent hydrophober Humus“ im Prozessbeurteilungsschema wird aufgrund der hohen Anzahl an Makroporen im Oberboden Zwischenabfluss als dominierender Abflusstyp bestimmt. An dieser Stelle müsste das Prozessbeurteilungsschema um die Abfrage nach Wurzelfilz ergänzt werden oder aber der Bearbeiter beantwortet die Frage nach den Makroporen im Oberboden mit „nein“ um den infiltrationshemmenden Charakter des Wurzelfilzes zu berücksichtigen. Bei den Grünlandstandorten mit schluffig-sandigem Substrat wird dagegen die Tiefensickerung im Prozessbeurteilungsschema bestimmt und durch die Beregnungsversuche validiert.

Tab. 7.35: Die dominierenden Abflussprozesse der Waldstandorte nach den Beregnungsversuchen und nach dem Prozessbeurteilungsschema (SCHERRER 2004).

Standort	Beregnungsversuch	kurze, intensive Niederschläge, extensive, lange Niederschläge	
		mit Stauwasser	ohne Stauwasser
niw1	SSF	SOF1	SOF3
niw2	SSF	SOF2	SOF3
niw3	SSF	SOF1	SSF3
ngw1	DP, HOF	DP	DP
ngw2	DP	DP	DP
ngw3	DP	DP	DP

Die Waldstandorte aus lehmig-tonigen (sandig-lehmigem) Substrat werden aufgrund der starken Pseudovergleyung und einer Stauschicht in geringer Tiefe im Prozessbeurteilungsschema als Standorte mit gesättigtem Oberflächenabfluss als dominierenden Abflusstyp charakterisiert. Die Beregnungsversuche erbrachten dagegen auch auf den relativ flachen Standorten mit einer Hangneigung von weniger als 5 % Zwischenabfluss. Im Prozessbeurteilungsschema wird Zwischenabfluss erst bei einer Hangneigung von über 10 % erreicht. Auch dies deutet darauf hin, dass der Abflussprozess „gesättigter Oberflächenabfluss“ in den Prozessbeurteilungsschemata überschätzt wird.

7.3.8 Zusammenfassung der Simulationsergebnisse der Berechnungsstandorte

Wie schon bei den Simulationen der Bodenfeuchtestandorte liefert auch bei den Simulationen der Berechnungsstandorte keine der Parametrisierungsvarianten das eindeutig beste Simulationsergebnis für alle Substrate und Landnutzungen. Selbst mit der Variante var3, bei der die *alpha*-Werte der Standorte in Idenheim extrem klein werden, kann in Verbindung mit dem Makroporenansatz für einige Standorte ein sehr gutes Simulationsergebnis erzielt werden. Treten an einem Standort bei den Berechnungsversuchen mehr als ein Abflussprozess auf, dann ist auch das Simulationsergebnis sehr schlecht. Der Zwischenabfluss kann zwar für die einzelnen Standorte simuliert werden, jedoch wird die Dynamik des schnellen „Anspringen“ der Makroporen nicht wiedergegeben. Werden die Gütekriterien „Prozessidentifikation“ und „Ähnlichkeit“ zwischen gemessenem und simuliertem Abfluss als Gütekriterien für die Simulationen herangezogen, dann werden mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 und var1 im Mittel die besten Simulationsergebnisse erzielt. Die Simulationsergebnisse der Grünlandstandorte können durch die Verwendung der Infiltrationsraten anstatt der an Stechzylindern gemessenen hydraulischen Leitfähigkeit für den Oberboden deutlich verbessert werden. Die standörtlichen Unterschiede zwischen Idenheim und Greverath werden mit dem Modell identifiziert. Die Verschlammungsneigung kann jedoch mit dem verwendeten Modell nicht abgebildet werden. Sie wird jedoch auch nicht durch Infiltrationsmessungen identifiziert.

8 Zusammenführung und Diskussion der Ergebnisse

Mit Simulationen auf der Plotskale verlässt man die kontrollierten Bedingungen des Labors, jedoch ohne die mittleren Bedingungen eines Einzugsgebietes zu modellieren. Damit ist die Simulation der Prozesse auf dieser Maßstabebene mit großen Unsicherheiten behaftet. Die verschiedenen Komponenten eines physikalisch basierten hydrologischen Modells führen zu Fehlerquellen und Unsicherheiten bei der Modellierung. EWEN, O'DONNELL, BURTON & O'CONNELL (2006) unterscheiden drei Fehlerquellen: (1) Strukturelle Fehler aufgrund der verwendeten Modellgleichungen, (2) Fehler in den Parameterwerten und (3) Laufzeitfehler in Verbindung mit den modellantreibenden Kräften (z. B. Niederschlag, Temperatur, etc.). Die Anteile der einzelnen Fehlerquellen können in der Regel nicht voneinander getrennt werden und bilden somit einen integrierten Gesamtfehler. Im Folgenden sind die wichtigsten Erkenntnisse der Simulationen nochmals zusammengestellt.

8.1 Strukturmerkmale des Realsystems im Modellsystem

Mit dem Modellsystem CATFLOW werden alle wesentlichen Elemente des Realsystems berücksichtigt, besonders die Bodeneigenschaften lassen sich aufgrund der hochaufgelösten Diskretisierung sehr detailliert darstellen. Auf der Plotskale ist es daher möglich durch eng gesetzte Knotenpunkte die Modellskale der Prozessskale anzupassen. Für längere Hänge oder größere Einzugsgebiete würde mit einer solch hohen Auflösung der Rechenaufwand allerdings erheblich steigen. CASPER (2002: 130ff.) konnte nachweisen, dass bei einem zu großen Abstand der Knotenpunkte aufgrund numerischer Probleme der Wasserfluss nicht mehr richtig berechnet wird und ein Teil des Niederschlags in der Bilanz verloren geht. Aber auch bei den vorgestellten Modellierungen auf der Plotskale kommt es zu einem nicht zu vernachlässigendem Bilanzfehler von bis zu 9,6 %. Für Standortanalysen und die Analyse von Einzelmaßnahmen und Maßnahmenbündel bis zur Feld- und Hangskale ist das Modell jedoch geeignet (vgl. auch MÜLLER in prep.).

8.2 Bodenhydraulische Parameter – Matrix und Makroporenfluss

Der Matrixfluss wird mit der weit verbreiteten Richardsgleichung berechnet, damit wird der Fluss in einem homogenen Medium betrachtet. Die Parametrisierung der Retentions- und Leitfähigkeitseigenschaften erfolgt nach dem ebenfalls gut bekannten Modell von van Genuchten und Mualem. In dieser Arbeit wurde bei allen untersuchten Parametrisierungsvarianten ein unimodales Porensystem angenommen. Viele Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass natürlich gelagerte Böden ein bimodales Porensystem mit unterschiedlichen hydraulischen Eigenschaften in den Bodenaggregaten und zwischen den Bodenaggregaten besitzen, so dass für beide Porensysteme verschiedene van Genuchten/Mualem Parameter bestimmt werden müssen. COPPOLA (2000) hat über Stechzylinderuntersuchungen festgestellt, dass gemessene pF-WG-Beziehungen mit einem bimodalen Ansatz wesentlich besser repräsentiert und die gemessenen hydraulischen Leitfähigkeiten genauer geschätzt werden. In derselben Untersuchung wurde auch der Unterschied zwischen einer unimodalen Porenverteilung mit fixiertem Sättigungswassergehalt (entspricht Variante var2 dieser Arbeit) und einem optimierten Sättigungswassergehalt (entspricht den Varianten var0, var1 und in extre-

mer Form Variante var3) herausgearbeitet. Auch diese Untersuchung zeigt, dass der *alpha*-Wert mit fixiertem Sättigungswassergehalt höher ist, als bei der optimierten Variante. Die optimierte Variante ignoriert dadurch das Vorhandensein von größeren Poren, wodurch der Speicher geringer wird. Im Leitfähigkeitsmodell von Mualem wird der Kehrwert der Saugspannung benutzt, um die hydraulische Leitfähigkeit abzuleiten, was dazu führt, dass der Beitrag des veränderten Wassergehalts für das Integral der Leitfähigkeit größer und bei Saugspannungen nahe 0 ist. Daher reagiert das Modell von Mualem sehr empfindlich auf die Form der Retentionskurve im Abschnitt nahe der Sättigung.

In dieser Arbeit wird dies in den hohen Sickerwassermengen der Variante var0 bei den Bodenwassersimulationen deutlich. An diesen Standorten ist der Einfluss der Matrixleitfähigkeit am höchsten, da für den unteren Teil der Bodenprofile keine Makroporen angenommen wurden. Die Lysimeterstandorte sind dagegen weniger mächtig und in der Regel bis zur Lysimeterbasis durch Makroporen beeinflusst, daher ist der Einfluss der Matrixspeicherung und -leitfähigkeit an diesen Standorten geringer. Die Parametrisierungsvariante var3 für die Berechnungsstandorte führt zu dem geringsten Porenvolumen für das lehmig-tonige Substrat, den geringsten *alpha*-Werten und daher auch zu den höchsten Abflüssen.

IPPISCH, VOGEL & BASTIAN (2005) haben gezeigt, dass der klassische van Genuchten/Mualem Ansatz ohne einen eindeutig definierten Lufteintrittspunkt für feintexturierte Böden mit $n < 2$ und $alpha > 1$ keine zufriedenstellenden Ergebnisse für die daraus abgeleitete hydraulische Leitfähigkeit liefern. Sie konnten in einem mehrphasigen Ausflussexperiment wesentlich bessere Simulationsergebnisse mit einem eindeutig definierten Lufteintrittspunkt erreichen. Die bodenhydraulischen Eigenschaften können noch besser aus instationären Fließexperimenten (Säulenversuche, Multistep outflow experiments) durch inverse Simulation bestimmt werden (BTERLICH, DURNER, IDEN & KNABNER 2004).

Ein duales Porensystem kann auch in CATFLOW berücksichtigt werden, wenn die pF-WG- und pF-k-Beziehung in tabellarischer Form vorliegt. Damit könnte der Matrixwasserfluss möglicherweise besser repräsentiert werden, die Ableitung der Parameter wäre aber wesentlich aufwendiger.

Die van Genuchten/Mualem Parameter wurden in dieser Arbeit über einen neuronalen Netzwerkansatz mit dem Programm Rosetta Lite bestimmt. Die Berücksichtigung der Wassergehalte bei pF 2,5 und 4,2 (Variante var1) führte jedoch bei den Standorten der Bodenfeuchte-simulationen nur im Oberboden zu besseren Ergebnissen. Die Anpassung der Retentionskurve an vier Punkte der Wasserspannungskurve (Variante var2) hat bei den Bodenfeuchte-standorten zwar zu guten Simulationsergebnissen geführt, jedoch bei der Modellierung der Berechnungsstandorte nicht überzeugen können. Mit Variante var3 wird eine extreme Parametrisierungsvariante untersucht. Mit ihr bleiben Grobporen nahezu unberücksichtigt, dafür kann aber ein schnelles „anspringen“ der Makroporen simuliert werden. Die gute Abbildung des Zwischenabflusses bei zwei Berechnungsstandorten zeigt zum einen, dass die van Genuchten/Mualem Parameter keine wirkliche physikalische Bedeutung haben und zum anderen, dass die an Stechzylindern gemessene gesättigte Leitfähigkeit die Gesamtleitfähigkeit im Realsystem repräsentieren kann.

Noch bedeutender für die Abflusststehung ist aber der Makroporenfluss. Er ist in CATFLOW über ein einfaches Bulk-Modell implementiert. Ab einem bestimmten Grenzwassergehalt wird die Matrixleitfähigkeit linear bis auf die Gesamtleitfähigkeit erhöht. Das Mo-

dell ist daher nur zum Teil physikalisch begründet, besonders wenn man bedenkt, welcher hohen Stellenwert der Makroporenfluss bei der Abflussbildung einnimmt. Bei feuchten Bedingungen kann mit diesem Ansatz ein schneller Makroporenfluss simuliert werden. Leider bleibt ein durch Makroporen modifiziertes Retentionsverhalten (Makroporen als Wasserspeicher) mit diesem Ansatz unberücksichtigt, nur die (sprunghafte) Veränderung der hydraulischen Leitfähigkeit wird abgebildet. Bei trockenen Bedingungen kann mit diesem Ansatz kein schneller Makroporenfluss (z. B. Bypassflow) simuliert werden, da es immer erst zu einer Aufsättigung der Bodenmatrix kommen muss, bevor schnelle Wasserbewegungen möglich werden. Dieser Nachteil ist bei der Simulation der Sickerwassermengen an einigen Lysimeterstandorten im Sommer 1997 zu beobachten. An dieser Stelle muss auch der Einfluss der Randbedingungen diskutiert werden. Denn keine der möglichen Randbedingungen lässt es zu, dass an einer offenen Profilwand der Makroporenfluss bereits vor der Sättigung der Knotenpunkte austritt, der Matrixwasserfluss aber erst nach einer vollkommenen Sättigung am Modellrand. Dies führt besonders bei den Lysimeter- und Berechnungsstandorten, die aus Sicht der Plotskale ein nach zwei Seiten (Bodenoberfläche und bei den Lysimetern der unterer Modellrand oder rechter Modellrand bei den Berechnungsstandorten) offenes System darstellen, zu Fehlern bei der Modellierung. Die Simulation der Berechnungsversuche zeigt, dass auch bei einer hohen Sättigung des Bodens der Makroporenfluss nicht so dynamisch abgebildet wird, wie er beim Feldexperiment beobachtet wurde. Aus der Sicht der Berechnungsversuche wäre ein Makroporenmodell welches getrennt von der Bodenmatrix abgebildet wird und mit der Bodenmatrix interagiert sinnvoller. Über die genaue Auszählung der Makroporen könnten wichtige Parameter abgeleitet werden. Jedoch stehen nur für wenige Standorte genaue Informationen über die Makroporenverteilung und -kontinuität zur Verfügung.

FAEH (1997) konnte die Simulationsergebnisse von Berechnungsversuchen deutlich verbessern, indem er je nach Standort eines von drei Makroporenmodellen in das QSoil-Modell integrierte. Welches Makroporenmodell den Standort am besten charakterisiert ist jedoch ohne detaillierte Kenntnis der Bodenstruktur nur schwer im Vorfeld zu bestimmen. Außerdem erhöht sich die Anzahl von schwer zu bestimmenden Parametern, da der Wasseraustausch zwischen Matrix und Makroporen dargestellt werden muss.

8.3 Die Messung von Modellparametern und Validierungsgrößen

Die Größenordnung der Matrixleitfähigkeiten stimmt bei den lehmig-tonigen Substraten sehr gut mit den gesättigten Wasserleitfähigkeiten aus dem Tabellenwerk der Bodenkundlichen Kartieranleitung überein. Da die Prozentualen Anteile von Sand, Schluff und Ton, die Trockenrohddichte – bei Parametrisierungsvariante var1 zusätzlich die Wassergehalt bei pF 2,5 und 4,2 – in die Bestimmung der gesättigten Matrixleitfähigkeit von Rosetta Lite eingehen, sind die Werte noch etwas differenzierter als die der Bodenkundlichen Kartieranleitung, die nur Bodenart und drei Stufen der Trockenrohddichte berücksichtigt (AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Für eine Modellierung auf Hang- oder Einzugsgebietsskalen reichen die Angaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung für die Bestimmung der gesättigten Matrixleitfähigkeit aus.

Wesentlich schwieriger stellt sich die Bestimmung der Gesamtleitfähigkeit (Matrix- und Makroporenleitfähigkeit) des Bodens dar. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, die über Stechzylinder gemessen wurde, liegt bei tonig-lehmigen Böden im Mittel bei 314 cm d^{-1} . Die

Werte sind damit 17-mal höher als die Matrixleitfähigkeiten. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch BUCZKO, BENS & HÜTTL (2006). Die Bodenstruktur hat daher einen entscheidenden Einfluss auf die hydraulische Leitfähigkeit der tonig-lehmigen Böden. Etwas weniger deutlich ist dieser Einfluss bei den sandig-schluffigen Böden. Auch TULI, HOPMANS, ROLSTON & MOLDRUP (2005) betonen den großen Einfluss der Bodenstruktur auf die hydraulische Leitfähigkeit mit zunehmender Sättigung des Bodens. Sie haben die Wasserdurchlässigkeit an ungestört entnommenen Bodenproben gemessen, diese danach zerkleinert und die Messung wiederholt. Sie konnten einen Grenzwassergehalt identifizieren, bei dem sich die Wasserleitfähigkeit in strukturierten Böden abrupt verändert. Daher muss bei der Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit die Bodenstruktur berücksichtigt werden. Dies wurde in dieser Arbeit durch die Verwendung der an ungestört entnommenen Stechzylindern gemessenen gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in der Parametrisierungsstrategie gewährleistet. Die Repräsentativität der mittleren Gesamtleitfähigkeit von Stechzylinderuntersuchungen ist jedoch fraglich (SCHOBEL 2008: 80), da keine Informationen über die Konnektivität der Makroporen – besonders in lateraler Richtung – vorliegen.

Auf allen Modellskalen muss neben den Bodeneigenschaften auch der Einfluss der Landnutzung und der Vegetationsbedeckung berücksichtigt werden. SCHOBEL (2008) belegt eindrucksvoll den Einfluss von Wurzelfilz auf die Oberflächenabflussbildung bei Grünlandstandorten. Die verminderte Infiltrationsleistung solcher Oberflächen konnte mit einfachen Infiltrationsversuchen quantifiziert werden. Wurde die verminderte Infiltrationsrate bei den Modellierungen berücksichtigt, konnte Horton'scher Oberflächenabfluss in einer ähnlichen Größenordnung wie im Feldexperiment simuliert werden. Der Einfluss der Bodenverschlämmung kann durch die Infiltrationsversuche dagegen nicht abgebildet werden. Daher konnte an den Ackerstandorten in Greverath, der mit zunehmender Verschlämmung einsetzende Horton'sche Oberflächenabfluss nicht simuliert werden.

Die Messung der Bodenfeuchte nach dem thermogravimetrischen Prinzip ist mit großen Unsicherheiten – besonders bei hohen Bodenwassergehalten – verbunden. Ein besserer Vergleich von gemessenen und simulierten Werten kann mit kontinuierlich messenden TDR-Sonden erzielt werden, da die Heterogenität der Validierungsdaten am Standort verringert wird. Jedoch wird auch beim Einsatz von TDR-Sonden der Boden durch den Einbau verändert und sie müssten aufgrund der hohen Tongehalte der Böden in Meckel und Idenheim für diese Standorte gesondert geeicht werden. Die standörtliche Heterogenität lässt sich nur mit einem TDR-Cluster nachvollziehen.

In Kap. 7.5.1 konnte gezeigt werden, dass die Anzahl von schnell dränenden Grobporen (Luftkapazität), die an den Stechzylindern gemessen wurden in keinem Zusammenhang zu den im Bodenprofil ausgezählten Makroporen stehen. Jedoch korreliert die an den gleichen Proben gemessene gesättigte hydraulische Leitfähigkeit gut mit den ausgezählten Makroporen. Dies lässt die Vermutung zu, dass die Ermittlung von verschiedenen Porenbereichen über die stufenweise Entwässerung einer Bodenprobe die „wahre“ Porenverteilung und besonders den Makroporenanteil nicht widerspiegeln kann.

An der Bodenoberfläche beeinflusst die Bodenrauigkeit die Speicherung von Oberflächenwasser und die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses. Die Rauigkeitswerte wurden in dieser Arbeit aus den Daten von MAURER (1997) unkritisch übernommen und nur für die Ackerstandorte dem individuellen Jahresgang der Bewirtschaftung angepasst. Der auf ver-

schiedenen Grünland- und Ackerstandorten beobachtete und simulierte Oberflächenabfluss kann durch eine Messung dieses Parameters sicher noch verbessert werden.

Die Berechnung der Verdunstung erfolgt nach dem weit verbreiteten Ansatz von Penman/Monteith. Die Parameter von verschiedenen Vegetationsbedeckungen können zeitvariabel im Jahresgang vorgegeben werden. Leider standen die Parameter nicht für alle Landnutzungen bzw. Kulturarten zur Verfügung. An dieser Stelle muss ein Großteil von Parameterfehlern gesucht werden. Für die relativ kurzen Simulationen der Beregnungsversuche sind diese Parameterunsicherheiten unbedeutend, aber für die Langzeitsimulationen der Bodenfeuchte und der Sickerwassermengen sicherlich entscheidend. Besonders deutlich wurde dies bei der Simulation der Sickerwassermenge und des Bodenwassergehalts der Waldstandorte. Der gemessene Bestandesniederschlag unterscheidet sich an diesen Standorten erheblich von dem simulierten Bestandesniederschlag. Daher ist an diesen Standorten schon die wichtigste Inputgröße im Modellsystem mit einem großen Fehler behaftet.

Der Parameter Durchwurzelungstiefe ist besonders wichtig für Abbildung der Ausschöpfungstiefe im Boden. Mit der Angabe aus den Profilbeschreibungen konnte bei fast allen Grünland- und Ackerstandorten die Ausschöpfungstiefe gut nachgezeichnet werden. Bei den Waldstandorten unterscheidet sich die Durchwurzelung in den Lysimetern jedoch erheblich von der Durchwurzelung des umgebenden Bodens, der maßgeblich von den Baumwurzeln beeinflusst ist. Da keine Informationen über die Durchwurzelung der Lysimeter zur Verfügung standen, muss auch hier eine Ursache der schlechten Simulationsergebnisse – besonders für den Waldstandort in Greverath – gesucht werden.

8.4 Prozessbeobachtung und Prozessabbildung

Der zeitliche Verlauf des wöchentlich gemessenen Bodenwassergehalts kann durch die Modellierung bis zu einem gewissen Grad abgebildet werden. Trotz der verschiedenen Fehlerquellen konnte für sechs von zehn Standorten mit den gemessenen Bodenparametern, den daraus abgeleiteten Retentions- und Leitfähigkeitseigenschaften die Bodenwasserganglinie im Vergleich mit den Messwerten eindeutig charakterisiert werden. Keine der drei Parametrisierungsvarianten konnte für alle Standorte das beste Simulationsergebnis liefern, trockenen Perioden konnten mit den Varianten var0 und var1 gut abgebildet werden, während feuchter Abschnitte zeigt Variante var2 die beste Übereinstimmung mit den Messwerten. Dabei muss aber berücksichtigt werden, dass gerade die thermogravimetrische Bestimmung der hohen Bodenwassergehalte mit einer großen Unsicherheit verbunden ist. Deutlich unterscheiden sich die Abflussprozesse und die Abflussmengen der drei Parametrisierungsvarianten. Generell nehmen Oberflächen- und Zwischenabfluss von Variante var1 zu Variante var3 zu, die Tiefensickerung nimmt ab.

Für vier der Bodenfeuchtestandorte wurde mit Simulationen von anderen Standorten eine höhere Übereinstimmung mit den Messwerten erzielt. Dabei fällt auf, dass sowohl Simulationen von Standorten mit einer anderen Nutzung, als auch mit einem anderen Ausgangssubstrat besser zu den jeweiligen Messwerten passen. Die Ursache kann in einem ähnlichen Profilaufbau und in ähnlichen Bodeneigenschaften der Standorte liegen, aber auch in ähnlichen Messreihen. Beides konnte nicht eindeutig belegt werden. Für die Frage nach dem Wasserrückhalt in der Fläche kann festgehalten werden, dass auf Grundlage der zur Ver-

fügung stehenden Daten zwar Unterschiede von – zum Teil auch sehr ähnlichen – Standorten abgebildet werden können, die Übereinstimmung von Messwerten und Simulationsergebnissen aber an der Grenze der Messgenauigkeit von Bodenparametern und Validierungsgrößen liegt.

Bei der Simulation der Sickerwassermengen konnten nur drei von acht Standorten eindeutig charakterisiert werden. Obwohl für Lysimeter der vermeintlich einfachere Fall einer eindimensionalen Wasserbewegung simuliert wurde, zeigen die Ergebnisse das die verschiedenen Fehlerquellen bei der Modellierung die Quantifizierung von Wasserflüssen besonders schwierig machen.

Die Bestimmung von Abflussprozessen mithilfe von Beregnungsversuchen erbrachte dagegen sehr gute Ergebnisse auf der Plotskale. SCHOBEL (2008) konnte mit Beregnungsversuchen verschiedene Abflussprozesse in Abhängigkeit von Substrat, Bodengenese und Landnutzung aufzeigen. Die Prozesse konnten für die Mehrheit der Standorte mit dem Model nachvollzogen werden. Aufgrund der Modellstruktur (Makroporenansatz) konnten die Prozesse jedoch nicht in ihrer vollen Dynamik abgebildet werden. Es ist aber sehr wohl möglich den Prozess-typ in einer vergleichbaren Größenordnung zu identifizieren. Entscheidend bei der Simulation von Horton'schem Oberflächenabfluss ist die Berücksichtigung der Oberflächeneigenschaften.

Bei den Langzeitsimulationen werden sich verändernde saisonale, periodische und episodische Randbedingungen nicht berücksichtigt. ZEHE (1999: 23) macht dies an folgendem Beispiel deutlich. Ein verändertes Nahrungsangebot durch Landnutzungsänderung oder ein veränderter Spritzmittel-/Düngereinsatz wirkt sich auf die Regenwurmpopulation aus. Es besteht daher eine Rückkopplung zwischen den landwirtschaftlichen Aktivitäten und den hydraulischen Eigenschaften der Böden. Er folgert daher, dass aufgrund der Komplexität die Benennung eines einzelnen Schlüsselparameters oder Prozesses unangemessen ist. „...Das System enthält zu viele Komponenten, die sich einer formalen Beschreibung entziehen, wie im vorliegenden Fall der Regenwurm.“

Ein weiteres Beispiel ist das Quellen und Schrumpfen toniger Böden in Abhängigkeit des Bodenwassergehaltes. Die hydraulischen Eigenschaften der Böden ändern sich dadurch auf der saisonalen Zeitskala deutlich. Der Prozess kann durch Stechzylinderuntersuchungen noch viel weniger erfasst werden als der Einfluss von biogenen Makroporen auf das Infiltrationsgeschehen. Als drittes sei die Verschlammung der Bodenoberfläche auf Ackerstandorten genannt. Dieses Phänomen tritt bei einer geringen Bodenbedeckung auf und wird über die Bodenart die Niederschlagsintensität gesteuert.

Für eine bessere Prozessabbildung müssen diese dynamischen Randbedingungen berücksichtigt werden. Ansätze bieten z. B. das VIMAC-Modell (GRECO 2002), dass bei der Wasserbewegung im Boden neben dem Makroporenfluss auch das Quellen von Tonböden simuliert, oder eine Weiterentwicklung des WAVE-Modells (VANCLOOSTER, VIAENE, CHRISTIAENS, DUCHEYNE 1996) durch XU & MERMOUD (2003), welches eine zeitliche Veränderung der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktionen in Abhängigkeit verschiedener Bodenbearbeitungspraktiken berücksichtigt. SCHRÖDER (2000) hat ein Verschlammungsmodell (H-KIN) konzipiert, um den Einfluss der abnehmenden hydraulischen Leitfähigkeit während des Verschlammungsprozesses zu simulieren. Dabei wird die Abnahme der Infiltrationsrate in Abhängigkeit der Energie des Niederschlags bestimmt. Und auch die Rückentwicklung der

Verschlämmungsschicht in niederschlagsfreien Perioden oder nach der Feldbearbeitung wird berücksichtigt. Das Modell kann in ein Einzugsgebietsmodell integriert werden um Oberflächenabflussprozesse besser zu repräsentieren. Sollen diese wichtigen Prozesse in der Hangmodellierung berücksichtigt werden, dann steigt jedoch auch immer die Anzahl an (unbekannten) Parametern und die Rechenzeit erhöht sich, was eine Anwendung auf größeren Skalen problematisch macht.

Tab. 8.1: An den Beregnungsstandorten beobachtete Abflussprozesse und an den Bodenfeuchtestandorten simulierte Abflussprozesse.

Beregnungsversuche			Bodenfeuchtestandorte		
Standort	Prozess 1	Prozess 2	Standort	Prozess 1	Prozess 2
	beobachtet			simuliert	
nia1	SSF		bma	SSF	
nia2	SSF		bia1	SSF	
nia3	SSF	SOF	bia2	SSF	
nig1	HOF	SSF	bmj	HOF	SSF
nig2	HOF		big1	SSF	
nig3	HOF				
niw1	SSF		bmw	SSF	
niw2	SSF		biw1	SSF	
niw3	SSF	SOF			
nga1	HOF				
nga2	HOF		bga	(HOF)	
nga3	HOF				
ngg1	HOF		bgg	HOF	
ngg2	DP				
ngg3	DP				
ngw1	DP				
ngw2	DP		Bgw	DP	
ngw3	DP				

Die Untersuchung der verschiedenen Parametrisierungsvarianten hat gezeigt, dass die Ableitung der van Genuchten/Mualem Parameter aus vier Punkten der Wasserspannungskurve (Variante var2) nicht ausreicht, um die Abflussprozesse zu beschreiben. Obwohl der Bodenwasserhaushalt mit dieser Parametrisierungsvariante zum Teil am besten abgebildet wurde, konnte durch die Simulation der Beregnungsstandorte gezeigt werden, dass die Abflussprozesse mit anderen Parametrisierungsvarianten besser abgebildet werden. Die Parametrisierungsvariante var3 hat für die Beregnungsstandorte in Idenheim gezeigt, dass in Verbindung mit dem Makroporenansatz mit extremen α -Werten für einige Standorte sehr gute Simulationsergebnisse erzielt werden konnten. Die van Genuchten Parameter müssen daher im Zusammenhang mit der Modellstruktur (hier Makroporenansatz) betrachtet und können als rein konzeptionelle Parameter angesehen werden. Für ein befriedigendes Simulationsergebnis für die Mehrheit der Standorte reicht es, die van Genuchten/Mualem Parameter aus den Korngrößen Sand, Schluff und Ton und der Trockenrohddichte abzuleiten. Die ausschließliche Verwendung der Matrixleitfähigkeit führt zu einer deutlichen Überschätzung des Oberflächenabflusses auf den lehmig-tonigen Standorten. Die Simulationen der Beregnungsversuche

haben gezeigt, dass die Nutzung des Makroporenmodells im Vergleich zur alleinigen Verwendung der Gesamtleitfähigkeit keine eindeutige Verbesserung der Simulationsergebnisse führt.

In Tab 8.1 sind die beobachteten Abflussprozesse der Beregnungsversuche den simulierten Abflussprozessen der Bodenfeuchtestandorte gegenübergestellt. Die Standorte in Meckel und Idenheim werden in dieser Abbildung gemeinsam betrachtet. Wurde neben der Tiefensickerung weitere Prozesse beobachtet, so wurden nur diese als dominant berücksichtigt. Im Ergebnis wird bei der Mehrheit der Standorte zumindest der gleiche Prozesstyp bei den Langzeitsimulationen der Bodenfeuchtestandorte simuliert, wie er auch bei den Beregnungsversuchen beobachtet wurde. Daher ist es sehr wohl möglich mit den im Gelände gemessenen Daten ohne Kalibrierung ein hydrologisches Modell zu betreiben und auch ohne Messung der Abflussprozesse, Aussagen über den Bodenwasserhaushalt und den dominierenden Abflussprozess zu treffen. Eine Quantifizierung der Abflussmengen ist dagegen wesentlich schwieriger, am besten gelingt dies bei der Simulation des Horton'schen Oberflächenabflusses bei den Grünlandstandorten in Idenheim. Die Zwischenabflussmengen sind noch schwieriger zu fassen (Hier treten neben die Parameterfehler, Randbedingungen und Makroporenmodell als Fehlerquellen).

Sicherlich lassen sich mit noch mehr Messdaten (besonders Vegetationsparameter, Rauigkeitswerte) und einer noch realitätsnäheren Modellstruktur bessere und möglicherweise aus Sicht des jeweiligen Standortes eindeutiger Simulationsergebnisse erzielen. Jedoch stehen auf einer größeren Skala in der Regel eher weniger Ausgangsdaten für die Parametrisierung zur Verfügung und bei einer komplexeren Modellstruktur müssen noch mehr Parameter aus anderen Standorteigenschaften abgeleitet werden, was die Simulationsergebnisse deutlich unsicherer macht.

9 Zusammenfassung

Auf der Grundlage von im Gelände und Labor bestimmten Boden- und Standortdaten werden mit dem physikalisch basierten Modell CATFLOW Bodenwassergehalt, Sickerwassermenge und Abflussprozesse von verschiedenen Standorten im Bitburger Gutland simuliert. Die Standorte unterscheiden sich durch das Ausgangssubstrat der Bodenbildung und die Landnutzung; in Meckel und Idenheim (Keuper und Muschelkalk) sind sie durch ein lehmig-toniges Substrat und eine relativ undurchlässige Basislage geprägt, in Greverath (Buntsandstein und Tertiär) dagegen durch ein lehmig-sandiges bzw. schluffig-sandiges Substrat. Zur Validierung der Simulationsergebnisse des Bodenwassergehaltes standen für zehn Standorte achtjährige Zeitreihen wöchentlicher Wassergehaltsmessungen zur Verfügung. An acht dieser Standorte lagen zusätzlich die monatlichen Sickerwassermengen aus Lysimetermessungen für einen vierjährigen Zeitraum vor. Für die Analyse der Abflussprozesse konnte auf Daten von 18 Beregnungsversuchen zurückgegriffen werden. In dieser Arbeit wird untersucht, inwieweit sich die Standorte im Real- und im Modellsystem unterscheiden und ob sie sich über ein Modell charakterisieren und unterscheiden lassen. Besondere Bedeutung wird dabei auf die Parametrisierung des Bodens im Modell gelegt. Dazu werden für die Standorte der Bodenwasser- und Lysimetermessungen drei, und für die Standorte der Beregnungsversuche fünf Parametrisierungsvarianten untersucht. In Variante var0 werden die van Genuchten/Mualem-Parameter, welche die Retentionseigenschaften und die hydraulische Leitfähigkeiten der einzelnen Horizonte beschreiben, mit einem neuronalen Netzwerkansatz bestimmt. Über den prozentuale Anteil der Sand-, Schluff- und Tonfraktion und die Trockenrohdichte werden die fünf Parameter abgeleitet. Mit Variante var1 werden zusätzlich auch die Wassergehalte bei Feldkapazität (pF 2,5) und Permanentem Welkepunkt (pF 4,2) berücksichtigt. In Variante var2 werden die Parameter aus der Anpassung einer Retentionskurve an vier Punkte der Wasserspannungskurve (Gesamtporenvolumen, Feldkapazität bei pF 1,8, Feldkapazität bei pF 2,5 und permanenter Welkepunkt) ermittelt. Variante var3 wird nur bei den Beregnungsstandorten untersucht. Hier wird die Wasserspannungskurve an drei Punkte der Wasserspannungskurve angepasst; das Gesamtporenvolumen bleibt bei der Anpassung unberücksichtigt, was einen sehr geringen Grobporenanteil zur Folge hat. Das Modell betrachtet den schnellen Wassertransport in Makroporen über ein einfaches Bulk-Modell; ab einem bestimmten Grenzwassergehalt (hier pF 2,5) wird die Matrixleitfähigkeit linear bis zur Gesamtleitfähigkeit erhöht. Als Gesamtleitfähigkeit eines Bodenhorizontes wird die gesättigte Wasserleitfähigkeit aus Stechzylinderuntersuchungen im Modell verwendet. Die Gesamtleitfähigkeit ist bei den Standorten aus lehmig-tonigem Substrat fast 40-mal so hoch wie die Leitfähigkeit der Bodenmatrix. Bei den Standorten mit schluffig-sandigem Substrat etwa 3-mal so hoch. Bei der Modellierung werden Oberflächenrauigkeit, Durchwurzelungstiefe und Vegetationsbedeckung im Jahresgang berücksichtigt. Der Niederschlag geht in Fünfminutenwerten in das Modell ein, die Berechnung der Evapotranspiration erfolgt auf der Basis von Stundenwerten nach dem Ansatz von Peman-Monteith.

Die Ergebnisse der Simulationen für die Bodenfeuchtestandorte zeigen, dass mit dem Modell der Jahresgang der Bodenfeuchte für die einzelnen Standorte nachvollzogen werden kann. Keine der drei Parametrisierungsvarianten zeigt eine eindeutige Überlegenheit in der Simulationsgüte für das gesamte Bodenprofil. Für die oberen 20 cm der Böden führt Variante var0 zur schlechtesten Übereinstimmung mit den Messwerten. In dieser Tiefe wird der Boden

besser durch die Varianten var1 und var2 abgebildet, da sie mehr Strukturinformationen beinhalten. Unterhalb von 20 cm wird überwiegend mit den Varianten var0 und var2 die beste Übereinstimmung erzielt. Um neben den üblichen Gütemaßen ein weiteres Kriterium für den Erfolg oder Misserfolg einer Standortsimulation zu gewinnen, wurden die Simulationsergebnisse mit den Messwerten der anderen Standorte verglichen. Für vier der zehn Standorte zeigt sich, dass die Messwerte im Vergleich mit Simulationen von anderen Standorten eine bessere Übereinstimmung haben als mit ihrer eigenen Simulation. Überraschenderweise sind dies die Standorte, an denen überwiegend mit Parametrisierungsvariante var2 die beste Übereinstimmung erzielt wurde. Dies deutet darauf hin, dass diese Parametrisierung für eine differenzierte Standortmodellierung nicht geeignet ist. Mit Parametrisierungsvariante var0 wurde der geringste Oberflächenabfluss und die größte Tiefensickerung simuliert. Parametrisierungsvariante var1 und var2 führen zu wesentlich höheren Zwischenabflussmengen und zu geringerer Tiefensickerung. Der meiste Oberflächenabfluss wird mit Variante var2 simuliert.

Die Ergebnisse der Simulationen der Lysimeterstandorte zeigen, dass mit dem Makroporenansatz ein schneller Wasserfluss im Sommer nicht simuliert werden kann, da das „Anspringen“ der Makroporen an den Bodenwassergehalt geknüpft ist. Auch hier wurden die Simulationsergebnisse mit den Messwerten der anderen Standorte verglichen. Für fünf der acht Standorte konnte mit den simulierten Sickerwassermengen von anderen Standorten eine bessere Übereinstimmung erzielt werden als mit den Standortsimulationen. Auffällig ist, dass oftmals sogar mit allen drei Parametrisierungsvarianten ein besseres Simulationsergebnis erzielt wurde. Die Simulation der Sickerwassermenge aus Lysimetern scheint auf Basis der vorliegenden Datengrundlage die Standorte nicht in ihrer Einzigartigkeit charakterisieren zu können. Besonders problematisch erwies sich die Parametrisierung der Waldstandorte, da Bewuchs, Durchwurzelungstiefe und Mikroklima in einem Waldbestand für einen Lysimeter nicht parametrisiert werden konnte.

Wird bei der Simulation der Beregnungsstandorte ausschließlich die Matrixleitfähigkeit berücksichtigt, wird der Oberflächenabfluss deutlich überschätzt (var1_1). Der Einfluss von Wurzelfilz bei Grünlandstandorten auf die Oberflächenabflussentstehung konnte durch die Verwendung der Infiltrationsraten in den obersten Zentimetern des Modellhangs sehr gut abgebildet werden. Die mit zunehmender Verschlämmung der schluffig-sandigen Ackerstandorte abnehmende Infiltration kann mit dem Modell dagegen nicht nachvollzogen werden. An diesen Standorten konnte der gemessene Horton'sche Oberflächenabfluss nicht simuliert werden. Parametrisierungsvariante var2 führt ebenfalls auf vielen Standorten zu einer Überschätzung des Oberflächenabflusses. In Verbindung mit den Erkenntnissen aus den Simulationen der Standorte der Bodenfeuchtemessungen kann gesagt werden, dass sich diese Variante nicht dazu eignet, Bodenwasserhaushalt und Abflussprozesse zu untersuchen. Parametrisierungsvariante var1 in Verbindung mit dem Makroporenansatz zeigt keine Verbesserung des Simulationsergebnisses im Vergleich zu der Variante in der nur die Gesamtleitfähigkeit berücksichtigt wird. Parametrisierungsvariante var3 führt zu einem sehr dynamischen Verhalten der Makroporen und kann ein schnelles Ein- und Aussetzen von Zwischenabfluss bei hohen Leitfähigkeiten sehr gut abbilden. Wird jedoch nicht alles Niederschlagswasser durch die Makroporen abgeführt, dann macht sich das Fehlen der Grobporen bemerkbar und es kommt zu gesättigtem Oberflächenabfluss, der bei den jeweiligen Standorten im Realsystem jedoch nicht beobachtet wurde.

Mit der Untersuchung konnte gezeigt werden, dass sich sowohl die zeitliche Entwicklung des Bodenwassergehaltes, als auch die gemessenen Abflussprozesse allein über die Standortdaten, ohne eine Kalibrierung des Modells, abbilden lassen. Die Trennschärfe zwischen den einzelnen Standorten ist auf der Grundlage von Simulationen bei den Berechnungsversuchen im Blick auf die Abflussprozesse sehr hoch und auch bei den Bodefeuchtestandorten kann trotz der schwierigen Messung der Validierungsgrößen eine befriedigende Identifizierung der Standorte durch das Modell erfolgen. Lediglich bei den Lysimetermessungen ist die Abgrenzung der Standorte ungenügend. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Validierungsgrößen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen erhoben wurden. Im Blick auf das gewählte Modell könnte eine getrennte Berechnung von Mikro- und Makroporenfluss und die Berücksichtigung von variablen Randbedingungen die Modellergebnisse noch verbessern, jedoch würden dann einige schwer zu messende Parameter hinzukommen und die Rechenzeit würde sich deutlich erhöhen.

10 Literaturverzeichnis

- ABBOTT, M. B., BATHUST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNELL, P. E. & RASMUSSEN, J. (1986): An introduction to the European Hydrological System – Systeme Hydrologique Europeen ‚SHE‘ 2: Structure of a physically based distributed modelling system. – *Journal of Hydrology*, **87**: 61-77.
- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. – 392 S., Schweizerbart, Stuttgart.
- ALBERTSON, J.D. & KIELY, G. (2001): On the structure of soil moisture time series in the context of land surface models. – *Journal of Hydrology*, **243**: 101-119.
- ANDRES, W. (1989): The Central German Uplands. – In: AHNERT, F. (Ed.): *Landforms and Landform Evolution in West Germany*. – *Catena Supplement*, **15**: 25-44.
- ATKINSON, T. C. (1978): Techniques for measuring subsurface flow on hillslopes. – In: KIRKBY, M. J. [ed.]: *Hillslope hydrology*, pp. 73 -120, Wiley, Chichester.
- AUBERTIN, G. M. (1971): Nature and extent of macropore in forest soils and their influence on water movement. – *USDA Forest Service Research Papers NE-192*, 33 pp., Northeast Forest Experimentation Station, Upper Darby, Pennsylvania.
- BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J. (1990): *Allgemeine Hydrologie - Quantitative Hydrologie*. – In: LIEBSCHER, H.-J. [Hrsg.]: *Lehrbuch der Hydrologie*, **1**: 673 S., Bornträger, Berlin.
- BECKER, A. (1992): Methodische Aspekte der Regionalisierung. – In: KLEEBERG, H.-B. [Hrsg.]: *Regionalisierung in der Hydrologie*, S. 16-32, VCH, Weinheim.
- BERGSMA, E. (1983): Rainfall erosion surveys for conservation planning. – *ITC Journal*, **2**: 166-174.
- BERGSTRÖM, S. (1995): The HBV Model. – In: SINGH, V. P. (Ed.): *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, S. 443-476, Highlands Ranch, Colorado.
- BETECHIN, A. G. (1977): *Lehrbuch der speziellen Mineralogie*. – 683 S., Leipzig.
- BEVEN, K. J. (1989): Interflow. – In: MOREL-SEYTOUX, H. J. [Ed.]: *Unsaturated Flow in Hydrological Modelling. Theory and Practice*, pp. 191-219, Kluwer, Boston.
- BEVEN, K. J. & KIRKBY, M. J. (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. – *Hydrological Sciences Bulletin*, **24**: 43-69.
- BEVEN, K. J. & GERMANN, P. (1982): Macropores and water flow in soils. – *Water Resources Research*, **18**(5): 1311-1325.
- BEVEN, K. J., LAMB, R., QUINN, P., ROMANOWICZ, R. & FREER, J. (1995): TOPMODEL. – In: SINGH, V. P. (Ed.): *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, pp. 627-688, Highlands Ranch, Colorado.
- BITTERLICH, S., DURNER, W., IDEEN, S. C. & KNABNER, P. (2004): Inverse estimation of the unsaturated soil hydraulic properties from column outflow experiments using free-form parameterizations. – *Vadose Zone Journal*, **3**: 971-981.
- BLÖSCHL, G. & SIVAPALAN, M. (1995): Scale issues in hydrological modelling: a review. – *Hydrological Processes*, **9**: 312-329.
- BOSEL, H. (1994): *Modellbildung und Simulation - Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme*. – 402 S., Vieweg, Braunschweig.
- BRONSTERT, A., FRITSCH, U. & KATZENMAIER, D. (2001): Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten unter Berücksichtigung der aktuellen Bodenbearbeitung, des Zustands der Vegetationsdecke und möglicher Klimaänderungen. – Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamts.
- BRONSTERT, A. (1999): Capabilities and limitations of detailed hillslope hydrological modelling. – *Hydrological Processes*, **13**: 21-48.

- BRONSTERT, A. (1994): Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. – Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft (IHW), Universität Karlsruhe, **46**: 257 S., Karlsruhe.
- BROOKS, R. H. & COREY, A. T. (1966): Properties of porous media affecting fluid flow. – Journal of the Irrigation and Drainage Division, **92**(IR2): 61-88.
- BROSIUS, F. (1998): SPSS 8.0 – Professionelle Statistik unter Windows. – XXI, 1001 S., Bonn.
- BUCZKO, U., BENS, O. & HÜTTL, R. F. (2006): Tillage effects on hydraulic properties and macroporosity in silty and sandy soils. – Soil Science Society of America Journal, **70**: 1998-2007.
- BUNZA, G., DEISENHOFER, H.-E., KARL, J., PORZELT, M. & RIEDL, J. (1985): Der künstliche Starkniederschlag der transportablen Beregnungsanlage nach Karl und Toldrian. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, **71**: 1-35.
- BURCH, G. J., MOORE, I. D. & BURNS, J. (1989): Soil hydrophobic effects on infiltration and catchment runoff. – Hydrological Processes, **3**: 211-222.
- BUTLER, D. R. (1986): Evaporation from raindrops on leaves in a cereal canopy: A simulation model. – Boundary-Layer Meteorology, **36**: 39-51.
- CALDER, I. R. (1992): Hydrological effects of land use change. – In: MAIDMENT, D. R. [ed.]: Handbook of Hydrology, pp. 13.1-13.5., McGraw-Hill, New York.
- CARSEL, R. F., & PARRISH, R. S. (1988): Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. – Water Resources Research, **24**: 755-769.
- CASPER, M. (2002): Identifikation hydrologischer Prozesse im Einzugsgebiet des Dürreychbaches (Nordschwarzwald). – Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, **210**: 169 S., Karlsruhe.
- CASPER, M. & SCHÜLER, G. (2006): Das europäische INTERREG III B NWE-Projekt „WARELA“ WATER RETENTION BY LAND-USE. – Forum der Geoökologie, **17**(1): 27-32.
- COPPOLA, A. (2000): Unimodal and bimodal description of hydraulic properties for aggregated soils. – Soil Science Society of America Journal, **64**: 1252-1262.
- DISSE, M. (1995a): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. – Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, **53**: 180 S., Karlsruhe.
- DISSE, M. (1995b): Experimental determination of the hysteresis of the soil moisture retention curve and its influence on the results of a one-dimensional SVAT-model. – Annales Geophysicae **13**(II): C473.
- DITTRICH, D. (2004): Die ardennische Trias- und Lias-Randfazies in der Trierer Bucht (Exkursionen B1 am 15. und B2 am 16. April 2004). – Jahresberichte Mitteilungen der oberrheinischen geologischen Vereinigung, **86**: 49-76.
- DOOGE, J. C. I. (1986): Looking for hydrologic laws. – Water Resources Research **22**: 46-58.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. – Merkblatt **238**, 135 S., Bonn.
- DYCK, S. & PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. – 536 S., Berlin.
- EHLERS, W. (2004): Böden werden zu schwer belastet. – Land und Forst **22**(4): 17-24.
- EHLERS, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze. Dynamik des Wasserhaushaltes als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag. – 272 S., Ulmer, Stuttgart.
- EWEN, J., O'DONNELL, G., BURTON, A. & O'CONNELL, E. (2006): Errors and uncertainty in physically-based rainfall-runoff modelling of catchment change effects. – Journal of Hydrology, **330**: 641-650.
- FAEH, A. (1997): Understanding the processes of discharge formation under extreme precipitation – a study based on the numerical simulation of hillslope experiments. – Dissertation ETH Zürich.
- FELDWISCH, N. (1999): Einflüsse land- und forstwirtschaftlicher Maßnahmen auf den Hochwasserabfluss – Wissenstand, Skalenprobleme, Modellansätze. – DVWK Materialien 7/99, Bonn.
- FLURY, M., FLÜHLER, H. & LEUENBERGER, J. (1994): Susceptibility of soil to preferential flow of water: A field study. – Water Resources Research, **70**(7): 1945-1954.

- FLURY, M., YATES, M. V. & JURY, W. A. (1999): Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters. – *Soil Science Society of America Journal*, **63**: 1493-1499.
- FRIEDRICH, W. & FRANZEN, H. (1960): Ein neuer Versickerungsmesser (Lysimeter). – *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, **4**(5): 105-111.
- GARRATT, J. R. & HICKS, B. B. (1973): Momentum, heat and water vapour transfer to and from natural and artificial surfaces. – *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **105**: 43-45.
- GERMANN, P. F. (1990): Macropores and hydrologic hillslope processes. – In: ANDERSON, M. G. & BURT, T. P. (Eds.): *Process Studies in Hillslope Hydrology*, pp. 327-363, Wiley & Sons, Chichester.
- GRECO, R. (2002): Preferential flow in macroporous swelling soil with internal catchment: model development and applications. – *Journal of Hydrology*, **269**: 150-168.
- HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes. – 157 S., Dissertation Universität Göttingen.
- HAGEDORN, F. & BUNDT, M. (2002): The age of preferential flow paths. – *Geoderma*, **108**: 119-132.
- HARGREAVES, G. H. & SAMANI, Z. A. (1982): Estimating potential evapotranspiration. – *Journal of Irrigation and Drainage*, **108**: 225-230.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1992): Die physikalische Untersuchung der Böden. – 177 S., Enke, Stuttgart.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1999): Einführung in die Bodenphysik. – 304 S., Enke, Stuttgart.
- HERRMANN, R. (1977): Einführung in die Hydrologie. – 151 S., Teubner, Stuttgart.
- HELSEL, D. R. & HIRSCH, R. M. (1992): Statistical methods in water resources. – *Studies in Environmental Science*, **49**: 522 S., Elsevier, Amsterdam.
- HILDEBRAND, E. (1983): Der Einfluss der Bodenverdichtung auf die Bodenfunktion im forstlichen Standort. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, **102**: 111-124.
- HILLEL, D. & VAN BAVEL, C. H. M. (1976): Simulation of profile water storage as related to soil hydraulic properties. – *Soil Science Society of America Journal*, **40**: 807-815.
- HORN, R., (1985): Die Bedeutung der Trittdichtung durch Tiere auf physikalische Eigenschaften alpiner Böden. – *Zeitung für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, **26**: 42-51.
- HORN, R. & HARTGE, K. H. (2001): Das Befahren von Ackerflächen als Eingriff in den Bodenwasserhaushalt. – *Wasser und Boden*, **53**(9): 13-19.
- IPPISCH, O., VOGEL, H.-J., & BASTIAN, P. (2006): Validity limits of the van Genuchten-Mualem model and implications for parameter estimation and numerical simulation. – *Advances in Water Resources*, **29**: 1780-1789.
- JÖTZOLD, R. (1984): Der Trierer Raum und seine Nachbargebiete. Exkursionsführer anlässlich des 19. Deutschen Schulgeographentages Trier 1984. – *Trierer Geographische Studien*, **6**: 360 S., Trier.
- JUNKERSFELD, L. E. & HORN, R. (1996): Über die räumlich und zeitliche Variabilität scheinbar fixer Wasserhaushaltsgrößen am Beispiel von Bodenaggregaten. – *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **160**: 179-186.
- KARL, K. J. & TOLDRIAN, H. (1973): Eine transportable Beregnungsanlage für die Messung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag. – *Wasser und Boden*, **3**: 63-65.
- KIRKBY, M. J. & CHORLEY, R. J. (1967): Throughflow, overland flow and erosion. – *Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology*, **12**: 5-21.
- KMOCH, H.G. & HANUS, H. (1965): Vereinfachte Methodik und Auswertung der Permeabilitätsmessung des Bodens für Luft. – *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde*, **11**: 1-10.
- KOLLE, O. (1997): Langzeituntersuchung der Energie- und Wasserbilanz einer landwirtschaftlich genutzten Fläche mit Hilfe von Messungen und Modellrechnungen. Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Forschungszentrum – Dissertation, Technische Universität Karlsruhe.
- KREMB-WAGNER, F. (1996): Zur Geologie und Hydrologie der Trier-Bitburger Mulde. – *Schriftenreihe des Schiefer-Fachverbandes in Deutschland, Sonderband*, 130 S., Bonn.

- KUNG, K.-J. S. (1990): Preferential flow in a sandy vadose zone: 1. Field observations. – *Geoderma* **46**: 51-58.
- KURZ, E. (1938): Herkunft und Alter der Höhenkiese der Eifel. – *Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft*, **90**: 133-144.
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU [Hrsg.] (2009b): Bodengroßlandschaften von Rheinland-Pfalz. – Mainz.
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU [Hrsg.] (2009b): Bodenübersichtskarte 1:200.000 von Rheinland-Pfalz. – Mainz.
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU [Hrsg.] (2005): Geologie von Rheinland-Pfalz. – 399 S., Schweizerbart, Stuttgart.
- LEGATES, D. R. & MCCABE JR., G. J. (1999): Evaluating the use of ‘goodness-of-fit’ measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. – *Water Resources Research*, **35**: 233–241.
- LEAVESLEY, G. H., LICHTY, R. W., TROUTMAN, B. M. & SAIDON, L. G. (1983): Precipitation-Runoff Modelling System. – User’s manual (U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 83-4238), Denver.
- LEAVESLEY, G. H. & STANNED, L. G. (1995): The Precipitation-Runoff Modeling System PRMS. – In: SINGH, V. P. (Ed.): *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, S. 827-688, Highlands Ranch, Colorado.
- LICHT, K. (2005): Die raumzeitliche Ausprägung des Klimas der Region Trier in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts. – Dissertation, Universität Trier, Aachen.
- LINDSTRÖM, G., JOHANSOSON, B., PERSSON, M., GARDELIN, M. & BERGSTRÖM, S. (1997): Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. – *Journal of Hydrology*, **201**: 272-288.
- LUCKNER, L., VAN GENUCHTEN, M. TH. & NIELSEN, D. R. (1989): A consistent set of parametric models for the two-phase flow of immiscible fluids in the subsurface. – *Water Resources Research*, **25**: 2187-2193.
- MADER, D. (1981): Äolische und fluviatile Sedimentation im Mittleren Buntsandstein der Südeifel. – *Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie*, **161**(3): 354-407.
- MADER, D. (1982): Sedimentologie und Genese des Buntsandsteins in der Eifel. – *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*, **133**: 257–307.
- MARQUARDT, D. W. (1963): An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. – *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics*, **11**: 431-441.
- MAURER, T. (1997): Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten. – *Mitteilungen des Institutes für Hydrologie und Wasserwirtschaft*, **61**: 238 S., Karlsruhe.
- MASSMAN, W. J. & DIJKEN, A. V. (1989): Water vapor transfer from a vegetated surface: A numerical study of bulk transfer coefficients and canopy resistance. – *Boundary-Layer Meteorology*, **49**: 295-307.
- MYERS, T. & PAW, K. T. (1987): Modelling the plant canopy micrometeorology with higher-order closure principles. – *Agricultural and Forest Meteorology*, **41**: 143-163.
- MEYEN, E. (1967): Das Bitburger Land. – *Forschungen zur Deutschen Landeskunde*, **26**(3): 330 S., Bad Godesberg.
- MEYER, W. (1994): *Geologie der Eifel*. – 618 S., Schweizerbart, Stuttgart.
- MILLER, J. A., SHETH, A. P., & KOCHUT, K. J. (1999): Perspectives in Modeling: Simulation, Database, and Workflow. – In: CHEN, P. P., THALHEIM, B. & WONG, L. Y. (Eds.): *Future Directions of Conceptual Modeling*, LNCS, **1565**: 154-167, Heidelberg.
- MONTEITH, J. L. (1965): *Evaporation and the Environment*. – Proc. 19th Symposium of Society for Experimental Biology, pp. 205-233, Cambridge University Press, New York.
- MÖSELER, B. M. (1998): Die Kalkmagerrasen der Eifel. – *Decheniana-Beihefte*, **29**: 79 S., Bonn.
- MOSTAGHIMA, S., DILLAHA, T. A. & SHANHOLTZ, V. O. (1987): Runoff, sediment and phosphorus losses from agricultural lands as affected by tillage and residue levels. Optimum erosion control at least cost. – pp. 236-243, Proceedings of the national symposium on conservation systems, ASAE, Michigan.

- MUALEM, Y. (1974): A conceptual model of hysteresis. – *Water resources research*, **10**: 514-520.
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. – *Water Resources Research*, **12**: 513-522.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1993): Die Bodenkunde und ihre geologischen, mineralogischen, geomorphologischen und petrologischen Grundlagen. – 579 S., DLG, Frankfurt am Main.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1978): Rezente und fossile Böden (Paläoböden) der Eifel. – *Kölner Geographische Arbeiten*, **36**: 7-35, Kön.
- MÜLLER, C. (in prep.): Hochwasserschutz in der Landwirtschaft – Bewertung und Modellierung ausgewählter Maßnahmen. – Dissertation, Universität Trier.
- NASH, J. E. & SUTCLIFFE, J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part I: A discussion of principles. – *Journal of Hydrology*, **10**: 282-290.
- NEGENDANK, J. (1983): Trier und Umgebung. – Sammlung geologischer Führer, **60**, 195 S., Berlin.
- NEGENDANK, J. (1978): Zur känozoischen Geschichte von Eifel und Hunsrück. – In: *Sedimentpetrographische Untersuchungen im Moseltal, Forschungen zur germanen Landeskunde*, **11**, Trier.
- NEGENDANK, J. & WAGNER, W. (1989): Hydrogeologische Karte 1:25.000 – Trinkwasserprojekt Kylltal. – Blatt Nord und Blatt Süd, Trier.
- NEGENDANK, J. & WAGNER, W. (1988): Geologische Karte 1:25.000 – Trinkwasserprojekt Kylltal. – Blatt Nord und Blatt Süd, Trier.
- NIEHOFF, D. (2002): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. – *Brandenburgische Umweltberichte*, **11**: 143 S., Potsdam.
- PENMAN, H. L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass. – *Proceedings Royal Society London*, **A193**: 120-145.
- PRIESTLEY, H. H. B. & TAYLOR, R. J. (1972): On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. – *Monthly Weather Review*, **100**: 81-92.
- QUITZOW, H.W. (1969): Die Hochflächenlandschaft beiderseits der Mosel zwischen Schweich und Cochem. – Beiheft zum Geologischen Jahrbuch, **82**: 79 S., Hannover.
- RAWLS, W. J. & BRAKENSIEK, D. L. (1989): Estimation of soil water retention and hydraulic properties. – In: MOREL SEYTOUX, H. J. [ed.]: *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling*. – NATO ASI Series C, Kluwer Academic Publications, Dordrecht, Boston, London.
- RAWLS, W. J., AHUJA, L. R., BRAKENSIEK, D. L. & SHIRMOHAMMADI, A. (1992): Infiltration and soil water movement. – In: MAIDMENT, D. R. [ed.]: *Handbook of Hydrology*. – pp. 5.1-5.51, McGraw Hill Book Company, New York.
- RICHTER, G. (1984): Der Landschaftsraum Trier. – In: JÄTZOLD, R. (Hrsg.): *Der Trierer Raum und seine Nachbargebiete – Exkursionsführer anlässlich des 19. Deutschen Schulgeographentages Trier 1984*. – *Trierer Geographischen Studien, Sonderheft*, **6**: 11-27, Trier.
- RICHTER, G. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. – *Berichte des Deutschen Wetterdienstes*, **194**: 93 S., Offenbach.
- RICHARDS, L. A. & FIREMAN, H. (1943): Pressure-plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. – *Soil Science*, **56**: 395-404.
- RICHARDS, L. (1931): Capillary conduction of liquids through porous media. – *Physics*, **1**(11): 318-333.
- RITSEMA, C. J. & DEKKER, L. W. (2000): Preferential flow in water repellent sandy soils: principles and modelling implications. – *Journal of Hydrology*, **231-232**: 308-319
- RITSMAR, C. J., DEKKER, L. W., NIEBER, J. L. & STEENHUIS, T. S. (1998) Modeling and field evidence of finger formation and recurrence in a water repellent soil. – *Water Resources Research*, **34**(4): 555-567.
- ROSENBERG, N. J., BLAD, B. L. & VERMA, S. B. (1983): *Microclimate: the biological environment*. – 495 p., Wiley, New York.

- ROTH, C. H. (2002): Physikalische Ursachen der Wassererosion. – In: BLUME H.-P., FELIX-HENNINGSSEN, P. & FISCHER, W. R. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, 14. Erg. Lfg. 12/02. ecomed, Landsberg/Lech, Kapitel 6.3.1.1.
- RUDOLPH, A. (1997): Das Mikrorelief im Initialprozess der Oberflächenabflussbildung. Ableitung eines Kennwertes zu seiner Charakterisierung – Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 24, 183 S., Berlin.
- RUDOLPH, A., N. FOHRER & HELMING, K. (1994): Die Bedeutung von Mikrorelief und Bodenfeuchte an der Oberfläche für den Oberflächenabfluß. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **74**: 123-126.
- RUTHSATZ, B. & ZOLDAN, J. (1983): Vegetation. – In: RICHTER, G. & SCHRÖDER, D. (Hrsg.): Exkursionsführer zur Jahrestagung der DBG 1983 in Trier. – Mitteilungen der Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, **37**: 137-152, Trier.
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden. – 884 S., Springer, Berlin.
- SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J., VAN GENUCHTEN, M. TH. (2001): Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. – Journal of Hydrology, **251**: 163-176.
- SCHAAP, M. G. & LEIJ, F. J. (2000): Improved Prediction of Unsaturated Hydraulic Conductivity with the Mualem-van Genuchten Model. – Soil Science Society of America Journal, **64**: 843-851
- SCHAAP, M.G., LEIJ F.J (1998): Using neural networks to predict soil water retention and soil hydraulic conductivity. – Soil and Tillage Research, **47**(2): 37-42.
- SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J. & VAN GENUCHTEN, M.TH. (1998): Neural network analysis for hierarchical prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. – Soil Science Society of America Journal, **62**: 847-855.
- SCHIEFFER / SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. – 494 S., Spektrum, Stuttgart.
- SCHERRER, S. (2004): Bestimmungsschlüssel zur Identifikation von hochwasserrelevanten Flächen. – Bericht 00/21 im Auftrag des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, unveröffentlicht, Reinach.
- SCHERRER, S. (1997): Abflussbildung bei Starkniederschlägen. Identifikation von Abflussprozessen mittels künstlicher Niederschläge. – Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, **147**: 148 S., Zürich.
- SCHERRER, S. & NAEF (2001): A decision scheme to identify dominant flow processes at the plot-scale for the evaluation of contributing areas at the catchment-scale. – In: LEIBUNDGUT, C. UHLENBROOK, S. & MC DONELL, J. (eds.): Runoff generation and implications for river basin modelling. – Freiburger Schriften zur Hydrologie, **13**: 11-16, Selbstverlag des Institutes für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg im Breisgau.
- SCHOBEL, S. (2008): Infiltrations- und Bodenabflussprozesse in Abhängigkeit von der Landnutzung und dem Substrat in der Trier-Bitburger Mulde. – 164 S., Dissertation, Universität Trier, Trier.
- SCHOBEL, S. (2002): Infiltrations- und Bodenabflussprozesse bei unterschiedlicher Landnutzung und verschiedenen Substraten. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **96**: 119-120.
- SCHÖNWIESE, C. D. (1992): Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler. – 231 S., Bornträger, Berlin.
- SCHRÖDER, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten. – 175 S., Bornträger, Berlin.
- SCHRÖDER, D. (1984): Böden auf den wichtigsten bodenbildenden Gesteinen der Umgebung von Trier. – Trierer Geographische Studien, **6**, Trier.
- SCHRÖDER, D. (1983): Böden. – In: RICHTER, G. & SCHRÖDER, D. (Hrsg.): Exkursionsführer zur Jahrestagung der DBG 1983 in Trier. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **37**: 159-284, Trier.
- SCHRÖDER, R. (2000): Modellierung von Verschlammung und Infiltration in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. – Bonner Geographische Abhandlungen, **101**: 175 S.
- SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. – Züricher Geographische Schriften, **69**: 189 S.
- SCHULLA, J. & JASPER, K. (1999): Modellbeschreibung WASIM-ETH. – Zürich.

- SCHÜLER, G. (2004): Waldbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Boden- und Wasserschutzfunktionen in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen der ATV-DVWK „4. Bodentage in Trier“, 16. S., Trier.
- SCHWARZ, H. U. (1977): Sedimentationszyklen und stratigraphisch-fazielle Probleme der Randfazies des Unteren Muschelkalkes (Kernbohrung Mersch/Luxembourg). Geologische Rundschau, **66**: 34-61.
- SEEGER M., SEELING, S. & G. SCHÜLER (2005): The WaReLa concept – Mitigation of floods by land-use management in forested and agricultural areas. – Geophysical Research, 7, 03453 (Online Publication)
- SEVRUK, B. (1983): Genauigkeit der konventionellen Regenmessung. - Die Bedeutung der räumlichen Niederschlagsverteilung für den Abflussprozess in kleinen Einzugsgebieten. – Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlicher Wasserbau der Universität Hannover, **52**: 27-39.
- SEVRUK, B. (1988): Fehler und Korrekturen von Niederschlagsmessungen. – 46. Deutscher Geographentag, S. 558-563, Stuttgart.
- SIMUNEK, J., SEJNA, M. & VAN GENUCHTEN, M. TH. (1999): The HYDRUS2D software package for simulating two dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, – IGWMC TPS **53**: 251 p., International Ground Water Modelling Center, Colorado School of Mines, Colorado.
- STÖHR, W. T. (1967): Die Böden des Landes Rheinland-Pfalz. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **6**:17-30.
- THORNTHWAITE, C. W. (1948): An approach toward a rational classification of climate. – Geographical Review, **38**: 55-94.
- TRESSEL, E. (2000): Bodenwasserhaushalt in der Trier-Bitburger-Mulde. Fallstudien auf der Basis eines Lysimeter- und Bodenfeuchtemeßnetzes und Regionalisierung der Jahressickerwassermengen mit einem Geographischen Informationssystem. – Band 1, 450 S., Dissertation, Universität Trier, Trier.
- TRESSEL, E., BAUMHAUER, R. & RICHTER, G. (1997): Ein Lysimeter- und Bodenfeuchtemessnetz zur Quantifizierung der potentiellen Grundwasserneubildung in der Trier-Bitburger-Mulde. – Trierer Geographische Studien, **16**: 45-60, Trier.
- TULI, A., HOPMANS, J. W., ROLSTON, D. E. & MOLDRUP, P. (2005): Comparison of air and water permeability between disturbed and undisturbed soils. – Soil Science Society of America Journal, **69**: 1361-1371.
- VAN BAVEL, C. H. M. (1966): Potential evaporation: the combination concept and it experimental verification. – Water Resources Research, **2**: 455-467.
- VAN DER PLOEG, R. R., GIESKA, M. & SCHWEIGERTET, P. (2001): Landschaftshydrologische und Hochwasser relevante Aspekte der ackerbaulichen Bodenbewirtschaftung in der deutschen Nachkriegszeit. – Berichte über Landwirtschaft, **79**(3): 447-465.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., LEIJ, F. J. & YATES, S. R. (1991): The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. – 85 S., U.S. Salinity Laboratory, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., NIELSEN, D. R. (1985): On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. – Annales Geophysicae, **3**: 615-628.
- VAN GENUCHTEN, M. TH. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. – Soil Science Society of America Journal, **44**: 892-898.
- VANCLOOSTER, M., VIAENE, P. CHRISTIAENS, K. & DUCHEYNE, S. (1996): 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, K. U. Leuven, Belgium.
- WALTER, R. (1995): Geologie von Mitteleuropa. – 566 S., Schweizerbart, Stuttgart.
- WEILER, M. & NAEF, F. (2003): Simulating surface and subsurface initiation of macropore flow. – Journal of Hydrology, **273**: 139-154.
- WEISSHAAR, S., GÖBEL, P., HAINZ, J., NEU, P., PAULY, F., ZENDER, M., JUNANDREAS, W. & KOLTZ, P. (1967): Das Bitburger Land. Landschaft, Geschichte und Kultur des Kreises Bitburg. – Band. 1 Bitburg.
- WERLE, O. (1974): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 148/149 Trier-Mettendorf. – Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Selbstverlag, 68 S., Bonn-Bad Godesberg.

- WILLMOTT, C. J. (1981): On the validation of models. – *Physical Geography*, **2**: 184-194.
- WILSON, J. D. (1989): Turbulent transport within the plant canopy. – In: BLACK, T. A., SPLITTLEHOUSE, D. L., NOVAK, M. D. & PRICE, D. T. [Eds.]: *Estimation of Real Evapotranspiration*. IAHS **177**: 43-80, Wallingford, UK.
- WÖHLER, I. (1996): Standortabhängige und statusbeschreibende Muster in Streu und Humus von Wald-ökosystemen. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A*, **132**: 387 S., Göttingen.
- XU, D. & MERMOUD, A. (2003): Modelling the soil water balance based on time-dependent hydraulic conductivity under different tillage practices. – *Agricultural Water Management*, **63**: 139-151.
- ZEHE, E. (1999): Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone auf verschiedenen Skalen. – *Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft*, **64**: 227 S., Karlsruhe.
- ZEHE, E., BECKER, R., BÁRDOSSY, A. & PLATE, E. (2005): Uncertain of simulated catchment runoff response in the presence of threshold processes: Role of initial soil moisture and precipitation. – *Journal of Hydrology*, **315**: 183–202.
- ZEHE, E. & BÖSCHL, G. (2004): Predictability of hydrologic response at the plot and catchment scales: Role of initial conditions. – *Water Resource Research*, **40**: 1-21.
- ZEHE, E. & FLÜHLER, H. (2001): Slope scale variation of flow patterns in soil profiles. – *Journal of Hydrology* **247**(1–2): 116–132.
- ZEHE, E., MAURER, TH., IHRINGER, J., & PLATE, E. (2001): Modelling water flow and mass transport in a loess catchment. – *Physics and Chemistry of the Earth, Part B*, **26**(7-8): 487-507.

Anhang

Im Folgenden sind ausgewählte Bodeneigenschaften und über die Software Rosetta Lite und RETC abgeleitete Modellparameter für das Bodenmodul zusammengestellt. Die Standortbeschreibungen und die im Gelände und im Labor erhobenen Bodendaten sind auszugsweise aus den Arbeiten von TRESSEL (2000) und SCHOBEL (2008) entnommen. Die Kurzzeichen für Verschlammungsneigung, Vernässungsgrad, Reliefformtyp und Humusform entsprechen den Angaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Den allgemeinen Standortinformationen folgt eine Tabelle mit ausgewählten Bodendaten. Darin sind die Horizontbezeichnung mit Tiefenangabe, die Bodenart, das Gefüge, die Trockenrohichte (*TRD*), die Wassergehalte bei pF 0 (maximale Wassersättigung), pF 1,8 (Feldkapazität), pF 2,5 (Grenzwassergehalt für Makroporenfluss) und pF 4,2 (permanenter Welkepunkt), die gesättigte hydraulische Gesamtleitfähigkeit (*kast_g*) und der Makroporenanteil (*amac*) horizontweise aufgelistet. Es folgen Tabellen mit den van Genuchten/Mualem Parametern für die in Kap. 4.4.4 und 4.4.5 vorgestellten Parametrisierungsvarianten. Dabei bezeichnet *Theta s* den Sättigungswassergehalt, *Theta r* den Residualwassergehalt, *ksat_m* die gesättigte hydraulische Matrixleitfähigkeit, *fmac* den Faktor zur Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit von der Matrixleitfähigkeit zur kombinierten Matrix- und Makroporenleitfähigkeit, *S₀* den Sättigungsgehalt bei dem Makroporenfluss einsetzt, *S_A* gibt die Wassersättigung zu Simulationsbeginn an. Bei Parametrisierungsvariante var3 wurde der Anfangswassergehalt dem verringerten Porenvolumen angepasst. Im Anhang A2 sind die Abbildungen der Berechnungssimulationen zusammengestellt, die nicht im Text gezeigt wurden. In Anhang A3 finden sich die Prozessbeurteilungsschemata von Scherrer zur Beurteilung der dominanten Abflussprozesse für die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald.

A1 Ausgewählte Standortdaten und Modellparameter

Tab. A1.1: Bodendaten und Modellparameter von Meckel Acker.

Standort: lma, bma	Bodenform: Pelosol-Pseudogley aus grusführendem Ton (Tonmergeln und Lösslehm) über grusführendem Ton (aus Tonmergeln)		
Geologie: ku	R 2538250 / H 5527430	Reliefformtyp: HX,G	Lage im Relief: Oberhang
Höhe: 390 m	Verschlämmungsneigung: Ver1	Humusform: -	Hangneigung: 8 %
Nutzung: Acker	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 440	Feldkapazität [l m^{-3}]: 414	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat _g [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap	0-25	Tu3	sub	1,42	0,467	0,395	0,373	0,241	390,4	-
P-Sw1	25-30	Tu3	sub	1,55	0,421	0,382	0,368	0,293	382,7	-
P-Sw2	30-40	Tu2	pol	1,47	0,450	0,446	0,432	0,351	190,0	-
II P-Swd	40-55	Tu3	koh	1,45	0,456	0,429	0,412	0,314	15,2	-
II P-Sd	55-100	Tu3	koh	1,55	0,420	0,416	0,408	0,268	6,4	-

var0

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
P-Sw1	25-30	0,426	0,089	1,01	1,4162	3,6	106,0	0,87	0,91
P-Sw2	30-40	0,457	0,096	1,26	1,3590	5,3	35,9	0,96	0,99
II P-Swd	40-55	0,451	0,091	0,94	1,4578	6,4	2,4	0,90	0,94
II P-Sd	55-100	0,423	0,086	0,86	1,4776	3,9	1,7	0,97	0,99

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
P-Sw1	25-30	0,429	0,113	4,30	1,1560	2,9	130,2	0,87	0,91
P-Sw2	30-40	0,457	0,096	1,26	1,3590	5,3	35,9	0,96	0,99
II P-Swd	40-55	0,469	0,120	2,94	1,1470	4,4	3,4	0,90	0,94
II P-Sd	55-100	0,454	0,085	0,16	1,6992	2,2	3,0	0,97	0,99

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
P-Sw1	25-30	0,421	0,116	6,18	1,0519	2,9	130,2	0,87	0,91
P-Sw2	30-40	0,450	0,183	0,29	1,1110	5,3	35,9	0,96	0,99
II P-Swd	40-55	0,456	0,084	1,52	1,0679	4,4	3,4	0,90	0,94
II P-Sd	55-100	0,420	0,001	0,07	1,3345	2,2	3,0	0,97	0,99

Tab. A1.2: Bodendaten und Modellparameter von Meckel Grünland.

Standort: lmg, bmg	Bodenform: Pelosol-Pseudogley aus grusführendem Lehm (aus Tonmergeln und Lösslehm) über grusführendem Ton (aus Tonmergeln)		
Geologie: ku	R 2537100 / H 5527430	Reliefformtyp: KH, F	Lage im Relief: Kulmination
Höhe: 390 m	Vernässungsgrad: Vn2	Humusform: -	Hangneigung: 4 %
Nutzung: Grünland	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 439	Feldkapazität [l m^{-3}]: -	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat _g [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-12	Ut4	sub	1,01	0,602	0,530	0,475	0,201	64,4	-
P-Sw1	12-36	Lu	sub	1,43	0,466	0,404	0,372	0,200	27,9	-
P-Sw2	36-47	Lu	pol	1,53	0,429	0,372	0,358	0,275	263,9	-
II P-Swd	47-60	Tu3	koh	-(1,52)*	-	-	-	-	(22,2)*	-
II P-Sd	60-100	Tu2	koh	-(1,59)*	-	-	-	-	(14,9)*	-

var0

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-12	0,549	0,090	0,63	1,5927	80,9	1,0	0,79	0,88
P-Sw1	12-36	0,426	0,076	0,59	1,6172	12,4	2,3	0,80	0,87
P-Sw2	36-47	0,422	0,085	0,85	1,4778	4,5	58,3	0,83	0,87
II P-Swd	47-60	0,393	0,082	0,96	1,4405	4,4	5,1	0,96	0,98
II P-Sd	60-100	0,392	0,087	1,21	1,3440	2,7	5,6	0,98	0,99

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-12	0,562	0,110	0,19	1,9015	67,3	1,0	0,79	0,88
P-Sw1	12-36	0,450	0,075	0,53	1,4072	13,3	2,1	0,80	0,87
P-Sw2	36-47	0,429	0,108	3,84	1,1680	4,9	53,5	0,83	0,87
II P-Swd	47-60	0,393	0,082	0,96	1,4405	4,4	5,1	0,96	0,98
II P-Sd	60-100	0,392	0,087	1,21	1,3440	2,7	5,6	0,98	0,99

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-12	0,602	0,006	0,96	1,2146	67,3	1,0	0,79	0,88
P-Sw1	12-36	0,466	0,019	1,86	1,1454	13,3	2,1	0,80	0,87
P-Sw2	36-47	0,429	0,101	12,09	1,0576	4,9	53,5	0,83	0,87
II P-Swd	47-60	0,393	0,082	0,96	1,4405	4,4	5,1	0,96	0,98
II P-Sd	60-100	0,392	0,087	1,21	1,3440	2,7	5,6	0,98	0,99

* von Standort lmw übernommen.

Tab. A1.3: Bodendaten und Modellparameter von Meckel Wald.

Standort: lmw, bmw	Bodenform: Pelosol-Pseudogley aus grusführendem Ton (aus Tonmergeln und Lösslehm) über grusführendem Ton (aus Tonmergeln)		
Geologie: ku	R 2538600 / H 5527800	Reliefformtyp: KH, F	Lage im Relief: Kulmination
Höhe: 400 m	Vernässungsgrad: Vn2	Humusform: MOM	Hangneigung: 6 %
Nutzung: Wald	maximale Wasserkapazität [$l\ m^{-3}$]: 510	Feldkapazität [$l\ m^{-3}$]: 422	Infiltrationsrate [$cm\ d^{-1}$]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g\ cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3\ cm^{-3}$] bei ...				ksat _g [$cm\ d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Of/Oh	+ 0,5	-	-	0,21	0,886	0,553	0,445	0,135	-	-
Ah	0-4	Tu3	sub	1,03	0,589	0,391	0,361	0,159	2624,6	-
Ah-Bv	4-25	Tu3	sub	1,21	0,543	0,409	0,372	0,195	666,6	-
P-Sw	25-50	Tu3	pol	1,36	0,486	0,376	0,349	0,220	393,3	-
II P-Swd	50-80	Tu2	koh	1,52	0,427	0,418	0,409	0,336	22,2	-
II P-Sd	80-100	Tu2	koh	1,59	0,399	0,396	0,390	0,332	14,9	-

var0

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-4	0,574	0,101	1,08	1,4442	56,0	46,9	0,61	0,66
Ah-Bv	4-25	0,518	0,096	0,94	1,4743	23,2	28,8	0,68	0,75
P-Sw	25-50	0,484	0,097	1,08	1,4278	9,8	40,1	0,72	0,77
II P-Swd	50-80	0,447	0,095	1,33	1,3257	3,8	5,8	0,96	0,98
II P-Sd	80-100	0,431	0,098	1,53	1,2501	2,7	5,5	0,98	0,99

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-4	0,527	0,073	0,66	1,4856	43,9	59,8	0,61	0,66
Ah-Bv	4-25	0,502	0,084	0,71	1,1417	24,7	27,0	0,68	0,75
P-Sw	25-50	0,471	0,089	1,60	1,2684	11,4	34,6	0,72	0,77
II P-Sw	50-80	0,454	0,120	3,98	1,1311	1,9	11,8	0,96	0,98
II P-Sd	80-100	0,434	0,129	5,09	1,1428	2,1	7,2	0,98	0,99

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-4	0,589	0,018	14,67	1,1558	43,9	59,8	0,61	0,66
Ah-Bv	4-25	0,543	0,022	8,58	1,1354	24,7	27,0	0,68	0,75
P-Sw	25-50	0,486	0,045	14,82	1,0989	11,4	34,6	0,72	0,77
II P-Swd	50-80	0,427	0,105	0,44	1,0571	1,9	11,8	0,96	0,98
II P-Sd	80-100	0,399	0,102	0,19	1,0544	2,1	7,2	0,98	0,99

Tab. A1.4: Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Acker 1.

Standort: lia1, bia1	Bodenform: Pseudogley-Kolluvisol aus grusführendem Hangton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über tiefem schuttführendem Ton (aus Carbonatgestein und Ton)		
Geologie: mm	R 2541300 / H 5528330	Reliefformtyp: KH,F	Lage im Relief: Unterhang
Höhe: 330 m	Verschlämmungsneigung: Ver2	Humusform:	Hangneigung: 1,5 %
Nutzung: Acker	maximale Wasserkapazität [$l\ m^{-3}$]: 441	Feldkapazität [$l\ m^{-3}$]: 360	Infiltrationsrate [$cm\ d^{-1}$]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g\ cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3\ cm^{-3}$] bei ...				ksat _g [$cm\ d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap	0-25	Lu	sub-fra	1,20	0,536	0,437	0,402	0,188	342,8	-
M1	25-35	Lu	sub	1,34	0,497	0,380	0,348	0,231	257,2	-
M2	35-45	Lu	sub	1,53	0,421	0,318	0,290	0,219	278,5	-
M-Sw	45-79	Lu	sub-pol	1,61	0,395	0,318	0,300	0,243	387,9	-
II Sd	79-100	Tu3	koh	1,65	0,383	0,345	0,330	0,196	75,3	-

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap	25	0,507	0,091	0,74	1,5429	27,7	12,4	0,75	0,82
M1	35	0,466	0,086	0,69	1,5623	14,3	18,0	0,70	0,76
M2	45	0,418	0,080	0,70	1,5428	5,6	49,6	0,69	0,76
M-Sw	79	0,401	0,078	0,79	1,4938	3,4	113,8	0,76	0,81
II Sd	100	0,389	0,078	0,90	1,4336	2,5	30,1	0,86	0,90

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap	25	0,507	0,088	0,34	1,6026	33,2	10,3	0,75	0,82
M1	35	0,469	0,093	2,27	1,2452	23,6	10,9	0,70	0,76
M2	45	0,403	0,108	4,77	1,2474	11,8	23,7	0,69	0,76
M-Sw	79	0,388	0,121	5,63	1,2325	6,0	64,9	0,76	0,81
II Sd	100	0,395	0,064	0,96	1,2648	2,6	29,4	0,86	0,90

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap	25	0,536	0,016	2,72	1,1643	33,2	10,3	0,75	0,82
M1	35	0,497	0,051	23,01	1,0915	23,6	10,9	0,70	0,76
M2	45	0,421	0,077	88,12	1,0683	11,8	23,7	0,69	0,76
M-Sw	79	0,395	0,113	107,29	1,0496	6,0	64,9	0,76	0,81
II Sd	100	0,383	0,020	1,11	1,1282	2,6	29,4	0,86	0,90

Tab. A1.5: Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Grünland 1.

Standort: big1	Bodenform: Pseudogley-Kolluvisol aus grusführendem Hangton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über tiefem schuttführendem Ton (aus Carbonatgestein und Ton)		
Geologie: mm	R 2540900 / H 5528450	Reliefformtyp: KH,F	Lage im Relief: Unterhang
Höhe: 340 m	Vernässungsgrad: Vn2	Humusform: -	Hangneigung: 9 %
Nutzung: Grünland	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 478	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 420	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat _g [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	18	Tu3	sub	1.09	0.572	0.458	0.442	0.214	329.1	-
rAp	34	Tu3	sub	1.29	0.515	0.421	0.386	0.298	281.3	-
M	57	Tu3	sub	1.46	0.453	0.425	0.389	0.295	249.1	-
M-Sw1	75	Tu3	sub	1.47	0.450	0.435	0.407	0.299	300.6	-
M-Sw2	87	Tu3	sub-pol	1.53	0.426	0.360	0.348	0.228	196.0	-
II elCv-Sd	100	Tu2	koh	1.57	0.432	0.395	0.389	0.265	15.6	-

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	34	0,491	0,092	0,81	1,5138	15,6	14,3	0,75	0,82
M	57	0,440	0,085	0,73	1,5351	7,2	34,7	0,86	0,94
M-Sw1	75	0,441	0,086	0,77	1,5173	6,3	47,5	0,90	0,97
M-Sw2	87	0,426	0,085	0,81	1,4924	4,5	43,3	0,82	0,85
II elCv-Sd	100	0,432	0,093	1,20	1,3479	2,8	5,6	0,90	0,91

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	34	0,488	0,084	0,39	1,5397	19,0	11,7	0,75	0,82
M	57	0,459	0,080	0,58	1,3453	7,0	35,6	0,86	0,94
M-Sw1	75	0,466	0,083	0,33	1,4578	5,0	59,6	0,90	0,97
M-Sw2	87	0,429	0,080	1,64	1,2221	5,6	35,2	0,82	0,85
II elCv-Sd	100	0,440	0,082	1,15	1,1955	1,7	9,0	0,90	0,91

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	34	0,515	0,016	2,91	1,1577	19,0	11,7	0,75	0,82
M	57	0,453	0,019	0,73	1,1480	7,0	35,6	0,86	0,94
M-Sw1	75	0,450	0,009	0,31	1,1862	5,0	59,6	0,90	0,97
M-Sw2	87	0,426	0,039	5,37	1,0892	5,6	35,2	0,82	0,85
II elCv-Sd	100	0,432	0,044	1,14	1,0930	1,7	9,0	0,90	0,91

Tab. A1.6: Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Wald 1.

Standort: biw1	Bodenform: Pseudogley-Braunerde aus grusführendem Lehm (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über grusführendem Ton (aus Carbonatgestein und Ton)		
Geologie: mm	R 2541880 / H 5528000	Reliefformtyp: KH,F	Lage im Relief: Kulmination
Höhe: 348 m	Vernässungsgrad: Vn2	Humusform: MUO	Hangneigung: 2 %
Nutzung: Wald	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 453	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 373	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat _g [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Of/Oh	+0,5	-	-	0,21	0,886	0,553	0,445	0,135	-	-
Ah	0-3	Ut3	sub	1,02	0,593	0,425	0,379	0,136	148,5	-
Ah-Bv	3-24	Ut3	sub	1,20	0,546	0,367	0,329	0,172	1230,4	-
Bv-Sw	24-40	Ut3	sub-koh	1,35	0,492	0,369	0,336	0,165	169,0	-
II Swd	40-72	Tu4	koh	1,50	0,435	0,397	0,376	0,260	14,9	-
II eICv-Sd	72-100	Tu3	koh	1,70	0,359	0,347	0,338	0,265	7,1	-

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,538	0,081	0,48	1,6940	98,4	1,5	0,64	0,72
Ah-Bv	3-24	0,483	0,073	0,48	1,6965	55,1	22,3	0,60	0,67
Bv-Sw	24-40	0,442	0,069	0,51	1,6787	30,4	5,6	0,68	0,75
II Swd	40-72	0,427	0,081	0,69	1,5534	6,5	2,3	0,86	0,91
II eICv-Sd	72-100	0,384	0,079	0,92	1,4102	1,8	4,0	0,94	0,97

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,509	0,064	0,33	1,7289	98,9	1,5	0,64	0,72
Ah-Bv	3-24	0,473	0,065	1,17	1,3758	67,7	18,2	0,60	0,67
Bv-Sw	24-40	0,444	0,064	0,69	1,4347	36,2	4,7	0,68	0,75
II Swd	40-72	0,445	0,0906	1,96	1,1899	6,0	2,5	0,86	0,91
II eICv-Sd	72-100	0,387	0,0990	4,36	1,1477	1,4	5,1	0,94	0,97

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,593	0,012	5,28	1,1983	98,9	1,5	0,64	0,72
Ah-Bv	3-24	0,546	0,022	22,56	1,1350	67,7	18,2	0,60	0,67
Bv-Sw	24-40	0,492	0,151	7,26	1,1465	36,2	4,7	0,68	0,75
II Swd	40-72	0,435	0,049	1,92	1,0890	6,0	2,5	0,86	0,91
II eICv-Sd	72-100	0,359	0,070	0,59	1,0672	1,4	5,1	0,94	0,97

Tab. A1.7: Bodendaten und Modellparameter von Idenheim Acker 2.

Standort: lia2, bia2	Bodenform: Pseudogley-Braunerde aus schutführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über Schuttton (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mu	R 2542200 / H 5528700	Reliefformtyp: HX, X	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 350 m	Verschlämmungsneigung: Ver2	Humusform: -	Hangneigung: 6 %
Nutzung: Acker	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 472	Feldkapazität [l m^{-3}]: 411	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat _g [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap	0-30	Lu	sub-fra	1,41	0,473	0,335	0,309	0,126	308,5	-
Bv	30-35	Lu	sub	1,57	0,411	0,327	0,291	0,154	255,3	-
Sw-Bv	35-50	Lu	sub	1,55	0,420	0,310	0,282	0,160	862,3	-
Sw	50-60	Lu	sub	1,67	0,375	0,313	0,291	0,173	333,9	-
II ICv-Sd	60-100	Tu3	koh	1,80	0,337	0,307	0,286	0,233	46,2	-

var0

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap	30	0,420	0,072	0,55	1,6460	15,8	19,6	0,65	0,71
Bv	35	0,390	0,071	0,65	1,5691	6,1	41,8	0,71	0,80
Sw-Bv	50	0,402	0,076	0,69	1,5485	5,6	155,1	0,67	0,74
Sw	60	0,375	0,073	0,73	1,4596	2,7	124,6	0,78	0,83
II ICv-Sd	100	0,345	0,069	1,11	1,3368	1,3	36,4	0,85	0,91

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap	30	0,414	0,053	0,50	1,5273	22,0	14,0	0,65	0,71
Bv	35	0,387	0,056	0,39	1,3237	10,5	24,4	0,71	0,80
Sw-Bv	50	0,391	0,062	1,63	1,2918	10,0	85,8	0,67	0,74
Sw	60	0,374	0,062	1,54	1,2550	4,0	82,9	0,78	0,83
II ICv-Sd	100	0,335	0,091	5,35	1,1820	1,2	40,2	0,85	0,91

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap	30	0,473	0,0097	7,35	1,1711	22,0	14,0	0,65	0,71
Bv	35	0,411	0,0168	5,22	1,1412	10,5	24,4	0,71	0,80
Sw-Bv	50	0,420	0,0257	14,14	1,1204	10,0	85,8	0,67	0,74
Sw	60	0,375	0,0268	4,37	1,1147	4,0	82,9	0,78	0,83
II ICv-Sd	100	0,337	0,0928	7,76	1,0521	1,2	40,2	0,85	0,91

Tab. A1.8: Bodendaten und Modellparameter von Greverath Acker.

Standort: lga, bga	Bodenform: (Norm-) Braunerde		
Geologie: so	R 2554280 / H 5532980	Reliefformtyp: KG, G	Lage im Relief: Kulmination
Höhe: 310 m	Verschlämmungsneigung: Ver3, Ver4	Humusform: -	Hangneigung: 7 %
Nutzung: Acker	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 418	Feldkapazität [l m^{-3}]: 230	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat _g [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap1	0-26	SI2	ein	1,43	0,461	0,260	0,174	0,045	19,7	-
Ap2	26-35	SI3	ein	1,46	0,448	0,234	0,155	0,084	15,5	-
Bv	35-49	SI3	ein	1,56	0,412	0,221	0,152	0,125	19,5	-
Bv-ICv	49-60	SI4	ein	1,42	0,462	0,203	0,141	0,073	16,1	-
ICv	60-100	SI3	ein	-	-	-	-	-	-	-

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	26-35	0,405	0,050	3,38	1,7623	120,2	-	-	0,52
Bv	35-49	0,379	0,051	3,30	1,5921	59,5	-	-	0,54
Bv-ICv	49-60	0,419	0,054	3,05	1,5887	86,6	-	-	0,44
ICv	60-100	0,374	0,047	3,58	1,5518	54,1	-	-	0,54

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	26-35	0,406	0,041	5,20	1,4252	139,5	-	-	0,52
Bv	35-49	0,376	0,095	4,97	1,9151	116,8	-	-	0,54
Bv-ICv	49-60	0,415	0,039	5,55	1,4483	201,0	-	-	0,44
ICv	60-100	0,374	0,047	3,58	1,5518	54,1	-	-	0,54

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	26-35	0,448	0,0654	12,13	1,3965	139,5	-	-	0,52
Bv	35-49	0,412	0,1244	6,13	1,7843	116,8	-	-	0,54
Bv-ICv	49-60	0,462	0,0437	37,64	1,3040	201,0	-	-	0,44
ICv	60-100	0,461	0,0012	9,66	1,2993	54,1	-	-	0,54

Tab. A1.9: Bodendaten und Modellparameter von Greverath Grünland.

Standort: lgg, bgg	Bodenform: Pseudogley-Braunerde		
Geologie: so	R 2552950 / H 5532030	Reliefformtyp: HX, G	Lage im Relief: Oberhang
Höhe: 360 m	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: -	Hangneigung: 5,5 %
Nutzung: Grünland	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 381	Feldkapazität [l m^{-3}]: 281	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat _g [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-18	Su3	ein	1,47	0,423	0,354	0,267	0,085	20,4	-
Bv	18-40	Su3	ein	1,53	0,421	0,209	0,128	0,091	26,9	-
II Sw	40-51	Sl3	ein	1,69	0,361	0,267	0,219	0,087	60,2	-
II Swd	51-70	Slu	sub	1,80	0,319	0,263	0,241	0,115	33,9	-
III Sd-ICv	70-100	Lt2	koh	1,66	0,373	0,305	0,275	0,121	47,4	-

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	18-40	0,358	0,036	2,95	1,4153	34,8	-	-	0,50
II Sw	40-51	0,317	0,033	3,02	1,3273	14,2	-	-	0,74
II Swd	51-70	0,301	0,040	1,97	1,2983	4,1	-	-	0,82
III Sd-ICv	70-100	0,367	0,068	1,16	1,3816	2,9	-	-	0,82

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	18-40	0,353	0,056	5,23	1,7698	70,0	-	-	0,50
II Sw	40-51	0,324	0,030	1,27	1,3622	12,1	-	-	0,74
II Swd	51-70	0,316	0,036	1,20	1,3108	4,5	-	-	0,82
III Sd-ICv	70-100	0,362	0,047	0,66	1,4151	4,8	-	-	0,82

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	18-40	0,421	0,089	6,38	1,7103	70,0	-	-	0,50
II Sw	40-51	0,361	0,007	5,01	1,2027	12,1	-	-	0,74
II Swd	51-70	0,319	0,010	2,54	1,1627	4,5	-	-	0,82
III Sd-ICv	70-100	0,311	0,033	0,27	1,3091	4,8	-	-	0,82

Anhang

Tab. A1.10: Bodendaten und Modellparameter von Greverath Wald.

Standort: lgw, bgw	Bodenform: schwach podsolige Braunerde		
Geologie: so	R 2553080 / H 5532130	Reliefformtyp: OG, G	Lage im Relief: Oberhang
Höhe: 360 m	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: MR	Hangneigung: 6,5 %
Nutzung: Wald	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 424	Feldkapazität [l m^{-3}]: 219	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: -

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat _g [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Oh/Of	+3	-	-	0,29	0,838	0,574	0,461	0,172	-	-
Ah	0-6	Slu	ein	1,04	0,463	0,252	0,186	0,076	32,3	-
Ahe	6-10	Slu	ein	1,37	0,463	0,252	0,186	0,076	32,3	-
Bv	10-32	Uls	ein	1,34	0,495	0,241	0,170	0,081	11,2	-
II Bv-ICv1	32-40	Ls2	ein	1,56	0,410	0,241	0,195	0,144	82,2	-
II Bv-ICv2	40-100	Sl4	ein	-	-	-	-	-	-	-

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Oh/Of	+3,0	0,838	0,004	15,66	1,1887	132,5	-	-	0,68
Ah	6	0,455	0,053	0,55	1,6364	132,5	-	-	0,54
Ahe	10	0,378	0,045	0,83	1,5653	29,9	-	-	0,54
Bv	32	0,407	0,062	0,58	1,6416	22,3	-	-	0,49
II Bv-ICv1	40	0,376	0,065	0,88	1,4974	5,5	-	-	0,59
II Bv-ICv2	100	0,393	0,049	1,83	1,4553	33,2	-	-	0,44

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Oh/Of	+3,0	0,838	0,002	7,17	1,2128	93,7	-	-	0,68
Ah	6	0,467	0,027	4,46	1,3425	93,7	-	-	0,54
Ahe	10	0,381	0,029	2,86	1,3656	42,0	-	-	0,54
Bv	32	0,391	0,037	3,97	1,3965	25,5	-	-	0,49
II Bv-ICv1	40	0,360	0,088	4,96	1,4598	16,7	-	-	0,59
II Bv-ICv2	100	0,393	0,049	1,83	1,4553	33,2	-	-	0,44

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Oh/Of	+3,0	0,838	0,002	7,17	1,2128	93,7	-	-	0,68
Ah	6	0,463	0,005	25,73	1,2138	93,7	-	-	0,54
Ahe	10	0,463	0,005	25,73	1,2138	42,0	-	-	0,54
Bv	32	0,495	0,029	35,87	1,2506	25,5	-	-	0,49
II Bv-ICv1	40	0,410	0,122	29,34	1,3009	16,7	-	-	0,59
II Bv-ICv2	100	0,393	0,049	1,83	1,4553	33,2	-	-	0,44

Tab. A1.11: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Acker 1.

Standort: nia1	Bodenform: Pseudogley-Kolluvisol aus grusführendem Hangton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über tiefem schuttführendem Ton (aus Carbonatgestein und Ton)		
Geologie: mm	R 2540625 / H 5527875	Reliefformtyp: HV, G	Lage im Relief: Unterhang
Höhe: 342 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver1	Humusform: -	Hangneigung: 11 %
Nutzung: Winterweizen	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 450	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 383	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 969

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat _g [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap1	0-15	Tu3	sub-fra	1,34	0,493	0,419	0,400	0,195	485,8	0,31
Ap2	15-30	Tu3	sub-fra	1,31	0,491	0,429	0,405	0,187	450,8	0,31
M	30-50	Tu3	sub	1,51	0,437	0,348	0,338	0,225	1109,8	1,06
M-Sw1	50-70	Tu3	pol-sub	1,48	0,448	0,362	0,352	0,220	1129,7	1,01
M-Sw2	70-85	Tu3	pol-sub	1,53	0,423	0,360	0,348	0,228	495,5	1,01
II elCv-Sd	85-100	Tu2	koh	1,57	0,412	0,395	0,389	0,265	15,6	0,61

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-30	0,492	0,089	0,26	1,6510	14,33	31,5	0,82	0,74
M	30-50	0,430	0,084	2,04	1,2197	7,04	157,6	0,77	0,77
M-Sw1	50-70	0,441	0,079	1,31	1,2561	8,52	132,6	0,79	0,79
M-Sw2	70-85	0,429	0,075	1,67	1,2210	5,91	83,8	0,82	0,79
II elCv-Sd	85-100	0,440	0,082	1,15	1,1951	1,75	8,9	0,94	0,96

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-30	0,491	0,010	0,92	1,1900	14,33	31,5	0,82	0,74
M	30-50	0,437	0,058	14,83	1,0820	7,04	157,6	0,77	0,77
M-Sw1	50-70	0,448	0,046	8,04	1,0949	8,52	132,6	0,79	0,79
M-Sw2	70-85	0,423	0,048	4,76	1,0901	5,91	83,8	0,82	0,79
II elCv-Sd	85-100	0,412	0,029	0,29	1,1165	1,75	8,9	0,94	0,96

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-30	0,4322	0,1011	0,15	1,4267	14,33	31,5	0,94	0,84
M	30-50	0,3501	0,0465	0,12	1,1767	7,04	157,6	0,97	0,96
M-Sw1	50-70	0,3639	0,0424	0,10	1,2125	8,52	132,6	0,97	0,97
M-Sw2	70-85	0,3625	0,0512	0,14	1,1793	5,91	83,8	0,96	0,92
II elCv-Sd	85-100	0,3971	0,002	0,04	1,2280	1,75	8,9	0,98	0,99

Tab. A1.12: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Acker 2.

Standort: nia2	Bodenform: Pseudogley-Braunerde aus schuttführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über Schuttton (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mu	R 2542100 / H 5528425	Reliefformtyp: HX, X	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 350 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver1	Humusform: -	Hangneigung: 4,75 %
Nutzung: Winterweizen	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 404	Feldkapazität [l m^{-3}]: 346	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: 304

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat _g [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap1	0-15	Lt3	sub-fra	1,36	0,485	0,365	0,343	0,196	819,8	0,91
Ap2	15-25	Lt3	sub-fra	1,47	0,457	0,389	0,369	0,212	218,0	0,91
Bv	25-45	Lt3	pol-sub	1,57	0,408	0,352	0,329	0,238	382,7	1,09
Bv-Sw	45-60	Lt3	pol	1,44	0,460	0,395	0,359	0,217	465,8	1,08
II ICv-Sd	60-100	Tu3	koh	1,80	0,337	0,307	0,286	0,233	87,6	0,65

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap1	0-15	0,459	0,076	1,06	1,3275	12,90	63,6	0,75	0,68
Ap2	15-25	0,445	0,073	0,65	1,3372	5,28	41,3	0,85	0,78
Bv	25-45	0,411	0,090	2,89	1,1945	4,09	93,6	0,86	0,92
Bv-Sw	45-60	0,449	0,077	1,00	1,2904	7,22	64,5	0,86	0,71
II ICv-Sd	60-100	0,346	0,098	5,66	1,1859	1,24	70,7	0,91	0,85

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap1	0-15	0,485	0,035	12,10	1,1142	12,90	63,6	0,75	0,68
Ap2	15-25	0,457	0,028	2,67	1,1229	5,28	41,3	0,85	0,78
Bv	25-45	0,408	0,067	7,70	1,0748	4,09	93,6	0,86	0,92
Bv-Sw	45-60	0,460	0,028	3,29	1,1179	7,22	64,5	0,86	0,71
II ICv-Sd	60-100	0,337	0,093	7,60	1,0522	1,24	70,7	0,91	0,85

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap1	0-15	0,3690	0,0454	0,23	1,2138	12,90	63,6	0,93	0,90
Ap2	15-25	0,3929	0,0778	0,18	1,2525	5,28	41,3	0,94	0,91
Bv	25-45	0,3603	0,0822	0,58	1,1191	4,09	93,6	0,91	0,99
Bv-Sw	45-60	0,4053	0,0913	0,45	1,2131	7,22	64,5	0,89	0,81
II ICv-Sd	60-100	0,3205	0,1431	1,83	1,1075	1,24	70,7	0,89	0,90

Tab. A1.13: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Acker 3.

Standort: nia3	Bodenform: Pseudogley-Braunerde aus schuttführendem Lehm (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über Schuttton (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mu	R 2542900 / H 5529025	Reliefformtyp: HX, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 340 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver1	Humusform: -	Hangneigung: 7 %
Nutzung: Winterweizen	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 428	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 316	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 78,6

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat _g [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap	0-25	Lt2	sub-fra	1,44	0,450	0,339	0,284	0,139	390,4	0,42
Bv	25-55	Lt2	sub	1,55	0,421	0,313	0,278	0,166	1079,3	1,12
II ICv1-Sw	55-85	Tu2	pol	1,49	0,456	0,434	0,409	0,302	190,0	0,70
II ICv2-Sd	85-100	Tu2	koh	1,68	0,348	0,336	0,310	0,234	4,8	0,30

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	25-55	0,3912	0,0651	1,93	1,2804	8,0	135,4	0,66	0,73
II ICv1-Sw	55-85	0,4633	0,0861	2,05	1,1556	2,6	73,6	0,90	0,82
II ICv2-Sd	85-100	0,3826	0,0915	4,01	1,1769	2,3	2,1	0,89	0,96

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	25-55	0,421	0,030	16,92	1,1153	8,0	135,4	0,66	0,73
II ICv1-Sw	55-85	0,456	0,065	1,18	1,0792	2,6	73,6	0,90	0,82
II ICv2-Sd	85-100	0,348	0,129	1,01	1,1361	2,3	2,1	0,89	0,96

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	25-55	0,326	0,046	0,71	1,1761	8,0	135,4	0,85	0,93
II ICv1-Sw	55-85	0,443	0,118	0,50	1,1186	2,6	73,6	0,92	0,84
II ICv2-Sd	85-100	0,349	0,105	1,15	1,1118	2,3	2,1	0,89	0,96

Tab. A1.14: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Grünland 1.

Standort: nig1	Bodenform: Pseudogley-Braunerde aus Schuttlehm (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über schuttführendem Ton (aus Carbonatgestein und Ton)		
Geologie: mu	R 2542975 / H 5529000	Reliefformtyp: H G, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 342 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver1	Humusform: -	Hangneigung: 11 %
Nutzung: Grünland	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 413	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 378	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 53,8

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat _g [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-10	Lt2	kru-sub	1,34	0,497	0,460	0,399	0,240	46,0	0,39
rAp	10-25	Lt2	sub	1,42	0,459	0,401	0,347	0,202	89,1	0,49
Bv	25-40	Lt2	pol	1,55	0,415	0,342	0,300	0,212	180,9	0,86
Sw	40-50	Lt2	pol	1,57	0,415	0,342	0,311	0,228	222,7	0,86
II ICv-Sw	50-65	Lt3	pol	1,50	0,435	0,409	0,382	0,218	133,2	0,66
II ICv-Sd1	65-80	Tu3	koh	1,67	0,408	0,405	0,388	0,232	4,9	0,58
II ICv-Sd2	80-100	Tu3	koh	1,79	0,321	0,319	0,307	0,247	5,6	0,58

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	10-25	0,442	0,072	0,99	1,3149	10,3	8,6	0,76	0,84
Bv	25-40	0,400	0,086	3,21	1,2286	7,2	25,1	0,72	0,77
Sw	40-50	0,399	0,093	3,49	1,2106	5,8	38,4	0,75	0,69
II ICv-Sw	50-65	0,443	0,073	0,50	1,3559	3,7	36,2	0,88	0,69
II ICv-Sd1	65-80	0,414	0,066	0,42	1,3008	0,8	6,2	0,95	0,99
II ICv-Sd2	80-100	0,352	0,092	4,77	1,1629	1,0	5,6	0,96	0,99

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	10-25	0,459	0,019	2,61	1,1357	10,3	8,6	0,76	0,84
Bv	25-40	0,415	0,047	12,44	1,0889	7,2	25,1	0,72	0,77
Sw	40-50	0,415	0,064	17,26	1,0754	5,8	38,4	0,75	0,69
II ICv-Sw	50-65	0,435	0,013	0,55	1,1552	3,7	36,2	0,88	0,69
II ICv-Sd1	65-80	0,408	0,105	0,14	1,2791	0,8	6,2	0,95	0,99
II ICv-Sd2	80-100	0,321	0,062	0,31	1,0682	1,0	5,6	0,96	0,99

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	10-25	0,420	0,103	0,71	1,2438	10,3	8,6	0,83	0,94
Bv	25-40	0,371	0,112	2,06	1,1582	7,2	25,1	0,81	0,90
Sw	40-50	0,358	0,104	1,20	1,1281	5,8	38,4	0,87	0,82
II ICv-Sw	50-65	0,415	0,097	0,23	1,2696	3,7	36,2	0,92	0,81
II ICv-Sd1	65-80	0,408	0,085	0,14	1,2506	0,8	6,2	0,95	0,99
II ICv-Sd2	80-100	0,323	0,092	0,39	1,0800	1,0	5,6	0,95	0,99

Tab. A1.15: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Grünland 2.

Standort: nig2	Bodenform: Hang-Pseudogley aus grusführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über Gruston (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mm	R 2540700 / H 5528360	Reliefformtyp: HX, G	Lage im Relief: Oberhang
Höhe: 357 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver1	Humusform: -	Hangneigung: 22,5 %
Nutzung: Winterweizen	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 419	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 378	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 36,3

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-5	Lt3	kru-sub	1,45	0,448	0,403	0,367	0,247	73,2	0,61
rAp	5-25	Lt3	sub	1,48	0,440	0,387	0,353	0,252	216,6	0,30
II elCv-Sw	25-40	Tu3	pol	1,55	0,415	0,340	0,315	0,212	137,7	0,48
II elCv-Sd	40-100	Tu2	koh	1,66	0,411	0,382	0,357	0,262	26,0	0,26

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	5-25	0,439	0,094	2,53	1,1981	6,1	35,7	0,80	0,82
II elCv-Sw	25-40	0,412	0,083	2,52	1,2188	6,8	20,1	0,76	0,72
II elCv-Sd	40-100	0,407	0,089	2,32	1,1557	1,3	20,6	0,87	0,93

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	5-25	0,440	0,058	5,26	1,0825	6,1	35,7	0,80	0,82
II elCv-Sw	25-40	0,415	0,047	10,35	1,0888	6,8	20,1	0,76	0,72
II elCv-Sd	40-100	0,411	0,063	2,01	1,0781	1,3	20,6	0,87	0,93

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	5-25	0,402	0,109	0,90	1,1357	6,1	35,7	0,88	0,89
II elCv-Sw	25-40	0,348	0,046	0,48	1,1301	6,8	20,1	0,90	0,85
II elCv-Sd	40-100	0,391	0,108	0,57	1,1257	1,3	20,6	0,91	0,98

Tab. A1.16: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Grünland 3.

Standort: nig3	Bodenform: (Norm-) Pseudogley aus grusführendem Lehm (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über Schuttton (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mu	R 2542000 / H 5528375	Reliefformtyp: HG, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 346 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver1	Humusform: -	Hangneigung: 7 %
Nutzung: Grünland	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 444	Feldkapazität [l m^{-3}]: 379	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: 30,5

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-5	Lt2	kru-sub	1,36	0,491	0,454	0,406	0,200	61,7	0,41
rAp	5-25	Lt2	sub	1,43	0,466	0,403	0,357	0,253	476,9	0,50
Sw	25-55	Lt2	pol	1,45	0,463	0,355	0,317	0,221	1130,3	1,15
II ICv-Sw	55-80	Tu3	pol	1,46	0,444	0,381	0,352	0,277	762,0	0,73
II ICv-Sd	80-100	Tu2	koh	1,68	0,379	0,368	0,348	0,320	9,4	0,38

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,471	0,081	0,28	1,5743	10,0	6,2	0,83	0,90
rAp	5-25	0,447	0,096	2,56	1,2073	10,5	45,2	0,77	0,83
Sw	25-55	0,429	0,092	2,99	1,2370	11,6	97,1	0,68	0,75
II ICv-Sw	55-80	0,443	0,123	4,53	1,1941	7,9	96,9	0,79	0,87
II ICv-Sd	80-100	0,386	0,168	6,88	1,2418	1,0	9,2	0,92	0,97

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,491	0,010	0,71	1,1903	10,0	6,2	0,83	0,90
rAp	5-25	0,466	0,052	6,68	1,0880	10,5	45,2	0,77	0,83
Sw	25-55	0,463	0,057	28,93	1,0873	11,6	97,1	0,68	0,75
II ICv-Sw	55-80	0,444	0,100	17,91	1,0593	7,9	96,9	0,79	0,87
II ICv-Sd	80-100	0,379	0,311	1,49	1,3735	1,0	9,2	0,92	0,97

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,463	0,122	0,30	1,3857	10,0	6,2	0,88	0,95
rAp	5-25	0,431	0,131	1,62	1,5550	10,5	45,2	0,83	0,90
Sw	25-55	0,375	0,099	1,26	1,1460	11,6	97,1	0,85	0,93
II ICv-Sw	55-80	0,398	0,152	1,48	1,1127	7,9	96,9	0,88	0,97
II ICv-Sd	80-100	0,404	0,301	9,77	1,2244	1,0	9,2	0,86	0,91

Tab. A1.17: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Wald 1.

Standort: niw1	Bodenform: (Norm-) Pseudogley aus schuttführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über schuttführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mu	R 2542825 / H 5529100	Reliefformtyp: HX, G	Lage im Relief: Oberhang
Höhe: 362 m NN	Vernässungsgrad: Vn3	Humusform: MUO	Hangneigung: 4,75 %
Nutzung: FL, Bu+Ei, B	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 406	Feldkapazität [l m^{-3}]: 346	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: 663

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-3	Ls2	kru	1,33	0,455	0,379	0,335	0,092	948,3	0,85
Sw1	3-20	Ls2	sub	1,53	0,424	0,357	0,309	0,117	94,7	0,76
Sw2	20-40	Ls2	sub	1,56	0,405	0,337	0,258	0,119	127,0	0,76
II Sd	40-100	Lt3	pol	1,61	0,399	0,344	0,313	0,200	7,0	0,25

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Sw1	3-20	0,385	0,049	0,35	1,5933	7,0	13,5	0,73	0,68
Sw2	20-40	0,368	0,044	1,08	1,3721	10,1	12,6	0,64	0,67
II Sd	40-50	0,396	0,071	1,66	1,2351	3,8	1,9	0,78	0,71

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Sw1	3-20	0,424	0,0043	1,46	1,2275	7,0	13,5	0,73	0,68
Sw2	20-40	0,405	0,0083	2,78	1,2028	10,1	12,6	0,64	0,67
II Sd	40-50	0,399	0,0326	3,94	1,1058	3,8	1,9	0,78	0,71

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Sw1	3-20	0,365	0,065	0,30	1,4568	7,0	13,5	0,85	0,78
Sw2	20-40	0,371	0,065	1,07	1,3403	10,1	12,6	0,70	0,73
II Sd	40-50	0,354	0,067	0,54	1,1676	3,8	1,9	0,88	0,80

Tab. A1.18: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Wald 2.

Standort: niw2	Bodenform: (Norm-) Pseudogley aus grusführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über schuttführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mm	R 2541300 / H 5528255	Reliefformtyp: HG, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 342 m NN	Vernässungsgrad: Vn4	Humusform: MOM	Hangneigung: 3,25 %
Nutzung: FL, Bu+Ei, B	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 422	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 352	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 182

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-3	Ut3	kru	1,25	0,537	0,465	0,430	0,114	264,7	0,41
Sw1	3-20	Ut3	sub	1,40	0,473	0,364	0,321	0,118	689,9	0,50
Sw2	20-45	Lu	sub	1,48	0,449	0,365	0,324	0,163	89,9	0,23
II elCv-Sd	45-100	Tu2	koh	1,61	0,388	0,333	0,323	0,265	3,6	0,15

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,492	0,090	0,11	2,4523	25,6	10,3	0,80	0,45
Sw1	3-20	0,419	0,052	0,36	1,6434	30,7	22,5	0,68	0,72
Sw2	20-45	0,424	0,065	0,69	1,3995	9,9	9,1	0,72	0,78
II elCv-Sd	45-100	0,403	0,123	5,30	1,1966	2,9	1,2	0,83	0,89

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,537	0,001	0,50	1,3454	25,6	10,3	0,80	0,45
Sw1	3-20	0,473	0,005	3,09	1,2073	30,7	22,5	0,68	0,72
Sw2	20-45	0,449	0,014	3,56	1,1544	9,9	9,1	0,72	0,78
II elCv-Sd	45-100	0,388	0,131	37,65	1,0431	2,9	1,2	0,83	0,89

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,467	0,087	0,15	1,8339	25,6	10,3	0,92	0,51
Sw1	3-20	0,371	0,058	0,26	1,4495	30,7	22,5	0,87	0,92
Sw2	20-45	0,375	0,071	0,37	1,2933	9,9	9,1	0,86	0,93
II elCv-Sd	45-100	0,336	0,106	0,30	1,08	2,9	1,2	0,96	0,99

Tab. A1.19: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Idenheim Wald 3.

Standort: niw3	Bodenform: (Norm-) Pseudogley aus grusführendem Schluff (aus Carbonatgesteinen und Lösslehm) über schuttführendem Ton (aus Carbonatgesteinen und Ton)		
Geologie: mm	R 2540875 / H 5527375	Reliefformtyp: HG, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 335 m NN	Vernässungsgrad: Vn4	Humusform: MOM	Hangneigung: 7 %
Nutzung: FL, Bu+Ei, B	maximale Wasserkapazität [$l\ m^{-3}$]: 448	Feldkapazität [$l\ m^{-3}$]: 361	Infiltrationsrate [$cm\ d^{-1}$]: 145

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g\ cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3\ cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm\ d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-3	Lu	kru	1,42	0,443	0,413	0,378	0,148	6,6	0,22
Sw1	3-20	Lu	sub	1,44	0,453	0,356	0,317	0,192	80,2	0,15
Sw2	20-45	Lt3	pol	1,50	0,436	0,360	0,329	0,253	55,5	0,10
II elCv-Sd	45-100	Tu2	koh	1,68	0,452	0,394	0,344	0,237	0,7	0,09

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,453	0,077	0,20	1,8006	9,5	0,7	0,85	0,54
Sw1	3-20	0,433	0,076	1,76	1,2736	13,7	5,9	0,70	0,54
Sw2	20-45	0,433	0,117	4,19	1,2060	6,4	8,7	0,75	0,56
II elCv-Sd	45-100	0,400	0,076	1,67	1,1815	1,4	0,5	0,76	0,59

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,443	0,002	0,38	1,2685	9,5	0,7	0,85	0,54
Sw1	3-20	0,453	0,028	9,57	1,1148	13,7	5,9	0,70	0,54
Sw2	20-45	0,436	0,085	26,57	1,0652	6,4	8,7	0,75	0,56
II elCv-Sd	45-100	0,452	0,046	5,19	1,0968	1,4	0,5	0,76	0,59

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-3	0,417	0,091	0,19	1,5191	9,5	0,7	0,91	0,97
Sw1	3-20	0,370	0,059	0,65	1,1797	13,7	5,9	0,86	0,94
Sw2	20-45	0,379	0,136	1,64	1,1212	6,4	8,7	0,87	0,93
II elCv-Sd	45-100	0,426	0,122	1,80	1,1647	1,4	0,5	0,81	0,91

Tab. A1.20: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Acker 1.

Standort: nga1	Bodenform: (Norm-)Braunerde aus kiesführendem Sand (aus Lösslehm und tertiärem Sand) über kiesführendem Sand (aus Kieselgestein und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553400 / H 5532200	Reliefformtyp: HX, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 325 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver4-5	Humusform: -	Hangneigung: 10,5%
Nutzung: Gerste	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 397	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 180	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 317

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm d^{-1}$]	amac [-]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap1	0-15	Su2	sub	1,54	0,418	0,222	0,172	0,056	359,3	0,06
Ap2	15-35	Su2	sub	1,54	0,422	0,223	0,171	0,056	378,3	0,06
Bv1	35-45	Su2	ein-sub	1,67	0,371	0,202	0,157	0,053	401,1	0,05
Bv2	45-60	Su2	ein-sub	1,64	0,380	0,173	0,132	0,045	452,5	0,05
II ICv1	60-80	mSfs	ein	1,49	0,438	0,101	0,051	0,015	900,8	0,16
II ICv2	80-100	St2	kit-ein	1,72	0,342	0,176	0,133	0,022	595,4	0,16

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-35	0,361	0,021	2,60	1,3535	46,7	8,1	0,41	0,53
Bv1	35-45	0,329	0,021	2,77	1,3537	29,8	13,4	0,42	0,54
Bv2	45-60	0,335	0,021	3,93	1,3787	50,2	9,0	0,35	0,46
II ICv1	60-80	0,385	0,024	6,16	1,8865	655,3	1,4	0,12	0,23
II ICv2	80-100	0,326	0,018	2,42	1,3763	63,5	9,4	0,39	0,51

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-35	0,422	0,004	21,08	1,2328	46,7	8,1	0,41	0,53
Bv1	35-45	0,371	0,004	19,76	1,2262	29,8	13,4	0,42	0,54
Bv2	45-60	0,380	0,004	44,36	1,2278	50,2	9,0	0,35	0,46
II ICv1	60-80	0,438	0,010	37,80	1,4831	655,3	1,4	0,12	0,23
II ICv2	80-100	0,342	0,001	12,13	1,2963	63,5	9,4	0,39	0,51

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-35	0,217	0,001	0,81	1,3046	46,7	8,1	0,79	0,99
Bv1	35-45	0,218	0,001	0,77	1,2974	29,8	13,4	0,72	0,93
Bv2	45-60	0,189	0,001	0,91	1,2920	50,2	9,0	0,70	0,91
II ICv1	60-80	0,236	0,009	9,22	1,4974	655,3	1,4	0,22	0,43
II ICv2	80-100	0,184	0,001	0,44	1,5078	63,5	9,4	0,72	0,96

Tab. A1.21: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Acker 2.

Standort: nga2	Bodenform: (Norm-) Braunerde aus kiesführendem Sand (aus Lösslehm und tertiärem Sand) über kiesführendem Sand (aus Kieselgestein und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553250 / H 5532625	Reliefformtyp: HX, X	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 308 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver4-5	Humusform: -	Hangneigung: 10,5%
Nutzung: Gerste	maximale Wasserkapazität [l m^{-3}]: 389	Feldkapazität [l m^{-3}]: 187	Infiltrationsrate [cm d^{-1}]: 674

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [g cm^{-3}]	Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$] bei ...				ksat [cm d^{-1}]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap1	0-15	Su2	sub	1,31	0,506	0,234	0,151	0,049	533,7	0,15
Ap2	15-30	Su2	sub	1,36	0,485	0,218	0,146	0,048	423,1	0,15
Bv	30-45	Su2	ein-sub	1,48	0,443	0,181	0,099	0,051	503,5	0,06
Bv + II ICv1	45-60	Su2	sub-ein	1,79	0,323	0,196	0,171	0,016	342,6	0,06
II ICv1	60-80	mSfs	ein	1,58	0,404	0,159	0,100	0,039	359,5	0,06
II ICv2	80-100	St2	ein	1,77	0,332	0,198	0,170	0,099	432,9	0,06

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap1	0-15	0,424	0,020	4,49	1,3472	191,5	2,8	0,30	0,462
Ap2	15-30	0,410	0,021	4,54	1,3582	152,9	2,8	0,30	0,449
Bv	30-45	0,378	0,030	5,89	1,6494	173,2	2,9	0,22	0,409
Bv + II ICv1	45-60	0,295	0,015	0,89	1,4665	11,4	30,0	0,53	0,607
II ICv1	60-80	0,367	0,025	5,65	1,5026	206,1	1,7	0,25	0,394
II ICv2	80-100	0,327	0,042	4,03	1,3449	28,4	15,3	0,51	0,596

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap1	0-15	0,506	0,001	23,41	1,2830	191,5	2,8	0,30	0,462
Ap2	15-30	0,485	0,003	29,63	1,2692	152,9	2,8	0,30	0,449
Bv	30-45	0,443	0,047	9,56	1,5883	173,2	2,9	0,22	0,409
Bv + II ICv1	45-60	0,323	0,001	5,39	1,2995	11,4	30,0	0,53	0,607
II ICv1	60-80	0,404	0,016	31,83	1,3304	206,1	1,7	0,25	0,394
II ICv2	80-100	0,332	0,017	86,14	1,1251	28,4	15,3	0,51	0,596

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Theta r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	alpha [l m^{-1}]	n [-]	ksat _m [cm d^{-1}]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap1	0-15	0,354	0,001	5,70	1,2929	191,5	2,8	0,43	0,66
Ap2	15-35	0,286	0,001	3,06	1,2912	152,9	2,8	0,51	0,76
Bv	35-45	0,387	0,047	7,09	1,5959	173,2	2,9	0,26	0,47
Bv + II ICv1	45-60	0,198	0,001	0,19	1,7511	11,4	30,0	0,86	0,99
II ICv1	60-80	0,284	0,018	9,18	1,3462	206,1	1,7	0,35	0,56
II ICv2	80-100	0,213	0,007	1,24	1,1462	28,4	15,3	0,80	0,93

Tab. A1.22: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Acker 3.

Standort: nga3	Bodenform: (Norm-) Kolluvisol aus schutführendem Hangsand (aus Lößlehm und tertiärem Sand) über tiefem schutführendem Sand (aus Lösslehm und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553400 / H 5532200	Reliefformtyp: HV, G	Lage im Relief: Unterhang
Höhe: 290 m NN	Verschlämmungsneigung: Ver4-5	Humusform: -	Hangneigung: 7 %
Nutzung: Gerste	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 435	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 187	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 259

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ap1	0-15	Su2	sub-ein	1,48	0,446	0,273	0,223	0,064	248,8	0,13
Ap2	15-30	Su2	sub-ein	1,46	0,449	0,255	0,212	0,067	74,4	0,13
M1	30-45	Su2	sub-ein	1,57	0,407	0,221	0,127	0,058	199,7	0,06
M2	45-90	Su2	sub-ein	1,51	0,430	0,190	0,126	0,049	370,6	0,08
II rBv	90-100	Su2	sub-ein	1,43	0,459	0,220	0,148	0,043	623,5	0,08

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-30	0,380	0,023	1,53	1,3734	45,4	1,6	0,47	0,57
M1	30-45	0,356	0,028	5,05	1,4410	80,1	2,5	0,31	0,54
M2	45-90	0,370	0,024	4,97	1,4162	101,3	3,7	0,29	0,44
II rBv	90-100	0,388	0,019	3,76	1,3555	104,0	6,0	0,32	0,48

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-30	0,449	0,005	16,35	1,2184	45,4	1,6	0,47	0,57
M1	30-45	0,407	0,047	6,21	1,5018	80,1	2,5	0,31	0,54
M2	45-90	0,430	0,009	35,32	1,2684	101,3	3,7	0,29	0,44
II rBv	90-100	0,459	0,001	19,93	1,2825	104,0	6,0	0,32	0,48

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ap2	15-30	0,265	0,001	0,42	1,3319	45,4	1,6	0,80	0,96
M1	30-45	0,396	0,047	5,75	1,5051	80,1	2,5	0,32	0,56
M2	45-90	0,305	0,012	8,11	1,2887	101,3	3,7	0,41	0,62
II rBv	90-100	0,266	0,001	1,76	1,3264	104,0	6,0	0,56	0,83

Tab. A1.23: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Grünland 1.

Standort: ngg1	Bodenform: (Norm-) Braunerde aus schutführendem Sand (aus Lößlehm und tertiärem Sand) über schutführendem Sand (aus Sandsteinen und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553325 / H 5533125	Reliefformtyp: HX, X	Lage im Relief: Oberhang
Höhe: 302 m NN	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: -	Hangneigung: 15 %
Nutzung: Mähweide	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 438	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 216	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 43

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-5	Su2	sub	1,29	0,515	0,388	0,327	0,103	266,4	0,16
rAp	5-25	Su2	sub	1,56	0,424	0,260	0,196	0,122	148,1	0,12
Bv	25-45	Su2	sub-ein	1,58	0,417	0,216	0,144	0,049	354,3	0,16
II ICv	45-100	mSfs-St2	ein	1,48	0,444	0,184	0,113	0,039	507,1	0,14

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,426	0,037	0,40	1,5856	42,2	6,3	0,63	0,75
rAp	5-25	0,372	0,048	4,38	1,3688	43,8	3,4	0,46	0,61
Bv	25-45	0,351	0,021	3,63	1,3669	55,3	6,4	0,35	0,52
II ICv	45-100	0,396	0,024	5,49	1,4306	246,5	2,1	0,25	0,41

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,515	0,005	3,07	1,2374	42,2	6,3	0,63	0,75
rAp	5-25	0,424	0,087	14,87	1,2919	43,8	3,4	0,46	0,61
Bv	25-45	0,417	0,002	17,53	1,2680	55,3	6,4	0,35	0,52
II ICv	45-100	0,444	0,011	25,16	1,3285	246,5	2,1	0,25	0,41

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,399	0,037	0,33	1,4310	42,2	6,3	0,82	0,97
rAp	5-25	0,361	0,091	6,29	1,3131	43,8	3,4	0,54	0,72
Bv	25-45	0,300	0,002	4,16	1,2813	55,3	6,4	0,48	0,72
II ICv	45-100	0,329	0,013	8,75	1,3441	246,5	2,1	0,34	0,56

Fig. A1.22: Retentions- und Wasserleitfähigkeitskurven der Parametrisierungsvarianten var1, var2 und var3 für den Standort ngg1.

Tab. A1.24: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Grünland 2.

Standort: ngg2	Bodenform: (Norm-) Braunerde aus schutführendem Sand (aus Lößlehm und tertiärem Sand) über schutführendem Sand (aus Sandsteinen und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553250 / H 5532175	Reliefformtyp: HG, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 330 m NN	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: -	Hangneigung: 22,5 %
Nutzung: Wiese	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 458	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 182	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 152

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-5	Su2	sub	1,40	0,450	0,293	0,214	0,095	279,6	0,17
rAp	5-25	Su2	sub	1,45	0,451	0,227	0,157	0,061	620,6	0,16
Bv	25-45	Su2	sub-ein	1,40	0,471	0,179	0,121	0,056	1015,0	0,36
II ICv	45-100	mSfs	ein	1,44	0,454	0,133	0,078	0,017	1015,7	0,43

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,407	0,030	2,67	1,3297	72,7	3,8	0,48	0,65
rAp	5-25	0,388	0,024	4,03	1,361	92,3	6,7	0,35	0,50
Bv	25-45	0,402	0,027	5,89	1,4867	180,0	5,6	0,26	0,38
II ICv	45-100	0,402	0,019	6,52	1,528	460,1	2,2	0,17	0,29

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,450	0,005	11,54	1,2076	72,7	3,8	0,48	0,65
rAp	5-25	0,451	0,002	27,13	1,2388	92,3	6,7	0,35	0,50
Bv	25-45	0,471	0,027	58,12	1,2952	180,0	5,6	0,26	0,38
II ICv	45-100	0,454	0,001	50,04	1,3532	460,1	2,2	0,17	0,29

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-5	0,367	0,022	3,09	1,2501	72,7	3,8	0,58	0,80
rAp	5-25	0,329	0,002	6,24	1,2461	92,3	6,7	0,48	0,69
Bv	25-45	0,307	0,029	10,80	1,3099	180,0	5,6	0,39	0,58
II ICv	45-100	0,179	0,001	2,42	1,3988	460,1	2,2	0,44	0,75

Tab. A1.25: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Grünland 3.

Standort: ngg3	Bodenform: (Norm-) Braunerde aus schutführendem Sand (aus Lößlehm und tertiärem Sand) über schutführendem Sand (aus Sandsteinen und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553250 / H 5532175	Reliefformtyp: HX, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 282 m NN	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: -	Hangneigung: 22,5 %
Nutzung: Wiese	maximale Wasserkapazität [$l m^{-3}$]: 428	Feldkapazität [$l m^{-3}$]: 252	Infiltrationsrate [$cm d^{-1}$]: 521

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3 cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Ah	0-10	Su2	sub	1,48	0,430	0,284	0,202	0,091	334,4	0,31
rAp	10-35	Su2	sub	1,48	0,442	0,252	0,169	0,072	344,4	0,24
Bv	35-80	Su2	sub-ein	1,52	0,425	0,239	0,168	0,067	375,0	0,30
II ICv	80-100	mSfs	ein	1,58	0,419	0,264	0,169	0,016	561,8	0,10

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-10	0,385	0,030	2,79	1,3346	52,4	6,4	0,47	0,66
rAp	10-35	0,382	0,027	3,73	1,3546	71,6	4,8	0,38	0,57
Bv	35-80	0,370	0,025	3,36	1,3521	57,3	6,5	0,40	0,56
II ICv	80-100	0,351	0,015	1,36	1,4101	47,3	11,9	0,40	0,63

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-10	0,430	0,022	9,01	1,2395	52,4	6,4	0,47	0,66
rAp	10-35	0,442	0,026	12,18	1,2908	71,6	4,8	0,38	0,57
Bv	35-80	0,425	0,004	18,02	1,2317	57,3	6,5	0,40	0,56
II ICv	80-100	0,419	0,001	4,00	1,3928	47,3	11,9	0,40	0,63

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3 cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3 cm^{-3}$]	alpha [$l m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Ah	0-10	0,368	0,036	3,47	1,2833	52,4	6,4	0,55	0,77
rAp	10-35	0,368	0,032	5,24	1,3169	71,6	4,8	0,46	0,68
Bv	35-80	0,322	0,005	4,41	1,2483	57,3	6,5	0,52	0,74
II ICv	80-100	0,283	0,001	0,58	1,6422	47,3	11,9	0,60	0,93

Tab. A1.26: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Wald 1.

Standort: ngw1	Bodenform: schwach podsolige Braunerde aus flachem schuttführendem Sand (aus Sandsteinen, Lösslehm und tertiärem Sand) über schuttführendem Sand (aus Sandsteinen und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553050 / H 5532760	Reliefformtyp: HG, G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 328 m NN	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: MOR	Hangneigung: 31,5%
Nutzung: Mischwald	maximale Wasserkapazität [$l\ m^{-3}$]: 408	Feldkapazität [$l\ m^{-3}$]: 176	Infiltrationsrate [$cm\ d^{-1}$]: 578

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g\ cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3\ cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm\ d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Aeh	0-5	Su2	sub	1,33	0,464	0,187	0,132	0,068	474,7	0,04
Bv	5-20	Su2	sub	1,35	0,478	0,167	0,105	0,050	742,7	0,02
II ICv1	20-40	mSfs	ein	1,39	0,477	0,129	0,074	0,019	1986,7	0,00
II ICv2	40-50	mSfs-St2	koh-ein	1,64	0,383	0,199	0,139	0,046	462,5	0,00
II ICv3	50-80	St3	ein-koh	1,79	0,336	0,238	0,197	0,139	87,8	0,00
II ICv4	80-100	mSfs	ein	1,48	0,395	0,122	0,071	0,021	800,7	0,00

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	5-20	0,415	0,028	6,33	1,5861	253,7	2,9	0,22	0,35
II ICv1	20-40	0,417	0,020	6,82	1,5886	579,4	3,4	0,16	0,27
II ICv2	40-50	0,351	0,023	3,58	1,3696	76,9	6,0	0,36	0,52
II ICv3	50-80	0,330	0,061	4,43	1,3260	21,8	4,0	0,59	0,71
II ICv4	80-100	0,391	0,022	6,41	1,6370	478,2	1,7	0,18	0,31

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	5-20	0,478	0,036	32,66	1,3992	253,7	2,9	0,22	0,35
II ICv1	20-40	0,477	0,001	66,70	1,3493	579,4	3,4	0,16	0,27
II ICv2	40-50	0,383	0,002	17,12	1,2647	76,9	6,0	0,36	0,52
II ICv3	50-80	0,336	0,097	17,02	1,2151	21,8	4,0	0,59	0,71
II ICv4	80-100	0,395	0,005	45,75	1,3559	478,2	1,7	0,18	0,31

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Bv	5-20	0,326	0,037	10,44	1,4114	253,7	2,9	0,32	0,51
II ICv1	20-40	0,330	0,001	22,60	1,3513	579,4	3,4	0,22	0,39
II ICv2	40-50	0,241	0,001	1,97	1,2908	76,9	6,0	0,58	0,83
II ICv3	50-80	0,295	0,103	5,84	1,2414	21,8	4,0	0,67	0,81
II ICv4	80-100	0,248	0,006	10,91	1,3690	478,2	1,7	0,29	0,49

Tab. A1.27: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Wald 2.

Standort: ngw2	Bodenform: schwach podsolige Braunerde aus schuttführendem Sand (aus Lösslehm und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553900 / H 5532175	Reliefformtyp: HX, G	Lage im Relief: Unterhang
Höhe: 295 m NN	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: MOR	Hangneigung: 15 %
Nutzung: Mischwald	maximale Wasserkapazität [$l\ m^{-3}$]: 490	Feldkapazität [$l\ m^{-3}$]: 218	Infiltrationsrate [$cm\ d^{-1}$]: 1181

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g\ cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3\ cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm\ d^{-1}$]	amac [%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Aeh	0-5	Su2	sub	1,18	0,516	0,219	0,168	0,090	425,5	0,02
rAp	5-25	Su2	sub	1,28	0,517	0,223	0,127	0,064	650,2	0,01
Bv1	25-60	Su2	sub-ein	1,37	0,484	0,225	0,136	0,063	310,8	0,00
Bv2	60-100	Su2	sub-ein	1,40	0,477	0,209	0,124	0,059	480,2	0,00

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	5-25	0,438	0,030	6,44	1,5073	283,3	2,3	0,25	0,25
Bv1	25-60	0,412	0,028	5,69	1,4355	177,1	1,8	0,28	0,28
Bv2	60-100	0,403	0,028	5,86	1,4854	176,1	2,7	0,26	0,26

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	5-25	0,517	0,056	9,89	1,5421	283,3	2,3	0,25	0,25
Bv1	25-60	0,484	0,048	11,63	1,4424	177,1	1,8	0,28	0,28
Bv2	60-100	0,477	0,048	12,11	1,4717	176,1	2,7	0,26	0,26

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
rAp	5-25	0,470	0,057	7,86	1,5479	283,3	2,3	0,27	0,47
Bv1	25-60	0,420	0,049	7,67	1,4523	177,1	1,8	0,32	0,54
Bv2	60-100	0,407	0,048	7,84	1,4816	176,1	2,7	0,30	0,51

Tab. A1.28: Bodendaten und Modellparameter der Niederschlagssimulation Greverath Wald 3.

Standort: ngw3	Bodenform: schwach podsolige Braunerde aus schuttführendem Sand (aus Lösslehm und tertiärem Sand) über Schuttsand (aus Sandsteinen und tertiärem Sand)		
Geologie: teol	R 2553275 / H 5532425	Reliefformtyp: H,X,G	Lage im Relief: Mittelhang
Höhe: 310 m NN	Verschlämmungsneigung: -	Humusform: MOA	Hangneigung: 15 %
Nutzung: Laubwald	maximale Wasserkapazität [$l\ m^{-3}$]: 447	Feldkapazität [$l\ m^{-3}$]: 229	Infiltrationsrate [$cm\ d^{-1}$]: 436

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Gefüge	TRD [$g\ cm^{-3}$]	Wassergehalt [$cm^3\ cm^{-3}$] bei ...				ksat [$cm\ d^{-1}$]	amac [-%]
					pF 0	pF 1,8	pF 2,5	pF 4,2		
Aeh	0-3	Sl2	sub	1,33	0,469	0,276	0,214	0,099	689,9	0,02
Bv1	3-30	Sl2	sub-ein	1,36	0,487	0,217	0,151	0,072	1287,0	0,01
Bv2	30-60	Sl2	sub-ein	1,39	0,477	0,207	0,135	0,074	638,8	0,00
II ICv	60-100	St2	koh-ein	1,60	0,395	0,249	0,182	0,105	115,9	0,00

var1

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Aeh	0-3	0,437	0,034	3,24	1,3208	113,8	6,1	0,46	0,588
Bv1	3-30	0,428	0,032	5,46	1,3991	202,9	6,3	0,31	0,446
Bv2	30-60	0,420	0,037	5,96	1,5024	225,5	2,8	0,28	0,434
II ICv	60-100	0,366	0,043	4,21	1,3632	41,6	2,8	0,46	0,630

var2

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Aeh	0-3	0,469	0,010	25,63	1,1847	113,8	6,1	0,46	0,588
Bv1	3-30	0,487	0,033	40,80	1,2745	202,9	6,3	0,31	0,446
Bv2	30-60	0,477	0,060	18,16	1,4227	225,5	2,8	0,28	0,434
II ICv	60-100	0,395	0,070	10,89	1,2996	41,6	2,8	0,46	0,630

var3

Horizont	Tiefe [cm]	Theta s [$cm^3\ cm^{-3}$]	Theta r [$cm^3\ cm^{-3}$]	alpha [$l\ m^{-1}$]	n [-]	ksat _m [$cm\ d^{-1}$]	fmac [-]	S ₀ [-]	S _A [-]
Aeh	0-3	0,322	0,003	2,23	1,2030	113,8	6,1	0,66	0,86
Bv1	3-30	0,348	0,035	9,42	1,2914	202,9	6,3	0,43	0,62
Bv2	30-60	0,377	0,061	8,76	1,4349	225,5	2,8	0,36	0,55
II ICv	60-100	0,348	0,074	5,62	1,3203	41,6	2,8	0,52	0,72

A2 Simulationsergebnisse der Beregnungsstandorte

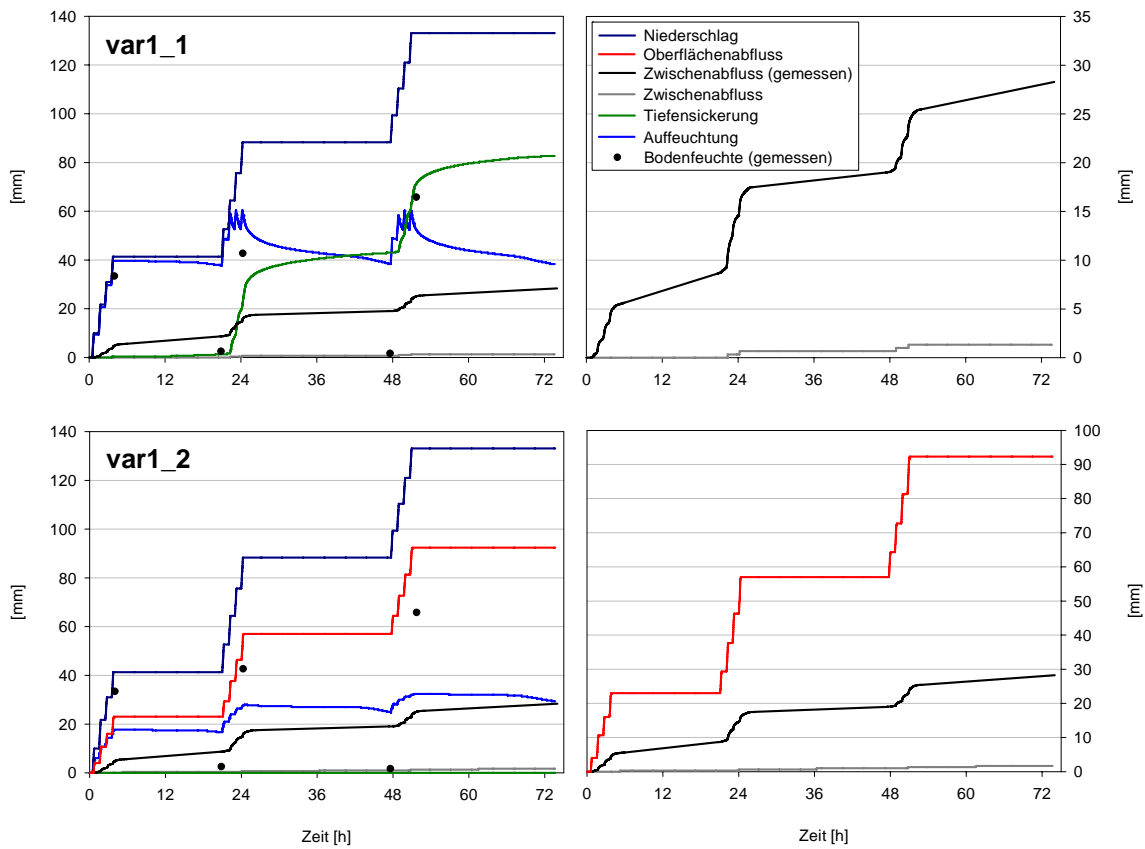


Fig. A2.1: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nia2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 und var1_2.

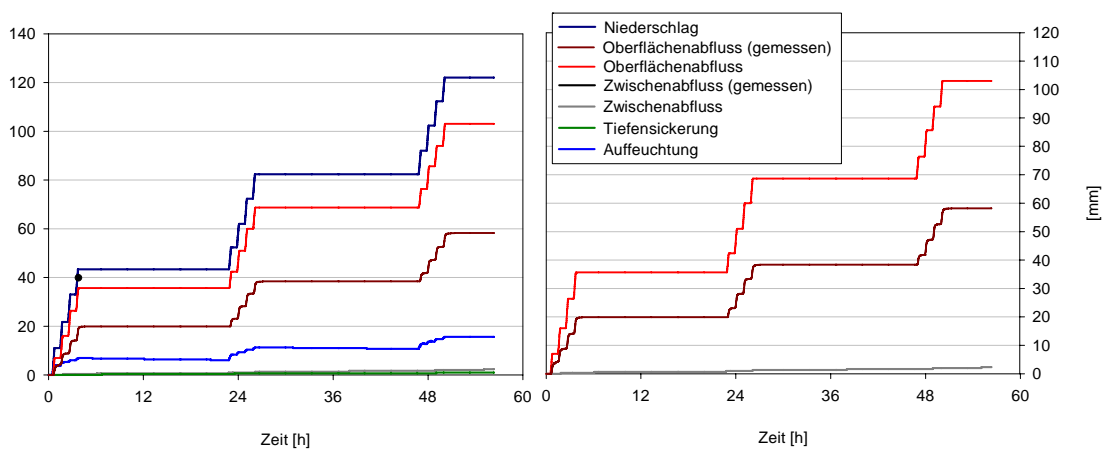


Fig. A2.2: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nigr3 mit der Parametrisierungsvariante var1_2.

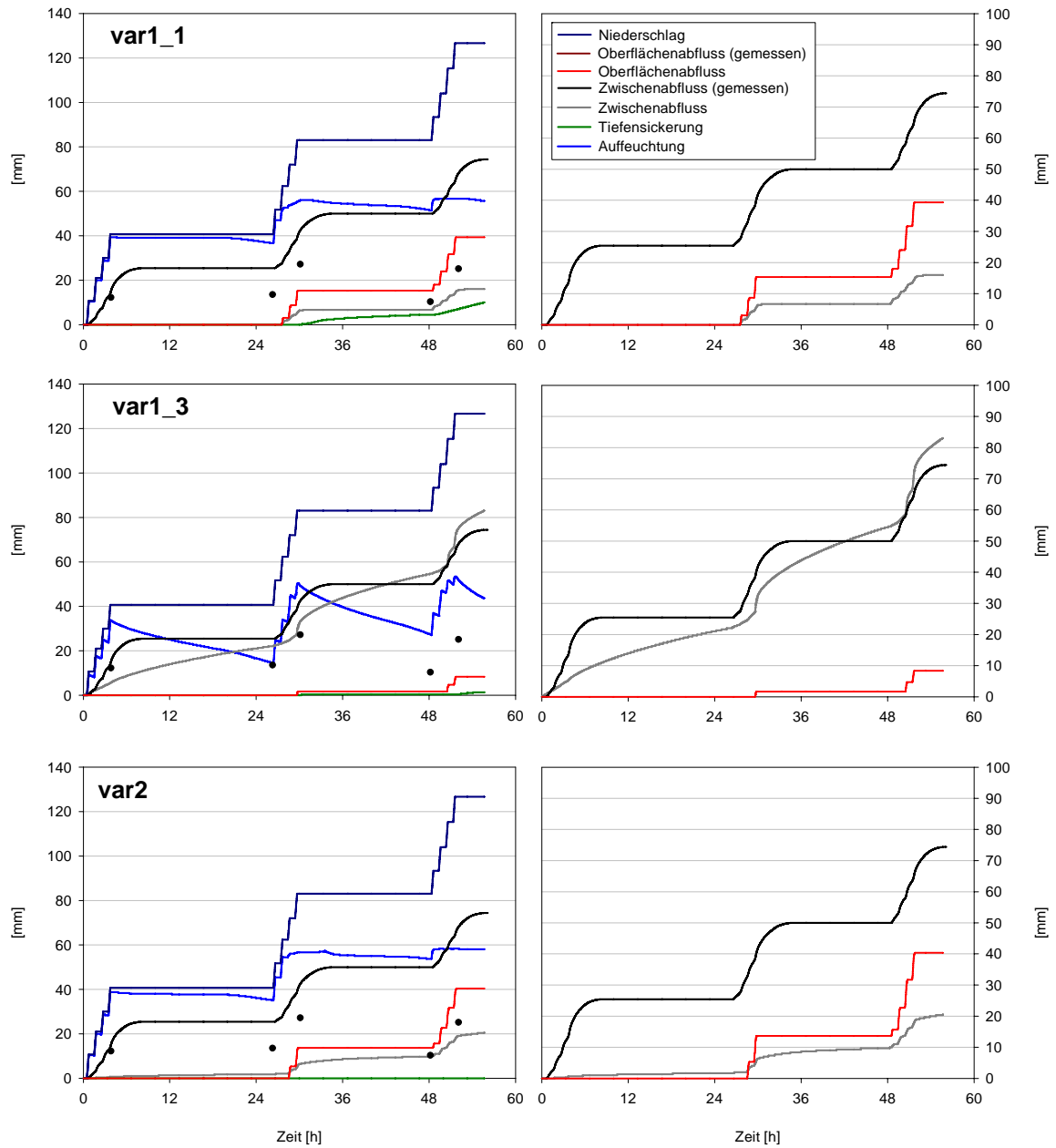


Fig. A2.3: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch niw2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 var1_3 und var2.

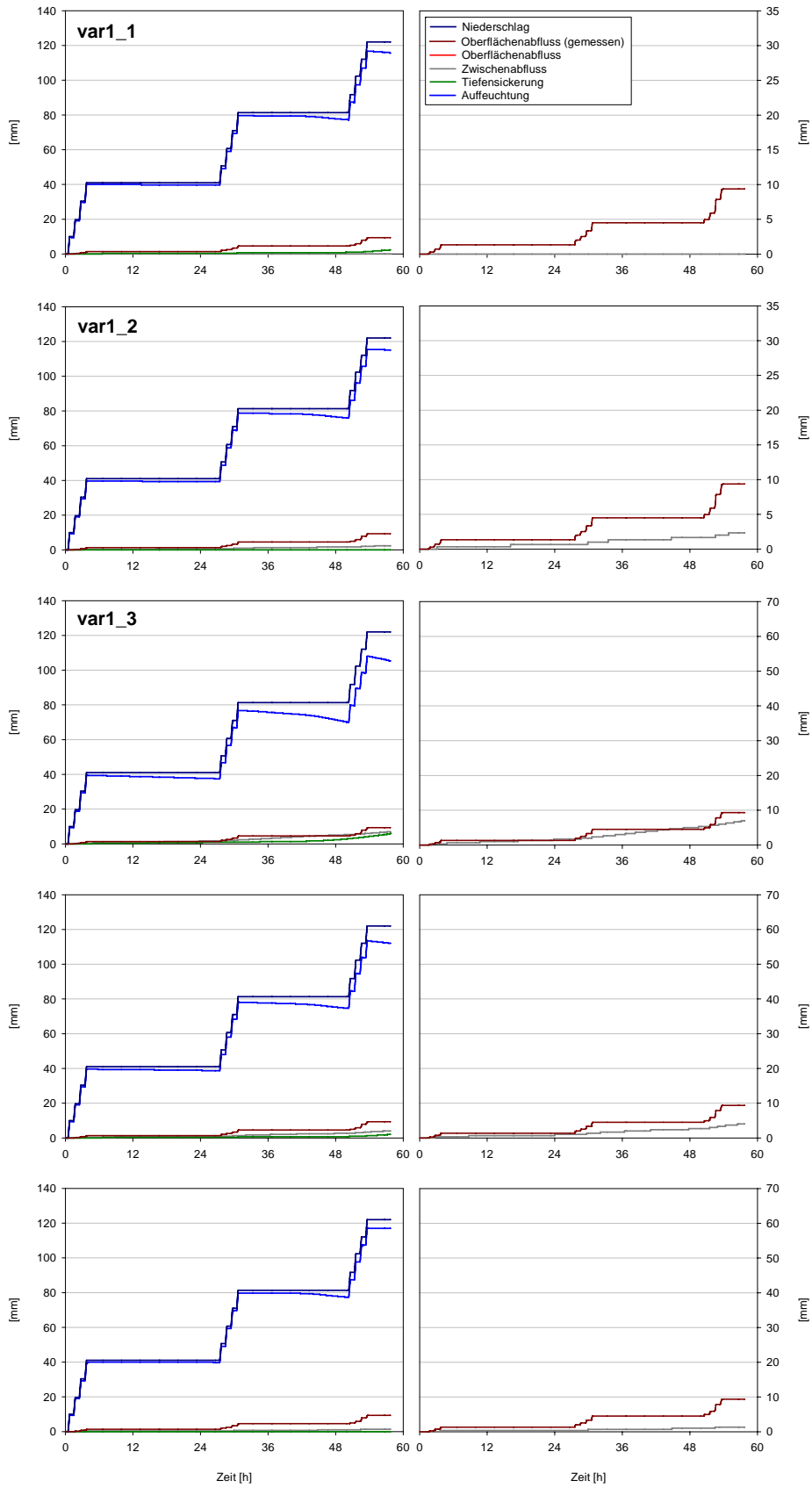


Fig. A2.4: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 var1_2, var1_3 und var1 und var2.

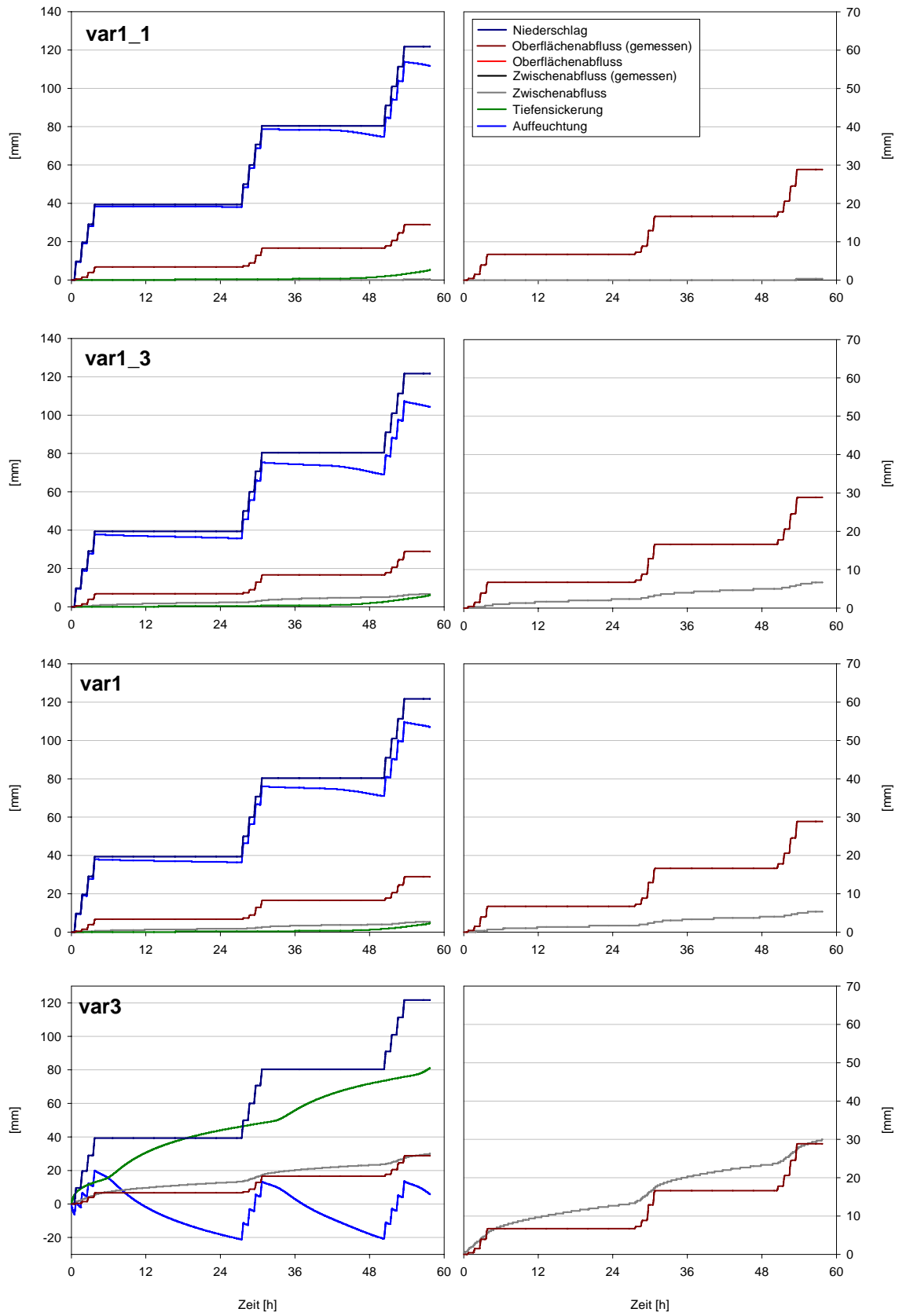


Fig. A2.5: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch nga3 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 var1_, var1_3 und var1 und var3.

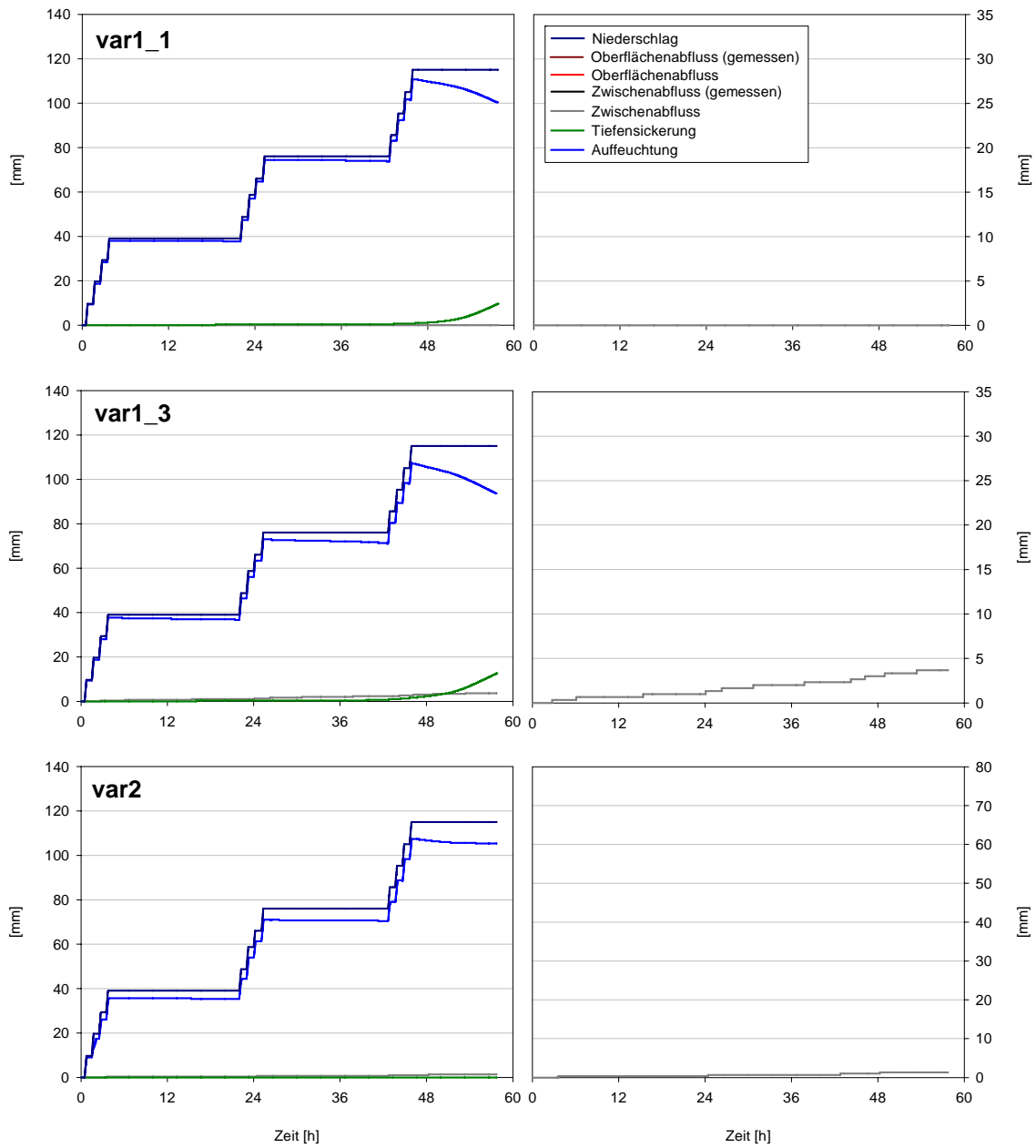


Fig. A2.6: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_3 und var2.

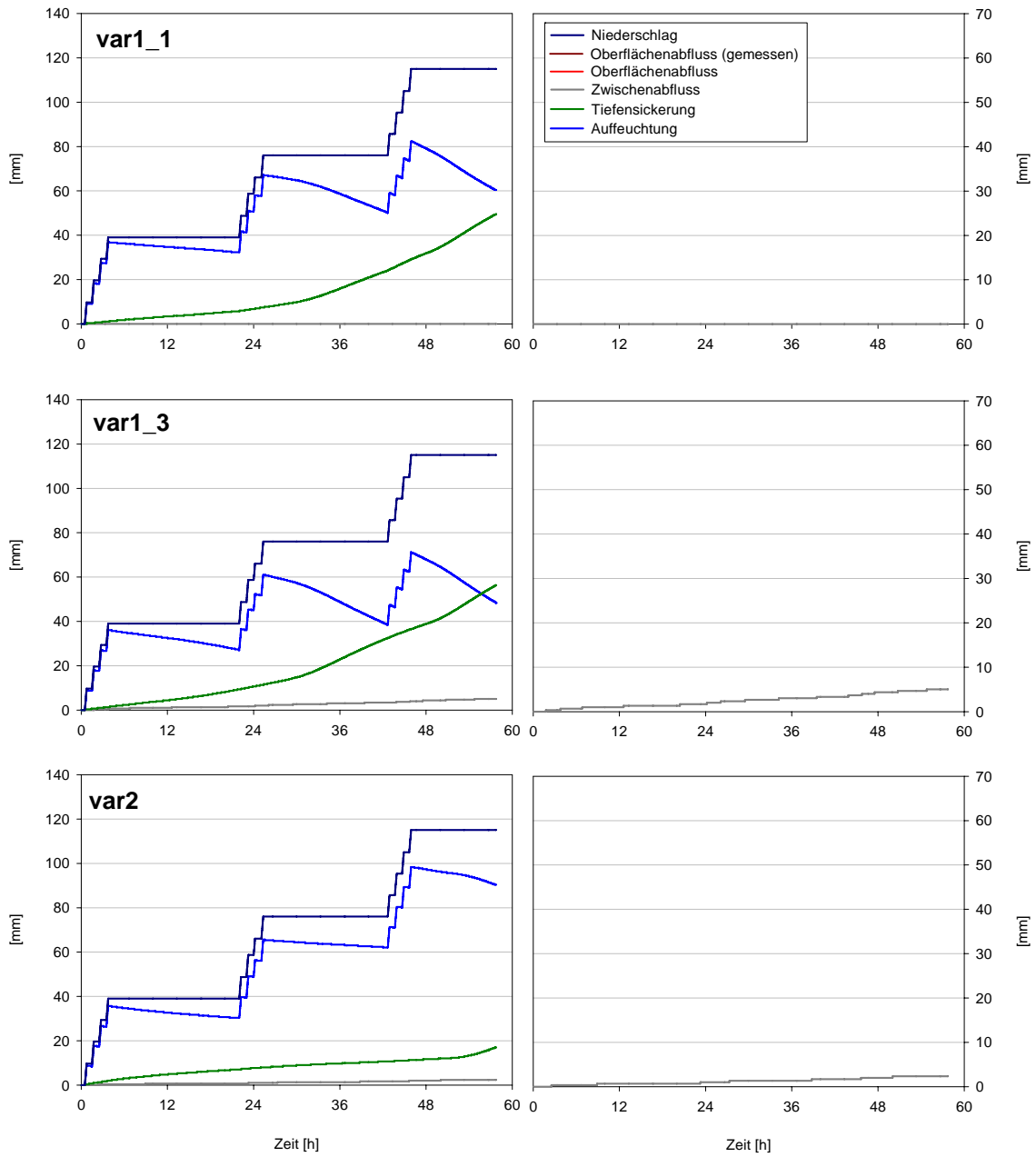


Fig. A2.8: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngg3 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_3 und var2.

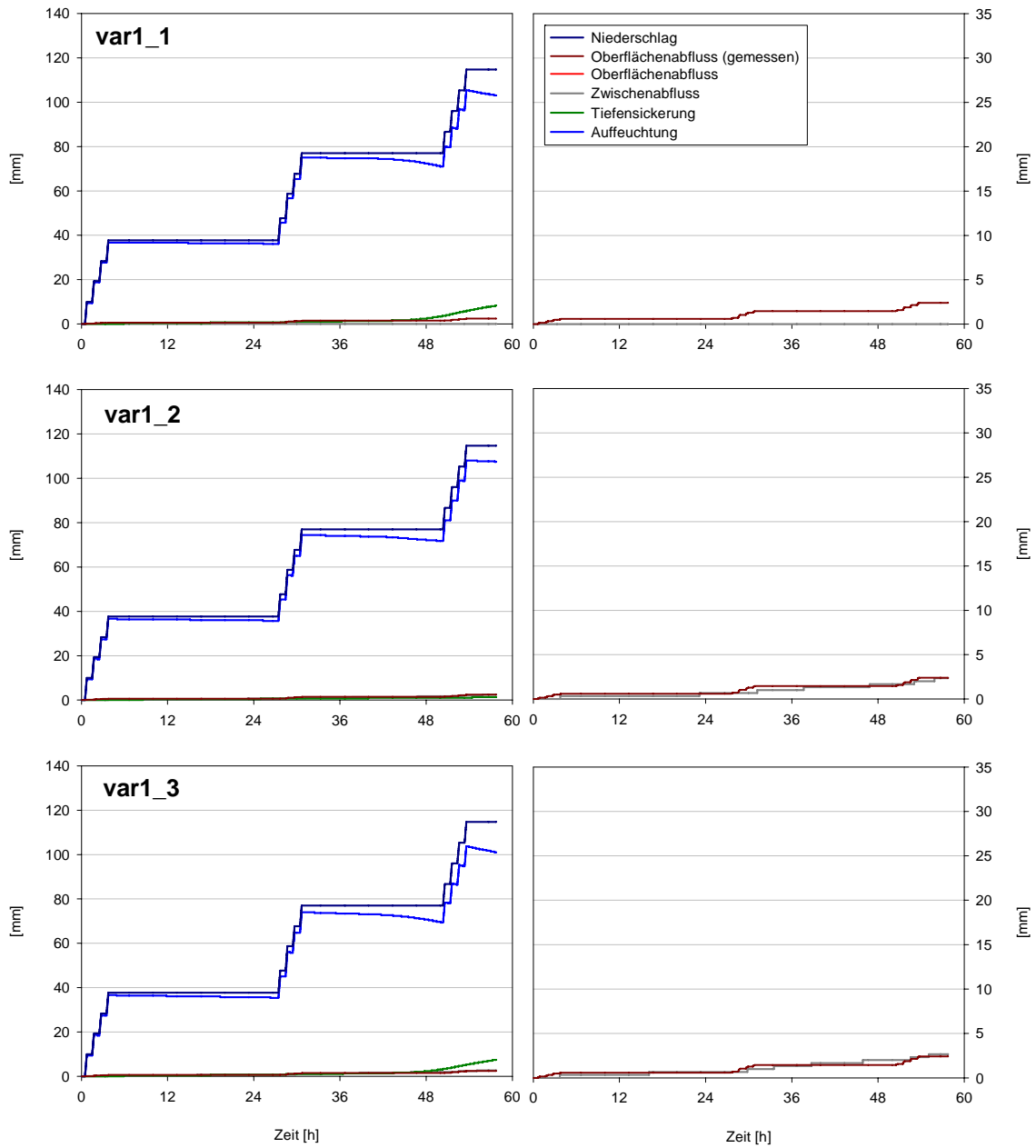


Fig. A2.9: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw1 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 var1_2 und var1_2.

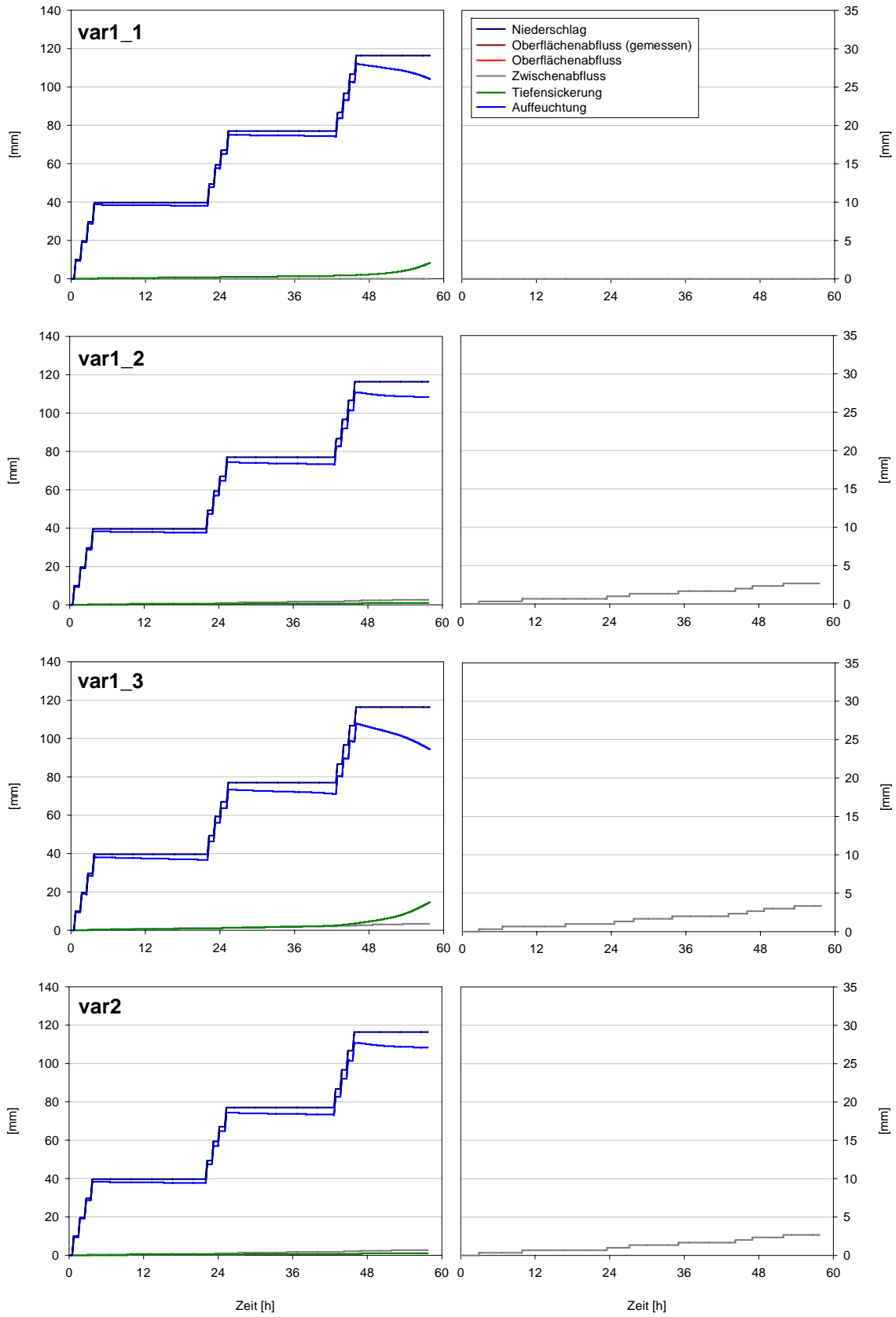


Fig. A2.10: Simulationsergebnisse für den Berechnungsversuch ngw2 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1, var1_2, var1_3 und var2.

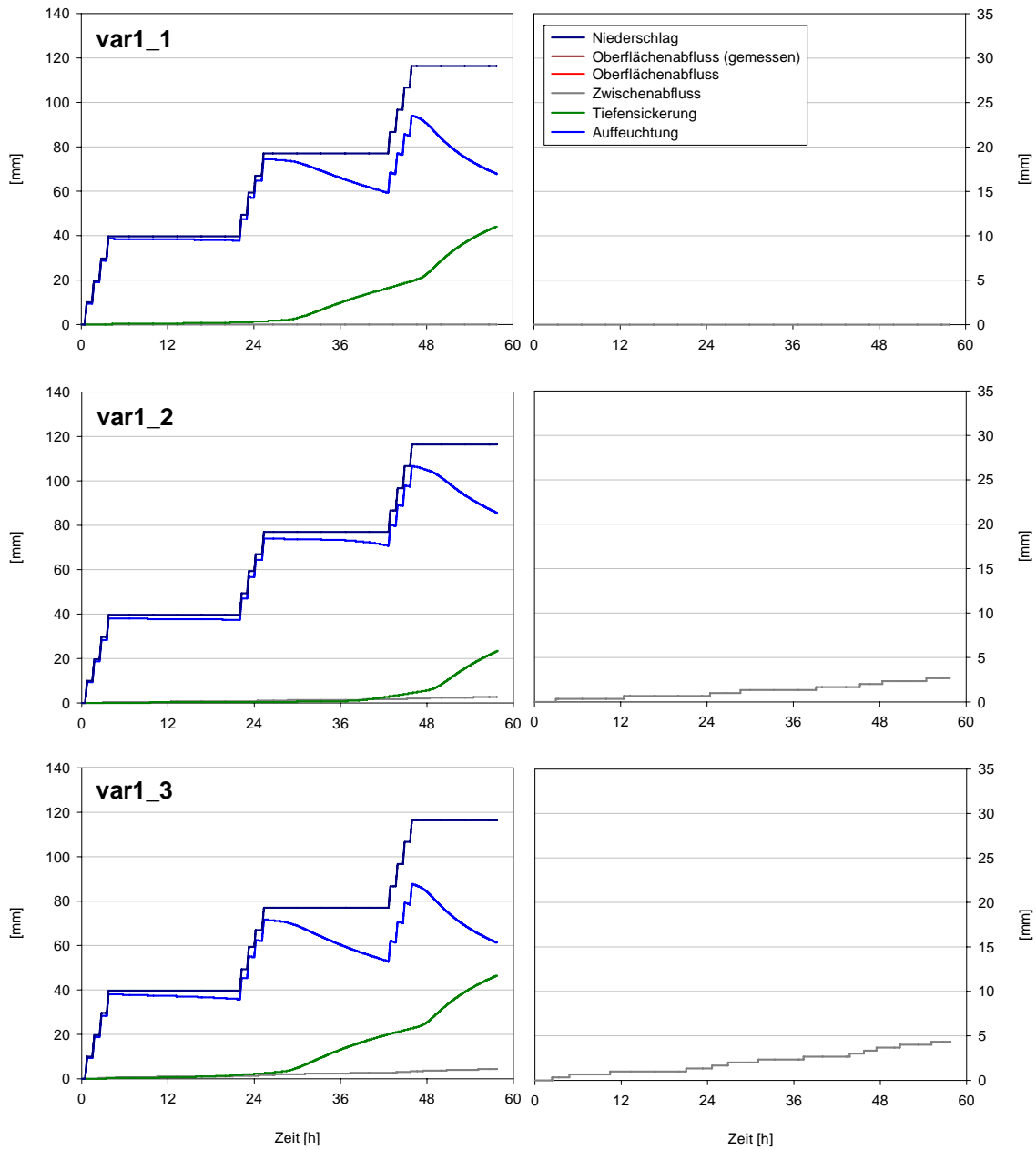


Fig. A2.11: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw3 mit den Parametrisierungsvarianten var1_1 var1_2, und var1_3.

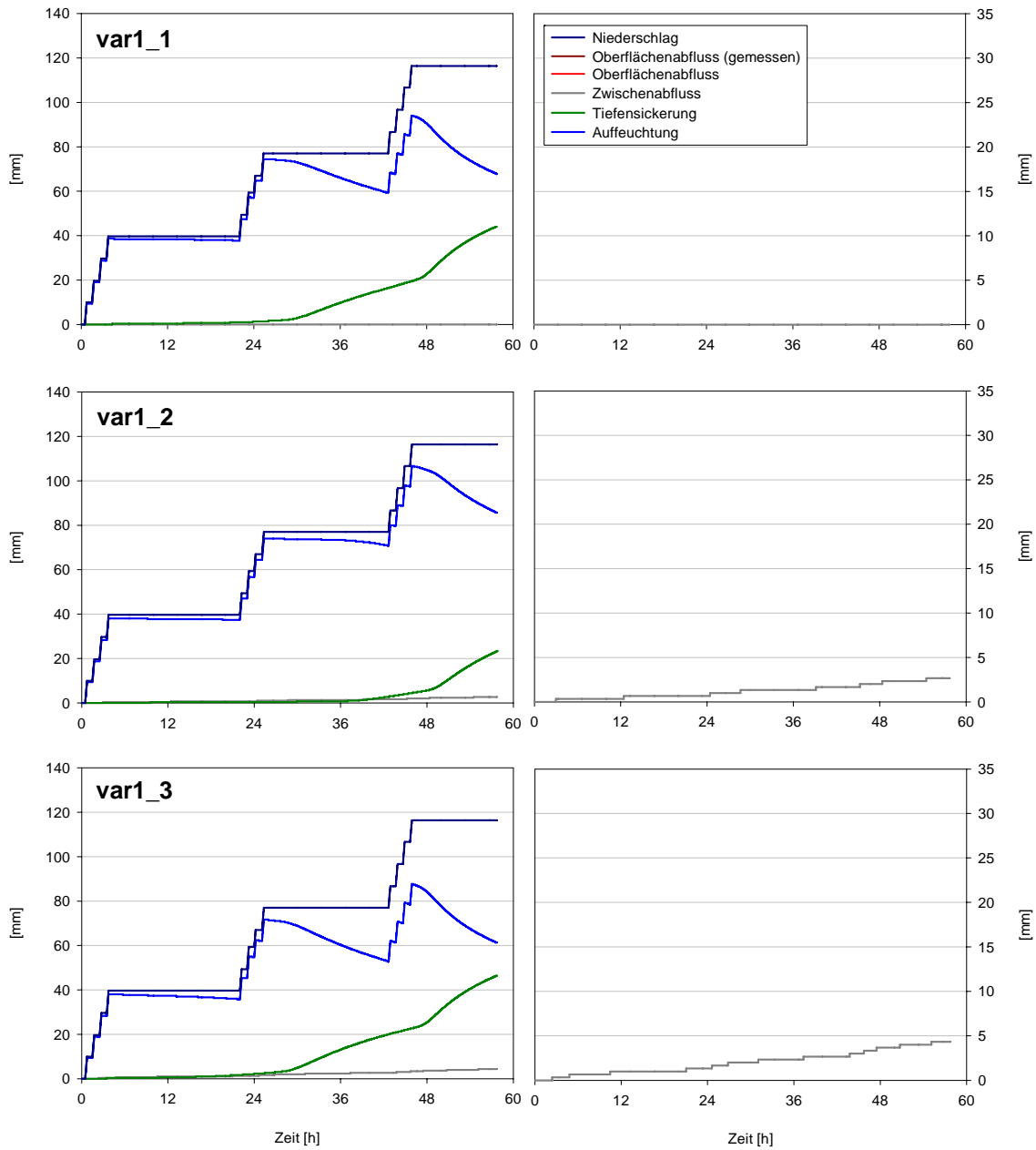


Fig. A2.12: Simulationsergebnisse für den Beregnungsversuch ngw3 mit den Parametrisierungsvarianten var1 var2, und var3.

A3 Prozessbeurteilungsschemata nach Scherrer

Prozess-Beurteilungsschema:
Acker
 Intensive kurze Niederschläge
 Hangneigung: $20\% < J > 3\%$

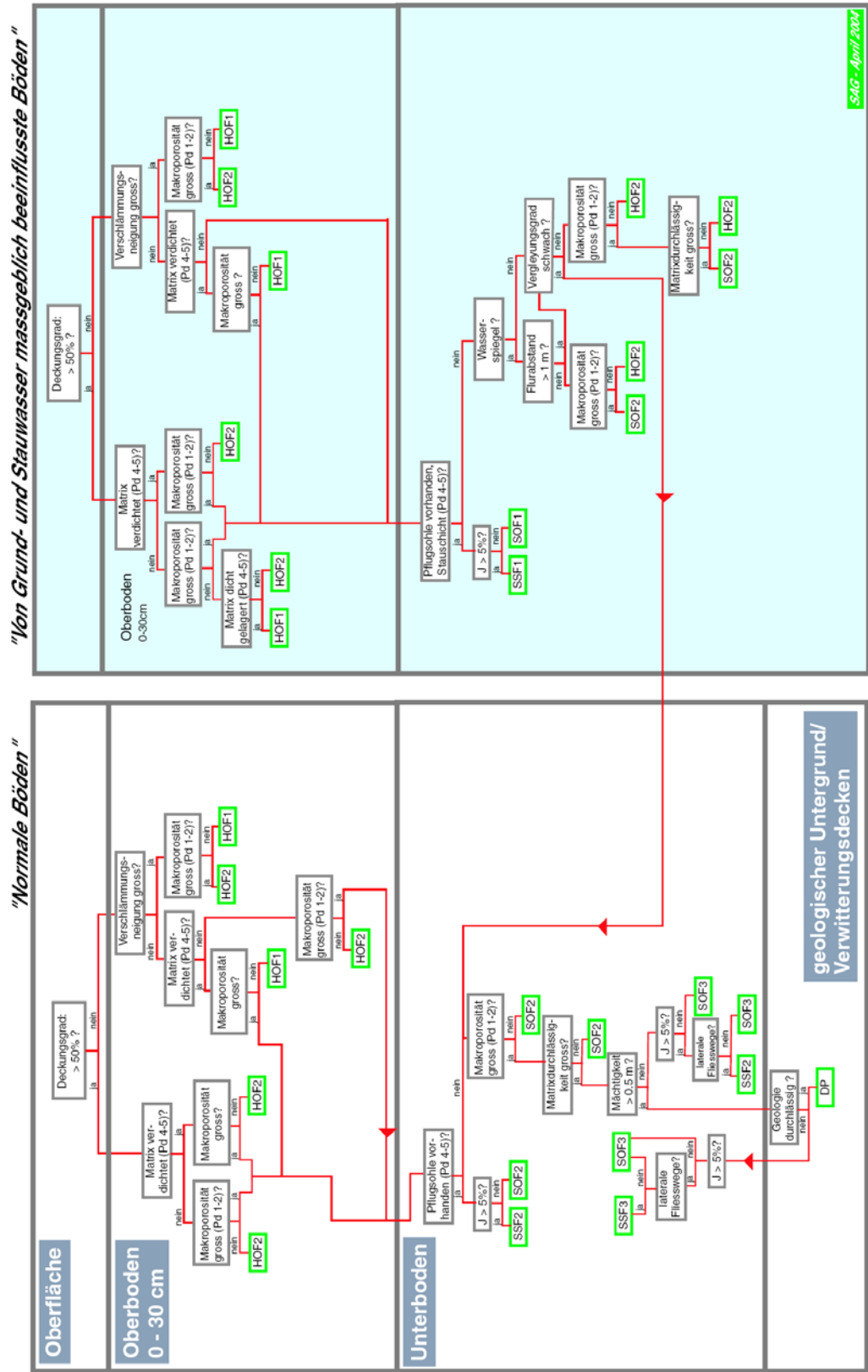


Fig. A3.1: Prozessbeurteilungsschema für Ackerstandorte, für intensive, kurze Niederschläge, für „normale“ Böden und von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden (SCHERRER 2004).

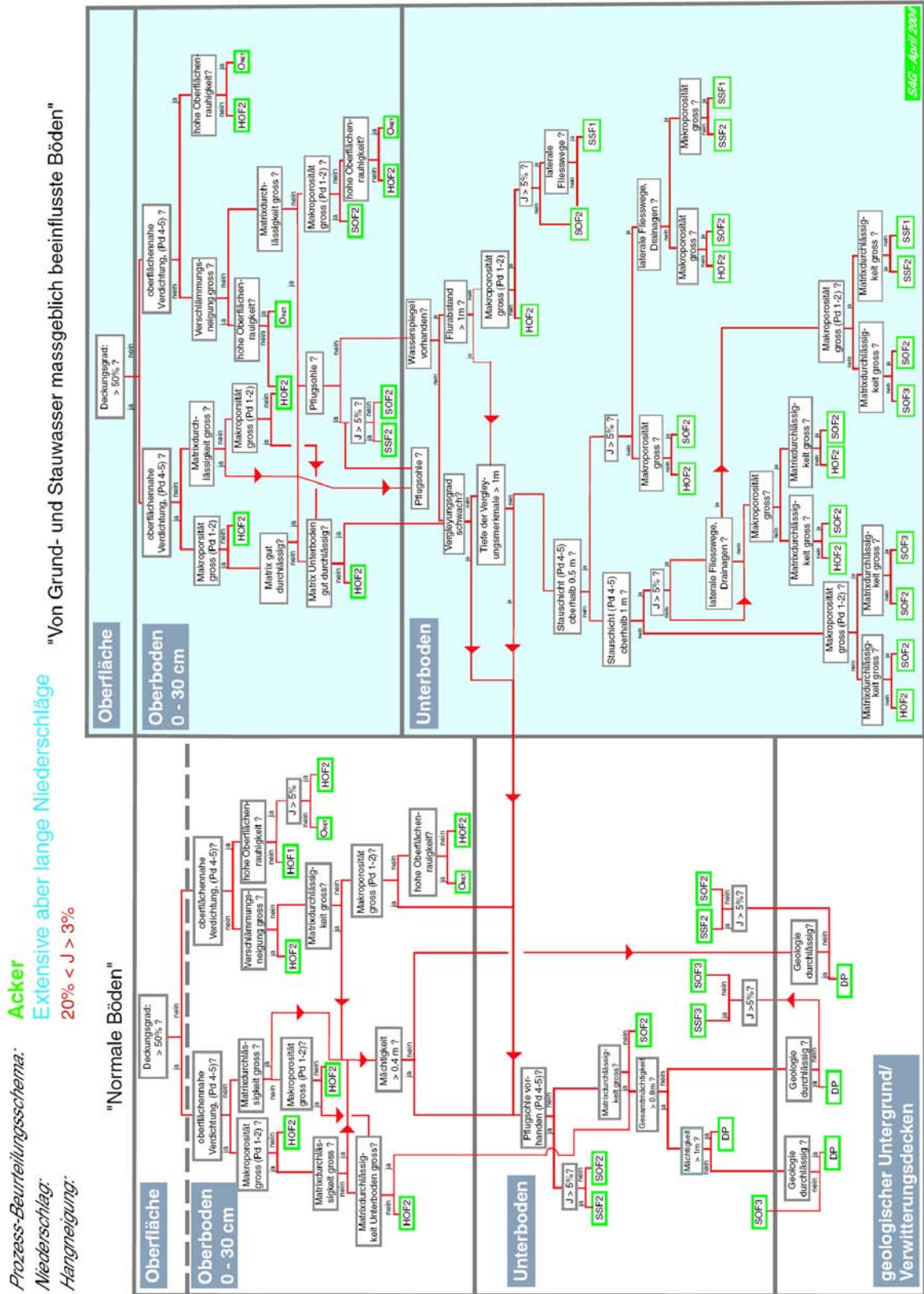


Fig. A3.2: Prozessbeurteilungsschema für Ackerstandorte, für extensive, lange Niederschläge, für „normale“ Böden und von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden (SCHERRER 2004).

Prozess-Beurteilungsschema: **Grünland (Wiese und Weide)**
 Niederschlag: **Intensive, kurze Niederschläge**
 Hangneigung: **J > 3%**

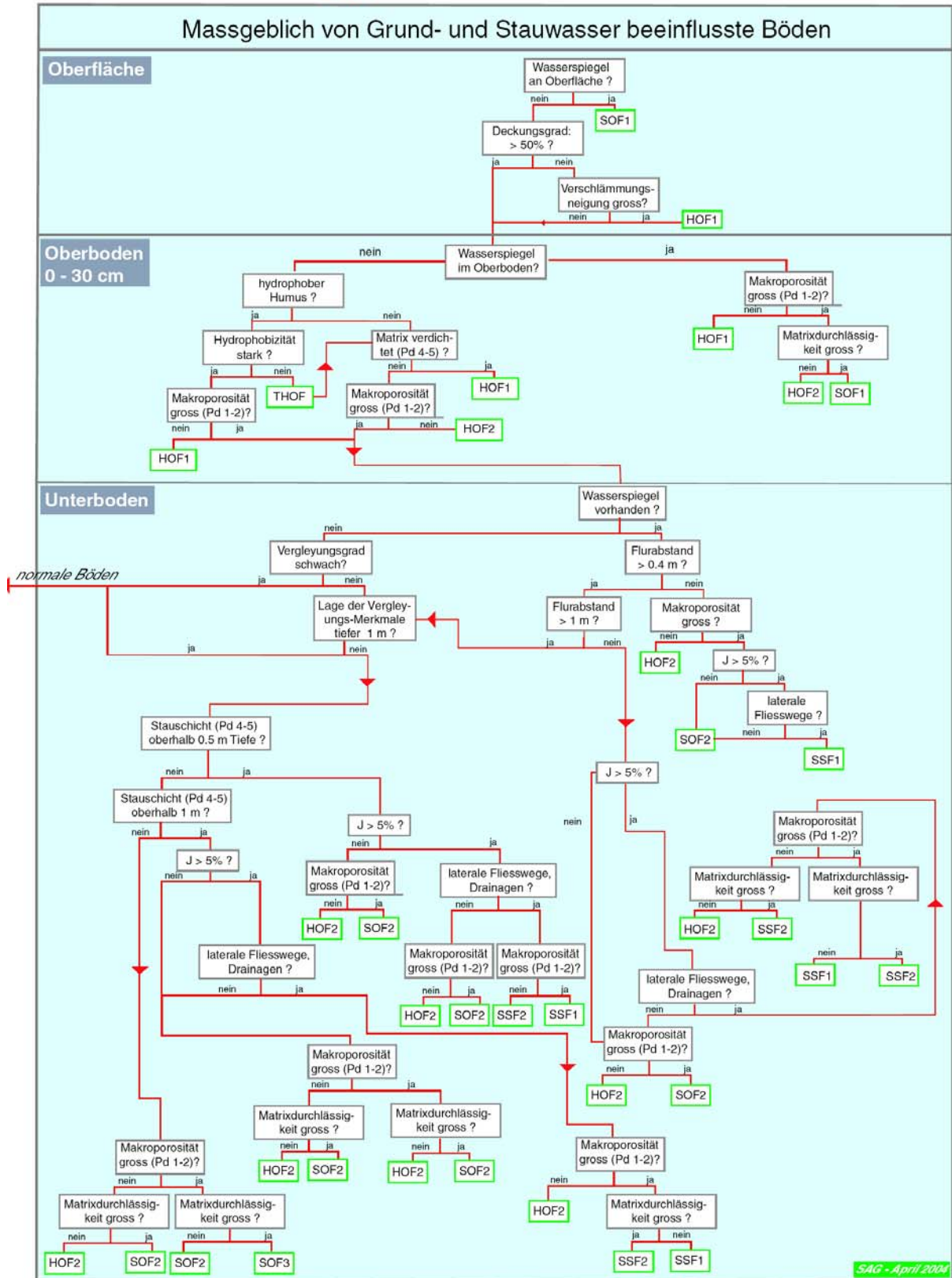


Fig. A3.3: Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für intensive, kurze Niederschläge, für von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden (SCHERRER 2004).

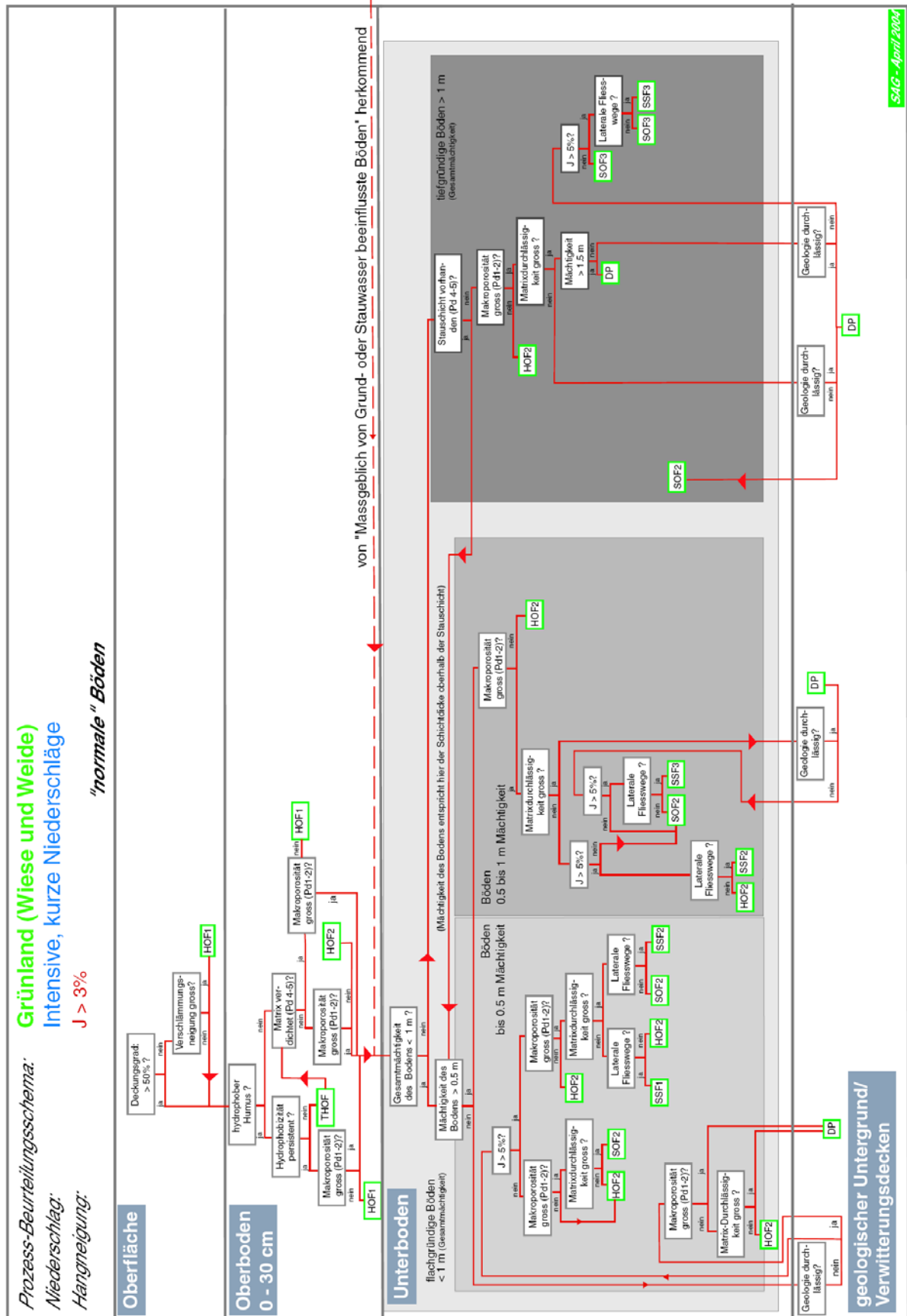


Fig. A3.4: Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für intensive, kurze Niederschläge, für „normale“ Böden (SCHERRER 2004).

Prozess-Beurteilungsschema:

Grünland (Wiese und Weide)

Niederschlag:

Extensive aber lange Niederschläge

Hangneigung:

J > 3%

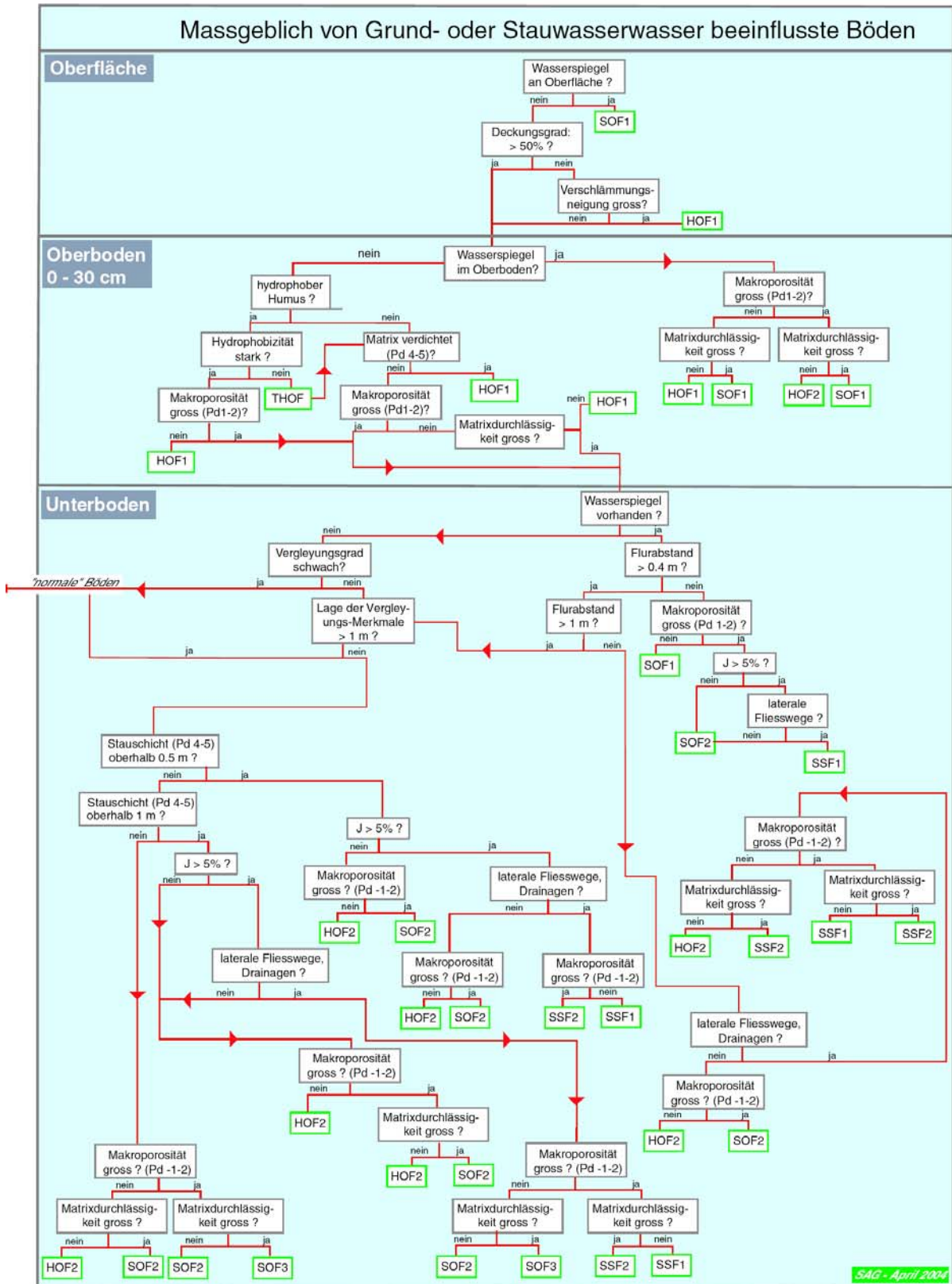


Fig. A3.5: Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für extensive, lange Niederschläge, für von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden (SCHERRER 2004).

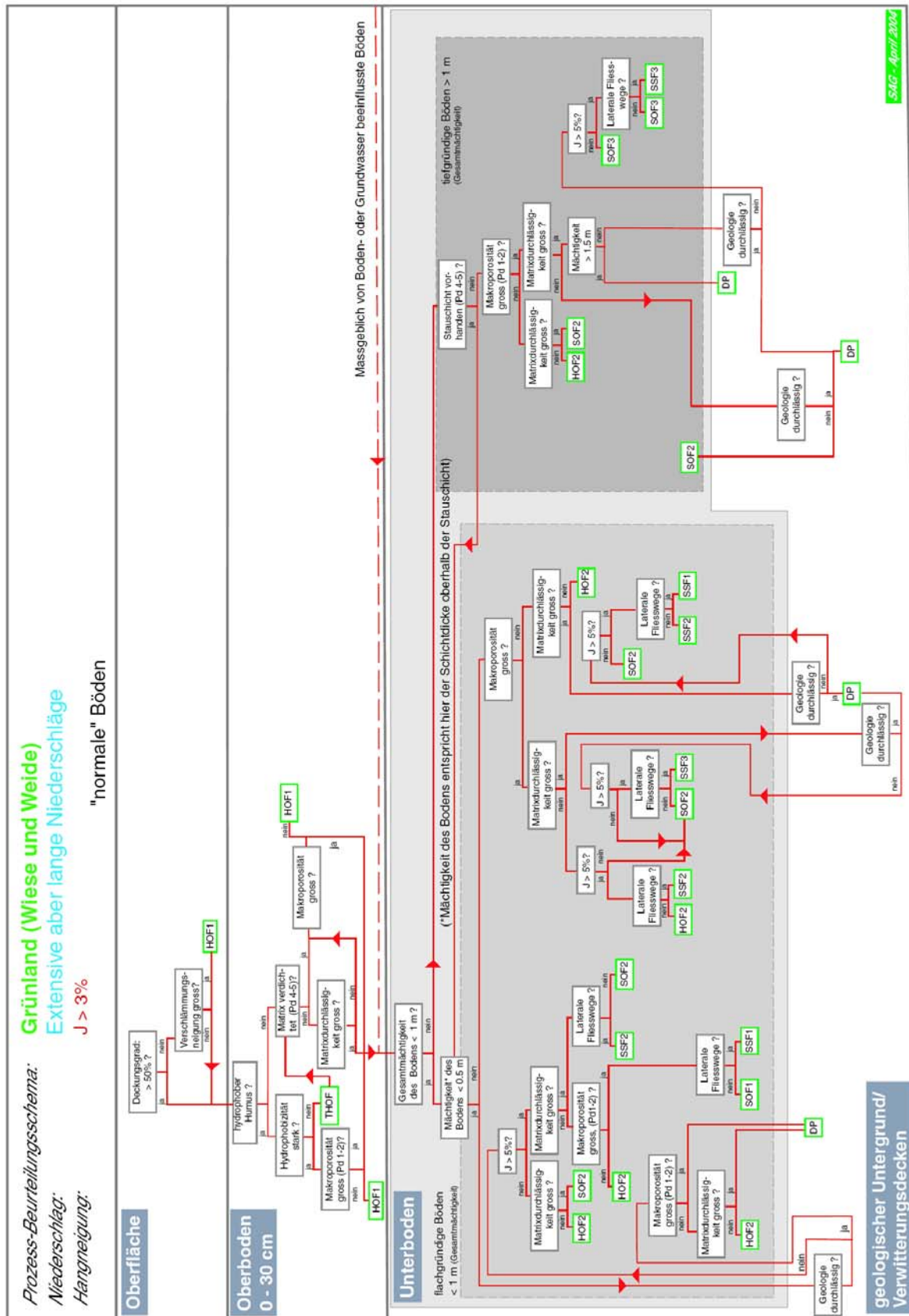


Fig. A3.6: Prozessbeurteilungsschema für Grünlandstandorte, für extensive, lange Niederschläge, für „normale“ Böden (SCHERRER 2004).

Wald
Extensive und intensive, kurze Niederschläge

Prozess-Beurteilungsschema:
Niederschlag:

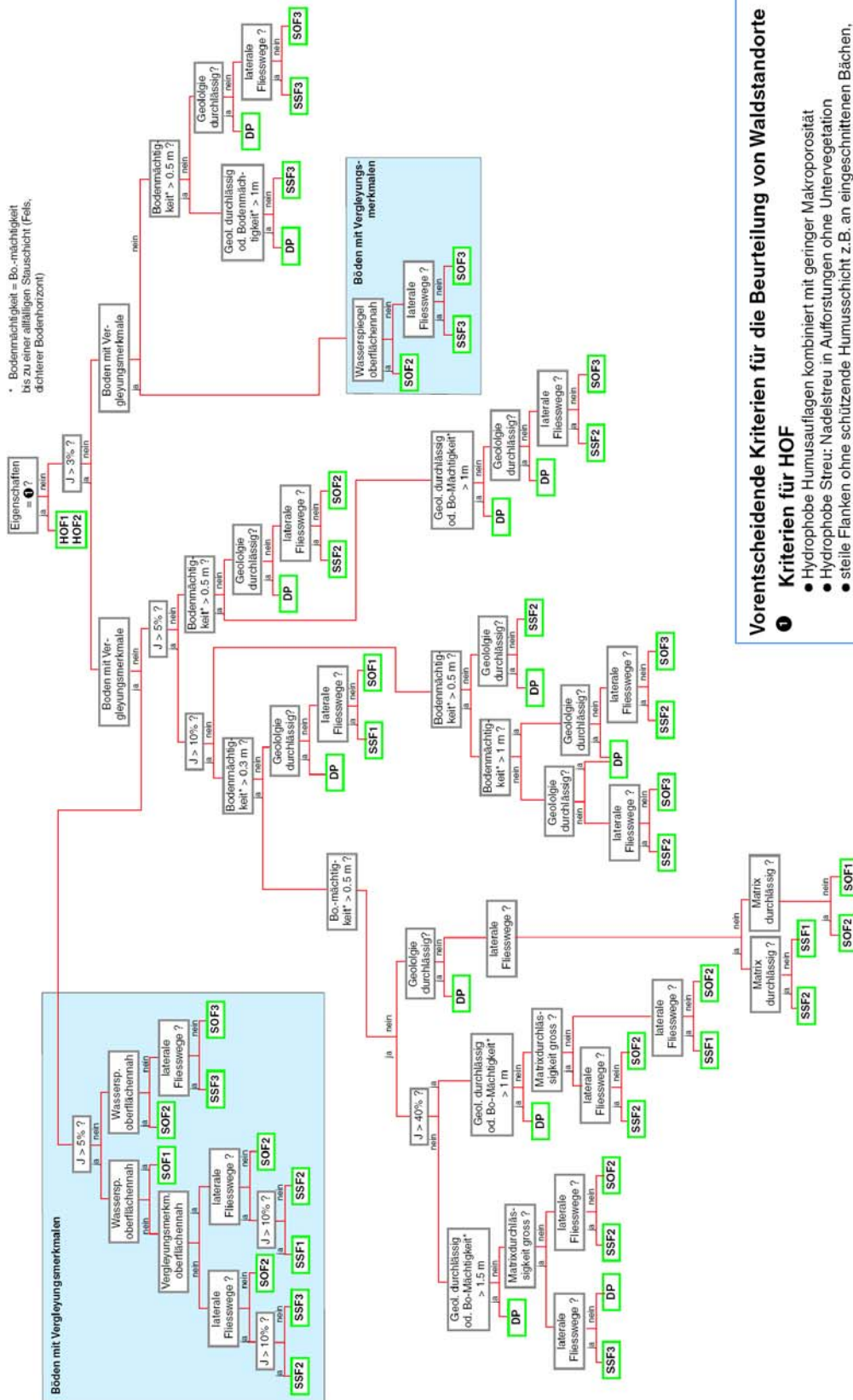


Fig. A3.7: Prozessbeurteilungsschema für Waldstandorte, für extensive und intensive Niederschläge, für „normale“ Böden und von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden (SCHERRER 2004).

Lebenslauf

Persönliche Daten

Tilman Sauer
Rochusstraße 6
55116 Mainz

Geburtstag: 6. Juni 1972
Geburtsort: Frankfurt am Main

Berufstätigkeiten

Mai. 2008 – heute	Wissenschaftlicher Angestellter an der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trippstadt
Jan. 2008 – Apr. 2008	Wissenschaftlicher Mitarbeiter im Fach Physische Geographie im Fachbereich Geographie/Geowissenschaften an der Universität Trier
Okt. 2003 – Dez. 2007	Wissenschaftlicher Mitarbeiter im INTERREG IIIB-Projekt: „Entwicklung transnationaler Raumplanungsinstrumente zur Vermeidung von Hochwasserkatastrophen durch eine vorbeugende Landnutzung in mesoskaligen Einzugsgebieten“ im Fachbereich Geographie/Geowissenschaften an der Universität Trier
Jan. 2003 – Dez. 2003	Wissenschaftlicher Mitarbeiter im Fach Physische Geographie im Fachbereich Geographie/Geowissenschaften an der Universität Trier

Hochschulausbildung

1993 – 2002	Diplom Geograph Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main Diplomarbeit im Rahmen des Forschungsprojekts EPRODESERT (Evaluation of Processes Leading to Land Degradation and Desertification under Extensified Farming Systems in Northeast Spain) Thema „Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt auf Brachflächen in Aragón/Spanien“
-------------	--

Schulbildung

1992	Abitur in Frankfurt am Main
------	-----------------------------