

**Entwicklung und Anwendung des Modells BOWAHALD zur
Quantifizierung des Wasserhaushaltes oberflächengesicherter
Deponien und Halden**

Von der Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau
der TU Bergakademie Freiberg

angenommene
Habilitationsschrift
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor rerum naturalium habilitatus
Dr. rer. nat. habil.

vorgelegt

von Dr. rer. nat. Volkmar Dunger
geboren am 29. Juni 1956 in Leipzig

eingereicht am 06. Oktober 2006

Gutachter: Herr Prof. Dr. rer. nat. habil. Broder Merkel
Herr Prof. Dr. rer. nat. habil. Jürgen Schmidt
Herr Prof. Dr.-Ing. Jürgen I. Schoenherr

Tag der Verleihung: 21. August 2007

Vorwort:

In dieser Habilitationsschrift sind die Ergebnisse einer mittlerweile über 20-jährigen Entwicklungstätigkeit zusammengefasst, die zum Deponie- und Haldenwasserhaushaltmodell BOWAHALD geführt haben.

Auf diesem Weg hatte ich viele Wegbegleiter, denen ich eine Menge Ideen und Anregungen zu verdanken habe und die zur stetigen Modellverbesserung beigetragen haben. Wenn ich die letzten 20 Jahre Revue passieren lasse (und dies tut man automatisch, wenn man eine solche Arbeit mit etwas größerem zeitlichen Abstand zur Promotion verfasst), so wird mir erneut bewusst, um wie viel mich diese Zeit in Bezug auf meine Lebensqualität bereichert hat und wie viele Freundschaften dadurch entstanden sind.

Ich hatte das große Glück, das in unserer schnelllebigen Zeit nicht vielen vergönnt ist, dass ich kontinuierlich an Dingen arbeiten konnte, die mir dazu noch Freude bereiten: zum einen die Weitergabe von Wissen und mittlerweile auch Erfahrung an junge Menschen im Rahmen der Hydrologie- und Hydrogeologieausbildung und zum anderen die Beschäftigung mit wasserhaushaltlichen Aufgabenstellungen.

Es gibt eine Vielzahl von Personen und Einrichtungen, denen ich dankbar bin. Zwei sind es, die ich namentlich erwähnen möchte: meinen wissenschaftlichen Vater, den leider viel zu früh verstorbenen Herrn Professor Gerd Peschke, der mich zum Arbeitsfeld Wasserhaushalt geführt hat, von dem ich nicht lassen kann und meinen jetzigen Chef Herrn Professor Broder Merkel, dem ich es verdanke, mir selbst in den Allerwertesten getreten zu haben, um das Vorhaben Habilarbeit anzugehen.

Nach Meinung meiner Töchter Jitka und Susann hätte ich eigentlich schon lange damit fertig sein können, denn es würde ja reichen, zu schreiben, dass Wasser wichtig ist und es ohne Wasser kein Leben gäbe. Alles weitere wäre unwichtig und man bräuchte es doch nicht aufzuschreiben. Ich hoffe, dass es dennoch nicht ganz verkehrt war, eine Menge „Unwichtiges“ nieder zu schreiben.

**Entwicklung und Anwendung des Modells BOWAHALD zur Quantifizierung des
Wasserhaushaltes oberflächengesicherter Deponien und Halden**

	Seite
I. Inhaltsverzeichnis	I
II. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	VI
III. Abbildungsverzeichnis	XII
IV. Tabellenverzeichnis	XIX
V. Anlagenverzeichnis	XXIV
1. Problemstellung	1
2. Charakteristik des Wasserhaushaltes von Halden und Deponien (ohne Sicherungssysteme)	5
2.1. Allgemeine Charakteristik des Wasserhaushaltes	5
2.2. Besonderheiten des Wasserhaushaltes von Halden und Deponien	9
2.2.1. Überblick	9
2.2.2. Besonderheiten des Haldenwasserhaushaltes	10
2.2.3. Besonderheiten des Deponiewasserhaushaltes	13
3. Der Wasserhaushalt innerhalb von Oberflächensicherungssystemen	18
3.1. Die Oberflächensicherung als ein Sicherungselement im Multibarrierenkonzept	18
3.2. Arten von Oberflächensicherungssystemen, rechtliche Grundlagen	18
3.3. Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt von Oberflächensicherungssystemen	29
3.3.1. Wesentliche Einflussfaktoren	29
3.3.2. Witterungs- und klimatische Einflüsse	29
3.3.3. Morphologie	32
3.3.4. Bewuchs	33
3.3.4.1. Funktionen des Bewuchses	33
3.3.4.2. Vegetationstypen auf Oberflächensicherungen	36
3.3.4.3. Grünlandvegetation (Gras-Krautvegetation)	36
3.3.4.4. Strauchbewuchs	40
3.3.4.5. Baumbewuchs	41
3.3.4.6. Natürliche Sukzession	45
3.3.4.7. Landwirtschaftliche Nutzung	47
3.3.4.8. Sondernutzungen	47
3.3.4.9. Schlussfolgerungen bezüglich eines optimalen Bewuchses für Oberflächen- sicherungen	48

	Seite
3.3.5. Technische Oberflächensicherungsmaßnahmen	48
3.3.5.1. Arten technischer Oberflächensicherungsmaßnahmen	48
3.3.5.2. Rekultivierungsschicht	49
3.3.5.3. Entwässerungselemente	57
3.3.5.4. Dichtungselemente	59
3.3.5.5. Sonstige Sicherungsmaßnahmen	76
3.4. Wesentliche hydrologische Prozesse in Oberflächensicherungen	78
3.4.1. Infiltration, Oberflächenabflussbildung	78
3.4.2. Wasserbewegung	80
3.4.3. Verdunstung	87
3.5. Notwendigkeit der Modellierung von hydrologischen Prozessen in Oberflächensicherungssystemen	88
4. Das Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD	92
4.1. Modelltyp	92
4.2. Zur Historie des Modells	94
4.3. Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung von BOWAHALD	95
4.4. Modellstruktur, -ein- und -ausgabegrößen, zeitliche und räumliche Diskretisierung	97
4.5. Theorie der Wasserhaushaltsmodellierung in BOWAHALD – Modellinhalt	100
4.5.1. Niederschlagskorrektur, Niederschlagssynthese	100
4.5.2. Modellierung der Interzeption	112
4.5.2.1. Definition und Haupteinflussfaktoren der Interzeption	112
4.5.2.2. Maximales Interzeptionsspeichervermögen	113
4.5.2.3. Ermittlung des realen Interzeptionsspeichervermögens	115
4.5.2.4. Berechnung der Interzeptionsverdunstung	118
4.5.2.5. Ermittlung des die Oberfläche erreichenden Niederschlages	120
4.5.3. Nachbildung von Schneeakkumulation und -ablation	120
4.5.4. Quantifizierung von Infiltration und Oberflächenabfluss	126
4.5.4.1. Methodik der Oberflächenabflussmodellierung in BOWAHALD	126
4.5.4.2. Einfluss der Bodenfeuchte auf die Oberflächenabflussbildung	133
4.5.4.3. Berücksichtigung des Hanglängen- und Hangneigungseinflusses	135
4.5.4.4. Zwischenspeicherung von Oberflächenabfluss in Mulden	137
4.5.5. Modellierung des Versickerungsprozesses im Modell BOWAHALD	140
4.5.6. Simulation von hypodermischem (halden-/deponieinternem) Abfluss	145
4.5.7. Berücksichtigung von Staunässe und kapillarem Wasseraufstieg	148
4.5.8. Modellierung der Evapotranspiration	150
4.5.8.1. Methodische Herangehensweise	150
4.5.8.2. Berechnung der potenziellen Evapotranspiration	151
4.5.8.3. Abgleich der potenziellen Verdunstung auf die Standortbedingungen	157
4.5.8.4. Ermittlung der realen Evapotranspiration	159
4.5.9. Berechnung der Bodenfeuchteänderung	167
5. Die BOWAHALD-Module ROHALDEP und DRAINAGE für Untersuchungen zum Starkregenfall	169
5.1. Notwendigkeiten von Untersuchungen für den Starkregenfall	169
5.2. Das Modell ROHALDEP zur Bemessung oberirdischer Entwässerungseinrichtungen von Oberflächensicherungen	170

	Seite
5.2.1. Modellstruktur	170
5.2.2. Ermittlung der Niederschlagscharakteristik	171
5.2.3. Quantifizierung des Abflussbildungsprozesses (Oberflächenabflussbildung)	181
5.2.4. Quantifizierung der Abflusskonzentration	185
5.2.5. Modellierung des Abflussverlaufes in den Entwässerungsstrecken	192
5.2.6. Berechnung des Speichervolumens von Oberflächenwasserrückhaltebecken	195
5.3. Das Modell DRAINAGE zur Bemessung von Drainelementen	197
5.3.1. Methodik des Nachweises der hydraulischen Wirksamkeit von Drainelementen	197
5.3.2. Umsetzung der Methodik im Modell DRAINAGE	198
6. Beispiele für Modellkalibrierungen	204
6.1. Überblick	204
6.2. Kalibrierungsgröße Sickerwassermengen im System der Oberflächensicherung der Kalirückstandshalde Bleicherode (Südharz)	205
6.2.1. Zielstellung	205
6.2.2. Modellparametrisierung	207
6.2.3. Ergebnisse	211
6.3. Kalibrierungsgröße Bodenfeuchte innerhalb der Oberflächensicherung der Deponie Deutzen/Regis III (südlich Leipzig)	216
6.3.1. Charakterisierung des Standortes	216
6.3.2. Methodik der Modellkalibrierung, Modellparametrisierung	219
6.3.3. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation	223
6.4. Kalibrierungsgröße Sickerwassermengen und Bodenfeuchte im Ergebnis von Lysimetermessungen der Station Brandis (südöstlich Leipzig)	229
6.4.1. Charakteristik der Lysimeterstation Brandis	229
6.4.2. Ziel der Modellkalibrierung	231
6.4.3. Modellparametrisierung	231
6.4.4. Wesentliche Kalibrierungsergebnisse	231
6.5. Schlussfolgerungen	242
7. Vergleich des Modells BOWAHALD mit dem HELP-Modell	245
7.1. Übersicht über Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodelle	245
7.2. Kurzcharakteristik des HELP-Modells	248
7.2.1. Vorbemerkung	248
7.2.2. Zur Entwicklung des Modells HELP und zur Anpassung auf deutsche Verhältnisse	248
7.2.3. Modellinhaltliche Aspekte	250
7.2.4. Modellrandbedingungen, Modellein- und -ausgabegrößen	254
7.3. HELP-BOWAHALD-Vergleich	259
7.3.1. Modellinhalte	259
7.3.2. Modellein- und -ausgabegrößen	265
7.3.3. Zusammenfassender Vergleich, Stärken und Schwächen der Modelle	268

	Seite
7.4. Vergleichende HELP-BOWAHALD-Modellanwendungen	270
7.4.1. Anwendung für einen fiktiven Deponiestandort	270
7.4.1.1. Zweck der Untersuchungen	270
7.4.1.2. Parametrisierung der Modelle	271
7.4.1.3. Simulationsergebnisse	272
7.4.2. Anwendung im Rahmen der Planung der Oberflächensicherung für die Deponie Schneidenbach im Vogtland	277
7.4.2.1. Zielstellung	277
7.4.2.2. Horizontal- und Vertikaldiskretisierung	278
7.4.2.3. Modellparameter	279
7.4.2.4. Meteorologische Daten	284
7.4.2.5. Simulationsergebnisse für den Istzustand (vorhandene Oberflächenabdeckung)	285
7.4.2.6. Simulationsergebnisse für die Verwahrungsvarianten	288
8. BOWAHALD-Anwendungsbeispiele	291
8.1. Übersicht über Modellanwendungen	291
8.2. Anwendungsfall Schicht- und Bewuchsoptimierung	293
8.2.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels	293
8.2.2. Horizontaldiskretisierung – Hydrotopenteilung	293
8.2.3. Vertikaldiskretisierung	294
8.2.4. Modellparameter	295
8.2.5. Meteorologische Daten	297
8.2.6. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation	301
8.2.6.1. Optimierungsrechnungen	301
8.2.6.2. Wasserhaushaltliches Verhalten der optimierten Variante	304
8.3. Anwendungsfall Trockenstress, Austrocknung	307
8.3.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels	307
8.3.2. Horizontal- und Vertikaldiskretisierung	308
8.3.3. Modellparametrisierung	309
8.3.4. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation	310
8.4. Anwendungsfall Bemessung oberirdischer Entwässerungseinrichtungen	314
8.4.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels	314
8.4.2. Entwässerungsstrategie, Modellparametrisierung	315
8.4.3. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation	319
8.5. Anwendungsfall Drainbemessung	323
8.5.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels	323
8.5.2. Modellparametrisierung	323
8.5.3. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation	324
8.6. Anwendungsfall Planung von Zusatzwassergaben	326
8.6.1. Problemstellung	326
8.6.2. Modellparametrisierung	327
8.6.3. Methodik der Ermittlung prozessorientierter Zusatzwassergaben	328
8.6.4. Simulationsergebnisse für verschiedene Bewässerungsstrategien	329
8.6.5. Schlussfolgerungen bezüglich der Steuerung der Zusatzwassergaben auf der Basis von Bodenfeuchtemessungen	332

	Seite
8.6.6. Schlussfolgerungen bezüglich der Steuerung der Zusatzwassergaben auf Basis meteorologischer Kenndaten	334
8.7. Untersuchungen zur Sensitivität ausgewählter Modellparameter	336
9. Zusammenfassung und Ausblick	340
10. Literaturverzeichnis	349

Anlagen

II. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Symbol	Bedeutung/Erklärung	Einheit
A	Parameter der Exponentialfunktion zur Tagesniederschlagsmengenverteilung	-
A	lateraler Abfluss (nur in Abb. 17, ansonsten mit RH bezeichnet)	mm
A	Fließquerschnitt	m ²
a	Vegetationsbedeckungsgrad	%
A _E	Einzugsgebiets, Deponie- bzw. Haldenfläche	km ²
B	dauerhafte Wasserbindung	mm
b	Koeffizient der Niederschlagsmessung	-
BA	Bestandsaufbau	-
BE	Bestandsentwicklung	-
BFI	Blattflächenindex (Blattfläche je m ² Bodenoberflächen)	-
BFI _{MAX}	maximaler Blattflächenindex	-
BR	Durchbruch durch die Kapillarschicht	mm
BRT	Halden-/Deponiebreite	m
BT	Bodentyp des CN-Verfahrens	-
CN	Curve Number (Kurvnummer) des CN-Verfahrens	%
CN _{BEW.}	CN-Faktor für den bewachsenen Teil	%
CN _{BOF}	bodenfeuchtekorrigierter CN-Faktor	%
CN _{FEUCHT}	CN-Faktor für hohe Bodenfeuchte	%
CN _H	hanglängen- und hangneigungskorrigierter CN-Faktor	%
CN _{TROCKEN}	CN-Faktor für geringe Bodenfeuchte	%
CN _{UNBEW.}	CN-Faktor für den unbewachsenen Teil	%
D	Niederschlagsdauer einschließlich Unterbrechungen (KOSTRA-Bezeichnung)	mm, h
d	Drainabstand (hangparallel)	m
d	tägliche Messwerte	-
DA	Alterungskonstante des Schnees	-
DepV	Deponieverordnung	-
DH	Höhenunterschied (höchster - niedrigster Punkt)	m
DK	Deponieklasse	-
dS(t)	Änderung des Speicherinhaltes	l/s
DSB	Änderung des Bodenfeuchtevorrats	mm
DS _{DRAIN}	Wasserspeicheränderung innerhalb des Drainelements	m/s
DT	Spannweiten der Tagesmitteltemperaturen	°C
DT	durchschnittliche Abweichungen der Tagesmitteltemperaturen [°C] vom Mittel	°C
DT(H)	höhenkorrigierter Wert der Temperaturabweichung	°C
DT(æ)	breitenkorrigierter Wert der Temperaturabweichung	°C
DWD	Deutscher Wetterdienst	-
D _F	Flussdichte	km/km ²
d _j	Mächtigkeit der Schicht j	mm
d _w	maximale Wurzeltiefe	m u GOK
E	Evaporation	mm
e _s	Sättigungsdampfdruck der Luft über Wasser um 14.00 Uhr MEZ	hPa
e _s - e	Sättigungsdefizit	hPa
EI	Interzeptionsverdunstung	mm
ET	Verdunstung	mm
ETP	potenzielle Verdunstung	mm
ETP _{HANG}	hangneigungskorrigierter Wert der potenziellen Verdunstung	mm
ETP _{NUTZ.}	nutzungskorrigierter Wert der potenziellen Verdunstung	mm

Symbol	Bedeutung/Erklärung	Einheit
ETP_{SCHNEE}	potenzielle Evapotranspiration aus der Schneedecke	mm
ETR	reale Verdunstung	mm
$ET_j(t_i)$	reale Verdunstung aus der Schicht j	mm
F	Infiltrationsmenge	mm
f	monatsabhängiger HAUDE-Faktor	mm/hPa d
F(1)	Sickerwassermenge an der Basis der 1. Schicht	mm
f(v)	PENMAN-Wind-/Bewuchshöhenfunktion	-
$f_E(z)$	tiefenabhängige Entnahme-Dichte-Funktion der Evaporation	-
F_H	orohydrographischer Faktor	km
F_j	Sickerwassermenge an der Untergrenze der Schicht j	mm
F_{j-1}	Sickerwassermenge aus der darüber liegenden Schicht j-1	mm
$F_j(t_i)$	Sickerwassermenge an der Untergrenze der Schicht j	mm
$F_{j-1}(t_i)$	Sickerwassermenge aus der darüber liegenden Schicht j-1	mm
f_0	Faktor zum Abgleich der Entnahme-Dichte-Funktion auf den Wert 1	-
$f_T(z)$	tiefenabhängige Entnahme-Dichte-Funktion der Transpiration	-
G	Bodenwärmestrom	W/m ² mm
GOK	Geländeoberkante	-
HDPE	High-Density-Polyethylen-Folie	-
H	expositionsabhängiger Hangneigungskorrekturfaktor	-
HN	Hangneigung	m/m
hN	Niederschlagshöhe (KOSTRA-Bezeichnung)	mm
Hy.	Hydrotop	-
H_A	Horizontalabschirmung der Niederschlagsmessstation	°
h_{max}	maximaler Aufstau über der Drainsohle (normal zur Sohle)	m
H_{NN}	NN-Höhenlage	m NN
$h_{KAPILL.}$	kapillare Aufstiegshöhe	m
I	Nummer des Niederschlages (1 = größter Niederschlag ...)	-
I	Drainefälle	m/m
i	Tagnummerierung	-
I_a	Anfangsverlust	mm
I_E	hydraulisches Gefälle	m/m
$I_{g,j}$	Schichteinfallen der Schicht j (geodätisches Gefälle)	m/m
$I_{h,j}$	hydraulisches Gefälle der Schicht j	m/m
I_j	Gesamtgefälle der Schicht j	m/m
j	Schichtnummer (j = 1 ... n)	-
j	Index für die Intervalle der Oberflächenabflussganglinie	-
j_E	unterste Schicht des evaporativen Entzugs	-
K	Gefährdungsklasse nach Sächsischem Stilllegungserlass Altdeponien	-
K	Kalibrierung	-
K	Speicherkonstante des Parallelkaskadenmodells	h
k	Tagesgradfaktor	[mm/°C]
k	Anzahl Zeitintervalle der Impulsantwortfunktion	-
k(T)	k(T)-Beziehung	-
$k(\psi, \Theta)$	ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit = f(ψ, Θ)	m/s
KA4	Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage	-
$KA_j(t_i)$	kapillarer Wasseraufstieg aus der Schicht j	mm
KBS	Kapillarbruchschicht (Kapillarblock)	-
KDB	Kunststoffdichtungsbahn	-

Symbol	Bedeutung/Erklärung	Einheit
KP	Knotenpunkt	-
KS	Kapillarschicht	-
KTA	Kalendertag	-
KTA _{NN}	höhenkorrigierter Kalendertag	-
k _C	Bestandskoeffizient	-
k _f	Durchlässigkeitsbeiwert (gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, k _f -Wert)	m/s
k _{f,h}	k _f -Wert in horizontaler Richtung	m/s
k _{f,j}	k _f -Wert der Schicht j	m/s
k _{f,j+1}	k _f -Wert der unterhalb gelegenen nächstfolgenden Schicht	m/s
k _{f,korr}	korrigierter k _f -Wert der bewachsenen Bodenoberfläche	m/s
k _{f,lab}	laborativ ermittelter k _f -Wert der Bodenoberfläche	m/s
k _{f,o}	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Oberfläche	m/s
k _{f,REKU}	k _f -Wert der Rekultivierungsschicht	m/s
k _{St}	Rauhigkeitsbeiwert nach STRICKLER	m ^{1/3} /s
k _u	ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit	m/s
L	Verdunstungsenthalpie	W/m ²
L	Summe aller Retentionsverluste des CN-Verfahrens	mm
L	Halden-/Deponielänge	m
l	längster Fließweg im Einzugsgebiet bis zum Gebietsauslass	km
l	langjährige monatliche Mittelwerte	-
L _{AF}	Länge aller Entwässerungsstrecken	km
L _F	längster Fließweg bis zum Ausflussspunkt	m
L _{HANG}	Hanglänge	m
l _o (t _i)	Lage der Oberkante des Versickerungspfpfens zur Zeit t _i	m u. Gel.
l _U	benetzter Umfang	m
l _u (t _i)	Lage der Unterkante des Versickerungspfpfens zur Zeit t _i	m u. Gel.
M	Anzahl der Tage seit dem letzten Schneefall	-
m	maximale Intervallanzahl der Oberflächenabflussganglinie	-
m	Ordnungszahl	-
m	monatliche Messwerte	-
MD	Meteorologischer Dienst der ehem. DDR	-
Mess30	Messwerte in 30 cm Tiefe	-
Mod30	BOWAHALD-modellierte Werte in 30 cm Tiefe	-
MS	Muldenspeichermenge	mm
m _{REKU}	Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht	m
n	Werteanzahl insgesamt (Schichtanzahl, ...)	-
nFK	nutzbare Feldkapazität (Anteil pflanzenverfügbares Wasser)	Vol.-%
nFK _{REKU}	nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsschicht	Vol.-%
NZ	Nutzungsart	-
n _a	auffüllbarer Hohlraumanteil [], n _a = (Θ _{FC} - Θ _o) / 100	Vol.-%
n _e	entwässerbarer Hohlraumanteil [], n _e = (Θ _S - Θ _{FC}) / 100	Vol.-%
n _{MON}	Anzahl der Tage im betrachteten Monat	-
n _P	Anzahl der Tage mit Niederschlägen mit einer Mindestniederschlagsmenge	-
n _{0,1}	Anzahl der Tage mit Niederschlägen ≥ 0,1 mm	-
n _{1,0}	Anzahl der Tage mit Niederschlägen ≥ 1,0 mm	-
n _{10,0}	Anzahl der Tage mit Niederschlägen ≥ 10,0 mm	-
P	Niederschlag	mm
PD	Tagessumme des Niederschlages	mm
pF	pF-Wert (negativer dekadischer Logarithmus der Wasserspannung in cm WS)	-

Symbol	Bedeutung/Erklärung	Einheit
$P(P_D, T)$	Regenmenge der Dauer P_D mit einem Wiederkehrintervall T	mm
$P(T)$	Jahresniederschlagssumme [mm/a] mit dem Wiederkehrintervall T	a
$p(t)$	Systemeingabe	-
P_A	mittlere Jahressumme des unkorrigierten Niederschlages	mm/a
P_B	Bestandsniederschlag (Niederschlag, der die Oberfläche erreicht)	mm
P_D	Regendauer	min
$P_{D_{MAX}}$	mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssumme	mm/d
P_K	messfehlerkorrigierter Niederschlag	mm
$P_S(15,1)$	Basisregenspende (Dauer = 15 min, Wiederkehrintervall = 1 a)	l / (s · ha)
$P_S(P_D, T)$	Regenspende der Dauer P_D mit einem Wiederkehrintervall T	l/s ha
P_U	Unterschreitungswahrscheinlichkeit	%
P_{ZU}	Zusatzwassergabe (Beregnungsmenge)	mm
Q	Durchfluss	m ³ /s
Q	Wasserverbrauch infolge anaerober Prozesse	mm
$QD(t_j)$	Ordinaten der Direktabflussganglinie (Ganglinie des Oberflächenabflusses)	m ³ /s
$q(t)$	Systemausgabe	-
$Q_A(t)$	Ausflussganglinie	l/s
$Q_A(t_j)$	Ausflussmenge aus dem Speicher zum Zeitpunkt t_j	l/s
Q_D	aus dem Oberflächenabfluss resultierender Durchfluss (Direktabfluss)	
$Q_D(t)$	Abflussganglinie des Oberflächenabflusses (Direktabflussganglinie)	m ³ /s
$Q_{max.}$	Scheiteldurchfluss	l/s
$Q_R(t)$	Regelabgabe	l/s
Q_Z	Zufluss	-
$Q_Z(t)$	Zuflussganglinie	l/s
$Q_Z(t_j)$	Zuflussmenge zum Speicher zum Zeitpunkt t_j	l/s
r	Nutzungsbeiwert	-
RH	lateral, hypodermischer Abfluss (auf schwer durchlässigen Schichten)	mm
$RH(1/2)$	lateral, hypodermischer Abfluss an der Grenze zwischen 1. und 2. Schicht	mm
RHB	Rückhaltebecken	-
RH_j	hypodermischer Abfluss in der Schicht j	mm
RHP_j	potenzieller hypodermischer Abfluss an der Basis der Schicht j	mm/d
RHR_j	reale Menge an hypodermischem Abfluss der Schicht j	mm
RLF	relative Luftfeuchte, Tagesmittel der relativen Luftfeuchtigkeit	%
RN	Niederschlagsspende (KOSTRA-Bezeichnung)	l/(s · ha)
RO	oberirdischer Abfluss	mm
ROI	Intensität des Oberflächenabflusses	mm/h
ROV	Oberflächenabfluss infolge Stauwasser	mm
RO_i	oberirdischer Zufluss	mm
RU	unterirdischer Abfluss, Restdurchsickerung Modellbasis	mm
RU_i	unterirdischer Zufluss	mm
R_{AB}	Sickerwasserabstrom nach unten	m/s
$r_E(\Theta)$	Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion der Evaporation	-
R_G	Tagessumme der Globalstrahlung	J/cm ²
r_{hy}	hydraulischer Radius	m
R_n	Strahlungsbilanz	W/m ²
R_o	extraterrestrische Strahlung	J/cm ²
$r_T(\Theta)$	Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion der Transpiration	-
R_{ZU}	Sickerwasserzufluss zur Drainage von oben [m/s] (aus BOWAHALD)	

Symbol	Bedeutung/Erklärung	Einheit
S	reales Interzeptionsspeichervermögen	mm
S	Sickerwasserzufluss (nur in Abb. 17, ansonsten mit RU bezeichnet)	mm
S	maximales Wasserrückhaltevermögen nach Beginn der RO-Bildung	mm
S	tatsächliche Sonnenscheindauer	h/d
s	Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve	hPa/K
s	Krümmungsparameter des tiefenabhängigen transpirativen Entzuges	-
s(P)	Standardabweichung aller Jahresniederschläge	mm/a
S(t _j)	Speicherinhalt zum Zeitpunkt t _j	l
S _{MAX}	maximales Interzeptionsspeichervermögen	mm
S _o	astronomisch mögliche Sonnenscheindauer	h/d
S _R	Verhältnis von S _o zu der bei Tag- und Nachtgleiche	-
SB	Bodenfeuchte	Vol.-%
SB(1)	Bodenfeuchte in der 1. Schicht	Vol.-%
SI	Interzeptionsspeicher	mm
SM	aktueller (realer) Wert des Muldenspeichers	mm
SM _{max}	maximaler Muldenspeicher	mm
SM _{max} (HN)	hangneigungskorrigierter Wert der max. Muldenspeicherung	mm
SSD	Sonnenscheindauer	h
STW	Stauwasser	mm
STW _j	Stauwasser in Schicht j	mm
STW _j (t _i)	Stauwasser der Schicht j zum Zeitpunkt t _i	mm
t	Zeit	s
T	Temperatur, Tagesmitteltemperatur	°C
T	Transpirationsverdunstung	mm
T	Wiederkehrintervall (sog. Jährlichkeit)	a
T	Zeitintervallparameter der Einheitsganglinie	h
T(1)	Transpirationsverdunstung aus der 1. Schicht	mm
TAA	Technische Anleitung Abfall	-
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall	-
TG	fortlaufender Tag des Jahres (1. Jan. = 1, 31. Dez. = 365)	-
TP(i)	Tagesmitteltemperatur des Tages i	°C
TP _{MON}	Monatsmitteltemperatur	°C
T _C	Konzentrationszeit des Abflusses in einem Gebiet	h
t _e	Infiltrationsende	s
t _E	Versickerungsende	s
t _o	Beginn der Oberflächenabflussbildung	s
t _{RH,j}	Verweildauer des an der Basis der Schicht j gebildeten hypodermischen Abflusses	d
U	Ungleichförmigkeitsgrad	-
USDA	U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service	-
U{p(t)}	Systemoperation	-
U(T,t _j)	Impulsantwortfunktion	m ³ /s mm
V	Validierung	-
v	Fließgeschwindigkeit	m/s
v ₂	Tagesmittel der Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe	m/s
v _{a,j}	mittlere Abstandsgeschwindigkeit des RH der Schicht j	m/s
v _{f,j}	Filtergeschwindigkeit des RH der Schicht j	m/s
W	Wassergehalt	Vol.-%
WS	Wassersäule	cm
W _B	Wasserbildung/-verbrauch durch biochemische Prozesse	mm

Symbol	Bedeutung/Erklärung	Einheit
w_d	Bereich der maximalen Wurzeldichte	m u GOK
W_e	effektive Durchwurzelungstiefe	m
W_K	Wasserbildung durch Konsolidierungsprozesse	mm
W_{pfl}	pflanzenverfügbarer Bodenwasservorrat	mm
X	Faktor des CN-Verfahrens	-
x	Krümmungsparameter des tiefenabhängigen evaporativen Entzuges	-
y	Psychrometerkonstante	hPa/K
z	Fließstrecke	m
z	Tiefe unter GOK	m
δ	Aufteilungsfaktor für die Kaskaden des Parallelkaskadenmodells	-
Δh	Höhenunterschied von der Einzugsgebietsgrenze bis zum Gebietsauslass	m
Δh_j	Höhe des Stauwasserspiegels über derhypodermischen Abfluss bildenden Schicht	m
Δl	Änderung der Lage des Versickerungspfropfens	m
Δl_j	Schichtlänge vom Topbereich bis zur hydraulischen Entlastung	m
Δl_o	Lageänderung der Oberkante des Versickerungspfropfens	m
Δl_u	Lageänderung der Unterkante des Versickerungspfropfens	m
ΔSM	Änderung der Muldenspeichermengen	mm
ΔSS	Änderung der in der Schneedecke gespeicherten Wassermengen	mm
$\Delta t_{j,j+1}$	Zeitdifferenz zwischen t_j und t_{j+1}	s
ϵ	Koeffizient, abhängig von der Niederschlagsart	-
Θ	Bodenfeuchte	Vol.-%
$\Theta_{30\text{ CM}}$	gemessene Bodenfeuchte in 30 cm Tiefe	Vol.-%
Θ_d	kritischer Bodenfeuchtwert bezüglich der Reduktion der Transpiration	Vol.-%
Θ_{FC}	Bereich der Feldkapazität	Vol.-%
$\Theta_{FC,j}$	Bereich der Feldkapazität der Schicht j	Vol.-%
Θ_{KRIT}	kritische Bodenfeuchte	Vol.-%
Θ_{min}	minimaler Wassergehalt	Vol.-%
$\Theta_{o,j}$	Anfangswassergehalt der Schicht j vor Wirkung der Versickerung	Vol.-%
Θ_O	Bodenfeuchte zu Beginn des Zeitschritts	Vol.-%
$\Theta_{S,j}$	Sättigungswassergehalt der Schicht j	Vol.-%
Θ_{WP}	permanenter Welkepunkt	Vol.-%
ρ_d	Trockendichte	g/cm ³
φ	Zeitbeiwert	-
ψ	Abflussbeiwert	%
Ψ	Gesamtpotenzial	m, hPa
Ψ_a	Auflastpotenzial	m, hPa
Ψ_g	Gaspotenzial (pneumatisches Potenzial)	m, hPa
Ψ_h	hydrostatisches (piezometrisches) Potenzial	m, hPa
Ψ_m	Matrixpotenzial	m, hPa
Ψ_o	osmotisches Potenzial	m, hPa
Ψ_z	Gravitationspotenzial	m, hPa
\ae	geografische Breite	° n. Br.
ΣD	Summe der Tagesmitteltemperaturen $T > 0^\circ \text{C}$ einer Schmelzperiode	°C
ΣG	Summe der Wasserabgabe aus der Schneedecke während einer Schmelzperiode	mm

III. Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 1: Elemente des Wasserkreislaufs (aus BRONSTERT, 1994)	5
Abb. 2: Wasserhaushalt eines beliebigen Gebietes (vereinfacht, schematisiert)	8
Abb. 3: Größen des Deponie-/Haldenwasserhaushaltes (verändert nach BRECHTEL, 1984)	10
Abb. 4: Wasserverbrauch Q infolge anaerober Abbauprozesse für eine nicht vorbehandelte Müllsäule (Eigenschaften s. Text, verändert nach EHRIG, 1989)	15
Abb. 5: Regelaufbau einer Oberflächenabdichtung nach TASI (1993) für die Deponieklassen I bis III	20
Abb. 6: Langjährig mittlere klimatische Wasserbilanz für Deutschland (aus HAD, 2000)	30
Abb. 7: Eignung von Böden als Rekultivierungsmaterial für Oberflächensicherungen (nach KONLOD U.A., 2004, verändert)	54
Abb. 8: Schematische Darstellung zur Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe (nach RENGER, STREBEL, 1980, verändert)	55
Abb. 9: Wasserspannungs-Wassergehaltscharakteristika (pF-Kurven) für verschiedene mineralische Materialien einer Oberflächensicherung (aus MELCHIOR, 1996)	62
Abb. 10: Bis 1,4 m Tiefe freigelegte Ampferwurzel innerhalb der Oberflächensicherung eines Testfeldes der Deponie Hamburg-Georgswerder (aus SEELIG-BRAKER, 1994)	63
Abb. 11: Auf der Deponie Hamburg-Georgswerder gemessene Abflüsse aus der Entwässerungsschicht und an der Basis einer mineralischen Dichtschicht (aus MELCHIOR U.A., 2002)	64
Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der Wasserspannung in der mineralischen Dichtschicht (aus MELCHIOR U.A., 2002)	65
Abb. 13: Schematische Darstellung der Anforderungen an den Einbauwassergehalt mineralischer Abdichtungsschichten und den resultierenden Bemessungsbereich (aus RAMKE U.A., 2002 A)	67
Abb. 14: Aufbau einer Oberflächensicherung mit Kapillarsperre (aus GARTUNG, NEFF., 2000)	72
Abb. 15: Beispiel für eine berechnete Wasserspannungs- k_u -Beziehung für eine KS (Feinsand) und eine KBS (Kies) (nach BRUNSCHLIK U.A., 1994)	73

	Seite
Abb. 16: Bereiche geeigneter Korngrößenverteilungen für KS und KBS (aus BRUNSCHLIK U.A., 1994)	74
Abb. 17: Wasserspannungs-Wassergehaltskurven für KS (Feinsand) und KBS (Feinkies) nach AG BODEN (2005), Feinkies extrapoliert	75
Abb. 18: Bildung des HORTON´-schen Oberflächenabflusses (verändert nach RAWLS ET AL., 1992)	79
Abb. 19: Strömungsbereiche (aus BUSCH U.A., 1993)	82
Abb. 20: Gültigkeitsbereich des DARCY-Gesetzes (vereinfacht nach MATTHESS, UBELL, 1983, aus HAIMERL, 2001)	83
Abb. 21: Abhängigkeit der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit vom Wassersättigungsgrad bzw. vom Wassergehalt des Bodens (aus DYCK, PESCHKE, 1995)	84
Abb. 22: Saugspannungs-Sättigungs-Beziehungen für ausgewählte Sedimente (aus JORDAN, WEDER, 1995, verändert)	86
Abb. 23: Wesentliche innerhalb von Oberflächensicherungen ablaufende hydrologische Prozesse (Erklärung der Symbole → s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis)	88
Abb. 24: Steuerungsmöglichkeiten bezüglich des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen	89
Abb. 25: Konzept der Systemoperation eines Eingabe-Ausgabe-Modells (aus DYCK, PESCHKE, 1995)	92
Abb. 26: Klassifizierung hydrologischer Modelle nach BECKER, SERBAN (1990), verändert, mit Einordnung des Modells BOWAHALD	93
Abb. 27: Modellstruktur des Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodells BOWAHALD	98
Abb. 28: Zur Niederschlagssynthesisierung genutzte frei verfügbare DWD-Stationen (Kartengrundlage: DWD, Stationskennzeichnung s. Anlage 3)	104
Abb. 29: Jahreszeitlicher Gang der realen Interzeptionsspeicherkapazität für Nadelwald (nach DUTELOFF, 1987)	116
Abb. 30: Jahreszeitlicher Gang der realen Interzeptionsspeicherkapazität für Laubwald (nach DUTELOFF, 1987)	117
Abb. 31: Jahreszeitlicher Gang der Blattflächenindizes für verschiedene landwirtschaftliche Kulturen (nach HOYNINGEN - HUENE, 1983)	118

	Seite
Abb. 32: Abhängigkeit der Interzeption und ihre Komponenten Speicherauffüllung und Verdunstung vom Niederschlag (aus DYCK U.A., 1980)	119
Abb. 33: Abhängigkeit des Tagesgradfaktors k während des Schneesmelzprozesses	123
Abb. 34: Abhängigkeit der Oberflächenabflussmenge von Niederschlag und CN-Faktor (nach US-SCS, 1972)	128
Abb. 35: Zusammenhang zwischen CN-Faktor, Bodentextur und Bewuchs beim HELP-Modell (nach BERGER, 2004 A, verändert)	130
Abb. 36: Im Modell BOWAHALD verwendete k_f -CN-Beziehungen für ausgewählte Nutzungen	132
Abb. 37: Änderungen des CN-Faktors im Modell BOWAHALD in Abhängigkeit von Hanglänge und Hangneigung	136
Abb. 38: Entwicklung des Feuchteprofils in einem homogenen Boden mit der Anfangsfeuchte Θ_0 während der Versickerung (aus DYCK, PESCHKE, 1995)	140
Abb. 39: Illustration zum Ablauf des Versickerungsvorganges im Modell BOWAHALD	141
Abb. 40: Die Verlagerung des Versickerungspfpfens (mit verschiedenen Geschwindigkeiten von Pfropfenober- und -unterkante)	144
Abb. 41: Schematische Darstellung zur hypodermischen Abflussbildung	145
Abb. 42: Schematische Darstellung Behandlung des kapillaren Wasseraufstiegs im Modell BOWAHALD	150
Abb. 43: Die reale Verdunstung im System Boden – Pflanze – Atmosphäre (aus DYCK, PESCHKE, 1995)	151
Abb. 44: Mittlerer Jahresverlauf des Bestandskoeffizienten k_C im Modell BOWAHALD für ausgewählte Nutzungen	159
Abb. 45: Entnahme-Dichte-Funktionen der Transpiration in Abhängigkeit von der Verteilung der Pflanzenwurzeln	161
Abb. 46: Verhältnis der aktuellen zur potentiellen Transpiration in Abhängigkeit vom pflanzennutzbaren Bodenwasser (aus ERNSTBERGER, 1987, verändert)	163
Abb. 47: Abhängigkeit des transpirativen Entzuges T von der Bodenfeuchte Θ (Modell BOWAHALD)	163
Abb. 48: Abhängigkeit des evaporativen Entzuges E von der Bodenfeuchte Θ (Modell BOWAHALD)	165

	Seite
Abb. 49: Teufenabhängige Entnahme-Dichte-Funktion für die Evaporation (Modell BOWAHALD)	165
Abb. 50: Prinzip der Berechnung der aktuellen Bodenfeuchtwerte im Modell BOWAHALD	167
Abb. 51: Algorithmus des Modells ROHALDEP	171
Abb. 52: Niederschlagsmengen - Dauer-Häufigkeits-Beziehung für das mittlere Neckartal (aus LFU, 1976, verändert)	172
Abb. 53: Einfluss der zeitlichen Verteilung des Niederschlages auf den Abfluss (aus DYCK, PESCHKE, 1995, verändert)	179
Abb. 54: Einfluss der räumlichen Verteilung des Niederschlages auf den Abfluss (aus DYCK, PESCHKE, 1995)	179
Abb. 55: Zeitliche Niederschlagsverteilung nach DVWK (1990, 1992)	180
Abb. 56: Erhöhung der Oberflächenabflussmengen infolge Stauwasserbildung	181
Abb. 57: Flächenhafte Abflusskonzentration auf der gesamten Fläche zum Hangfuß	186
Abb. 58: Abflusskonzentration in einem Entwässerungsnetz (Kanalnetz)	186
Abb. 59: Prinzip des Parallelkaskadenmodell (aus SCHRÖDER U.A., 1994, verändert)	187
Abb. 60: Überlagerung von Ganglinien des Oberflächenabflusses (lineare Faltung, aus SCHRÖDER U.A., 1994, verändert)	191
Abb. 61: Fließquerschnitt mit den Größen zur Berechnung des hydraulischen Radius (aus SCHRÖDER U.A., 1994)	193
Abb. 62: Beispiel für eine isochrone Überlagerung zweier Durchflussganglinien mit einer Laufzeitdifferenz von Δt (Zuflussganglinien 1 und 2 zur besseren Anschaulichkeit gleich)	195
Abb. 63: Beispiel für eine Speicherbemessung	196
Abb. 64: Die Drainschicht als hydraulisches Element	197
Abb. 65: Abfluss auf geneigter, undurchlässiger Sohle ohne Aufstau am Ende des Einzugsbereichs (aus WITT, RAMKE, 2003, verändert)	200
Abb. 66: Definitionsskizze für den Berechnungsansatz nach SCHMID (1996), aus Witt, RAMKE (2003)	201
Abb. 67: Definitionsskizze für den Berechnungsansatz nach LESAFFRE (1987), aus Witt, RAMKE (2003)	202

	Seite
Abb. 68: Gestaltung der Lysimeteranlage auf der Halde Bleicherode (Fotos: K-UTECH GmbH)	206
Abb. 69: Lysimeternaufbau (Vertikalschnitt, aus KUTECH, 2002, verändert)	207
Abb. 70: Bewuchs der Lysimeter 5, 7 und 13 (Fotos: K-UTECH GmbH)	208
Abb. 71: Vergleich von gemessenen und modellierten Sickerwassermengen für die untersuchten Lysimeter (Ausgangsvariante, kumulativ)	213
Abb. 72: Zeitlicher Verlauf von modellierten und gemessenen Sickerwassermengen für eine sich entwickelnde Vegetation (Lysimeter 7/9 und 13/14, kumulativ)	215
Abb. 73: Weidenbewuchs mit Bewässerungseinrichtungen auf der Deponie Deutzen/Regis III (Photo: Schlykow)	218
Abb. 74: Deponie Deutzen/ Regis III mit Hydrotopeinteilung sowie Lage der Dauermessstellen und Bohrstockmessungen	219
Abb. 75: Modellierte und gemessene Bodenfeuchtwerte für die Dauermessstelle 2 (Lehmstandort, Simulationstag 1 = 1. April, Simulationstag 270 = 31. Dezember)	224
Abb. 76: Modellierte und gemessene Bodenfeuchtwerte für die Dauermessstelle 1 (Sandstandort, Simulationstag 1 = 1. April, Simulationstag 270 = 31. Dezember)	227
Abb. 77: Blick in den Lysimeterkeller der Lysimeterstation Brandis mit den insgesamt 24 wägbaren Lysimetern (Photo: Haferkorn)	230
Abb. 78: Bewirtschaftung der Lysimeter (Photo: Haferkorn)	230
Abb. 79: Monatswerte der Sickerwasserbildung und Ausschöpfung der Bodenwasservorräte am Beispiel einer erodierten Braunerde (Messwerte der Lysimetergruppe 5, aus HAFERKORN U.A., 2003, verändert)	232
Abb. 80: Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)	233
Abb. 81: Modellierte und gemessene Bodenwasservorratsänderungen (kumulativ von der Lysimeteroberfläche bis zur -basis) für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)	234
Abb. 82: Modellierte und gemessene Verdunstungsmengen für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)	235

	Seite
Abb. 83: Modellierte und gemessene Jahressummen der realen Verdunstung für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)	236
Abb. 84: Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis (kumulativ) für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)	237
Abb. 85: Monatswerte der Sickerwasserbildung und Ausschöpfung der Bodenvasservorräte am Beispiel einer erodierten Braunerde (Messwerte der Lysimetergruppe 5, aus HAFERKORN U.A., 2003, verändert)	238
Abb. 86: Modellierte und gemessene Verdunstungsmengen für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)	239
Abb. 87: Modellierte und gemessene Jahressummen der realen Verdunstung für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)	239
Abb. 88: Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)	240
Abb. 89: Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis (kumulativ) für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)	241
Abb. 90: Beispiel für ein Vertikalprofil durch eine Deponie mit Subprofilen und Schichttypen (aus SCHROEDER, BERGER, 2004)	255
Abb. 91: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten realen Verdunstungswerte (am Beispiel der Varianten 2 und 3)	273
Abb. 92: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Oberflächenabflüsse (am Beispiel der Varianten 2 und 3)	274
Abb. 93: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Drainabflüsse (am Beispiel der Variante 3)	275
Abb. 94: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Sickerwassermengen an der Modellbasis für die Variante 1	276
Abb. 95: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Sickerwassermengen an der Modellbasis für die Variante 2	276
Abb. 96: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Sickerwassermengen an der Modellbasis für die Variante 3	277
Abb. 97: HELP-BOWAHALD-Ergebnisvergleich bezüglich Oberflächenabfluss im Istzustand (beispielhaft für Hydrotop 1 – westexponiert)	287
Abb. 98: HELP-BOWAHALD-Ergebnisvergleich bezüglich der realen Verdunstung im Istzustand (beispielhaft für Hydrotop 1 – westexponiert)	287

	Seite
Abb. 99: HELP-BOWAHALD-Ergebnisvergleich bezüglich der Sickerwassermengen an der Basis der vorhandenen Abdeckung im Istzustand (beispielhaft für Hydrotop 1 – westexponiert)	288
Abb. 100: Zahl BOWAHALD-Nutzungslizenzen (Stand: März 2006)	291
Abb. 101: Anwendungsgebiete des Modells BOWAHALD	292
Abb. 102: Entwässerungsstrategie der Deponie Himmelsfürst	315
Abb. 103: Beispiel für die Überlagerung von Durchflussganglinien mittels Isochronenmethode (Teilentwässerungsflächen W 1 bis W 6 des Entwässerungsgebietes Süd 1, Lage → s. Anlage 24)	318
Abb. 104: Scheiteldurchflusswerte Q_{\max} [l/s] für ausgewählte Punkte des Entwässerungssystems der Deponie Himmelsfürst für den Endzustand (maßgebende Regendauer: 15 min)	319
Abb. 105: Ganglinien der Zuflüsse zum RHB für Regendauern von 60 bis 240 Minuten	321
Abb. 106: Charakteristik der Zufluss- und Abgabeganglinien zum RHB sowie des sich daraus ergebenden Speichervolumens für eine konstante Regelabgabe von 20 l/s	322
Abb. 107: Charakteristik der Zufluss- und Abgabeganglinien zum RHB sowie des sich daraus ergebenden Speichervolumens für eine konstante Regelabgabe von 100 l/s	322

IV. Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: Gefährdungspotenzial und Handlungsbedarf entsprechend SMU-Erlass „Stilllegung von Deponien“(SMU, 1997)	25
Tab. 2: Spannweiten üblicher Wurzeltiefen für ausgewählte Grünlandvegetationen (nach KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992 und GDA, 2000 A)	38
Tab. 3: Grasarten mit geringen Wurzeltiefen nach KONOLD (1981) und LFUG (1999)	38
Tab. 4: Spannweiten üblicher Wurzeltiefen für ausgewählte Busch- und Baumarten (nach KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992, KONOLD, 1995 und GDA, 2000 A)	40
Tab. 5: Straucharten mit geringen Wurzeltiefen nach KONOLD (1981) und LFUG (1999)	41
Tab. 6: Vorwaldbaumarten für die Begrünung von Deponien und Altablagerungen nach KONOLD (1981, 1995) und LFUG (1999)	43
Tab. 7: Entwicklungsschritte und notwendige Maßnahmen bezüglich der Etablierung eines Deponiewaldes (aus BÖNECKE, 2001)	44
Tab. 8: Maßgebende Leistungen von Deponiedichtungen (aus GDA, 1997 C, ALBERS, 2003)	60
Tab. 9: Optimierungskriterien bezüglich des Wasserhaushaltes von Oberflächen-sicherungen	90
Tab. 10: Wesentliche Ein- und Ausgabewerte des Modells BOWAHALD	99
Tab. 11: Abhängigkeit der Koeffizienten b und c (s. Gleichung 5) von der Horizontalabschirmung (Stationslage hinsichtlich Geschütztheit) und der Niederschlagsart (nach RICHTER, 1995)	101
Tab. 12: Prozentuale Korrekturen der Niederschlagswerte nach RICHTER (1995)	102
Tab. 13: Innerjährliche Verteilung von Niederschlagshäufigkeiten und Tagesmaximum des Niederschlages	105
Tab. 14: Gemessene und BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge für ausgewählte Messstationen des DWD	107
Tab. 15: BOWAHALD-modellierte mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) für die Sicherungssysteme 1 (Abdeckung) und 2 (Dichtung entsprechend DK I) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten	109

	Seite
Tab. 16: Maximale Speichervermögen S_{MAX} für verschiedene Waldtypen und maximale Blattflächenindizes BFI_{MAX} für verschiedene landwirtschaftliche Kulturen (in Anlehnung an	114
Tab. 17: Erfassung der Schneeschmelze - Methodenübersicht	121
Tab. 18: Mittlere Spannweiten der Tagesmitteltemperaturen DT der untersuchten DWD-Stationen	124
Tab. 19: CN-Faktoren in Abhängigkeit von Bodentyp und Bodennutzung für ausgewählte Nutzungen (nach US SCS, 1986)	129
Tab. 20: Mittlere Filtrationskoeffizienten (k_f -Werte) für verschiedene Bodentexturklassen	131
Tab. 21: Maximaler Muldenspeicher für Hangneigungen kleiner 1 % im Ergebnis von Untersuchungen für kleine Einzugsgebiete und Versuchsparzellen nach verschiedenen Autoren (aus MANIAK, 1992)	138
Tab. 22: Maximale Muldenspeichermengen für die BOWAHALD-relevanten Nutzungen für Hangneigungen kleiner 1 %	138
Tab. 23: Maximal mögliche tägliche Sonnenscheindauer [h/d] in Abhängigkeit von der geographischen Breite (Nordhalbkugel), bezogen auf die Monatsmitte (aus DVWK, 1996)	154
Tab. 24: Extraterrestrische Strahlung [$J/(cm^2 \cdot d)$] in Abhängigkeit von der geographischen Breite (Nordhalbkugel), bezogen auf die Monatsmitte aus DVWK (1996)	155
Tab. 25: Monatsvariable HAUDE-Faktoren f [$mm/(hPa \cdot d)$] (aus DVWK, 1996)	156
Tab. 26: Hangneigungskorrekturfaktoren für verschiedene Expositionen nach GOLF (1981)	157
Tab. 27: Ergebnis einer KOSTRA-Starkregenanalyse, beispielhaft für das Rasterfeld Freiberg/Brand-Erbisdorf	174
Tab. 28: Basisregenspenden $P_S(15,1)$ für ausgewählte deutsche Städte (aus SCHNEIDER, 1996)	175
Tab. 29: Basisregenspenden $P_S(15,1)$ für verschiedene geographische Regionen Deutschlands (aus SCHNEIDER, 1996)	175
Tab. 30: In Deutschland häufig angesetzte Wiederkehrintervalle für wasserwirtschaftliche Bemessungsaufgaben (aus SCHRÖDER U.A., 1994)	179
Tab. 31: ROHALDEP-intern verwendete minimale Abflussbeiwerte ψ [%]	184
Tab. 32: Rauigkeitsbeiwerte k_{St} nach Strickler (aus SCHNEIDER, 1996)	194

	Seite
Tab. 33: Vertikaler Schichtenaufbau der im Rahmen der Modellkalibrierung genutzten Lysimeter (aus KUTEC, 2002)	209
Tab. 34: Übersicht über die für die BOWAHALD-Modellierung notwendigen pedologische Parameter	210
Tab. 35: Vergleich der Simulationsergebnisse mit den Lysimetermessungen für die Ausgangsvariante (Gesamtbilanzen als mittlere Jahressummen über den jeweiligen Simulationszeitraum)	211
Tab. 36: Simulierte und gemessene Sickerwassermengen für die Lysimeter 7/9 bei Änderung der pedologischen Parameter (Gesamtbilanzen als mittlere Jahressummen über den jeweiligen Simulationszeitraum)	212
Tab. 37: Übersicht über die zeitlich veränderten Bewuchsparameter	215
Tab. 38: Morphologisch relevante Modellparameter	220
Tab. 39: BOWAHALD-relevante Bewuchsparameter des Jahres 2003 für den Sandstandort	221
Tab. 40: BOWAHALD-relevante Bewuchsparameter des Jahres 2003 für den Lehmstandort	221
Tab. 41: Wasserhaushaltlich relevante pedologische Parameter für den Sandstandort	222
Tab. 42: Wasserhaushaltlich relevante pedologische Parameter für den Lehmstandort	222
Tab. 43: Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Zeitraum April bis Dezember 2003 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961 - 1990)	223
Tab. 44: Wesentliche Eingabewerte des Modells HELP	257
Tab. 45: Wesentliche Ausgabewerte des Modells HELP	258
Tab. 46: In den Modellen HELP und BOWAHALD verwendete Modellansätze zur Erfassung der Teilprozesse des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen	260
Tab. 47: Begriffe und Parameter zur Charakterisierung der Entzugs- und Bewuchsparameter in HELP bzw. BOWAHALD	267
Tab. 48: Vertikaler Schichtenaufbau für die drei Deponievarianten	271
Tab. 49: Gesamtbilanzen (als mittlere Jahressummen über den Simulationszeitraum)	272
Tab. 50: Hydrotopeteilung der Deponie Schneidenbach (erweitert nach HGC, 2004)	278

	Seite
Tab. 51: Langjährige Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Reihe 1961 - 90)	284
Tab. 52: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für die Deponie im Istzustand	285
Tab. 53: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für die Deponie Schneidenbach im Verwahrungszustand für die insgesamt 4 Bewuchsvarianten	289
Tab. 54: Prozentuale Änderungen der relevanten Wasserhaushaltsgrößen im Verwahrungszustand im Vergleich zum Istzustand für die insgesamt 4 Bewuchsvarianten (Istzustand = 100 %)	289
Tab. 55: Hydrotopenteilung der Deponie Borsdorf	294
Tab. 56: Variationen der pedologischen Parameter von Ober- und Unterboden	296
Tab. 57: Langjährige Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Stationen Leipzig-Mockau, Leipzig-Schkeuditz und Brandis, Reihe 1961 - 90)	298
Tab. 58: BOWAHALD-synthetisierte und gemessene Niederschlagsverteilungen	298
Tab. 59: Primärdaten für die statistischen Untersuchungen zu Nass- und Trockenjahren	299
Tab. 60: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für das Hydrotop 4 (Grasbewuchs) für die im Rahmen der wasserhaushaltlichen Optimierung untersuchten Varianten	301
Tab. 61: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für das Hydrotop 8 (Strauchbewuchs) für die im Rahmen der wasserhaushaltlichen Optimierung untersuchten Varianten	302
Tab. 62: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für die Deponie Borsdorf im Planungszustand für die wasserhaushaltlich optimierte Variante	305
Tab. 63: Simulierte Sickerwassermengen für verschiedene klimatische Zustände für die Deponie Borsdorf im Planungszustand (alle Werte in mm/a)	305
Tab. 64: Hydrotopenteilung der Deponie Nißma	308
Tab. 65: Langjährige Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Reihe 1961 - 90)	310
Tab. 66: Maximale Austrocknungsbeträge der Dichtschicht für das Hydrotop 3 für verschiedene Parameter der Rekultivierungsschicht	311

	Seite
Tab. 67: Maximale Austrocknungsbeträge der Rekultivierungsschicht für das Hydrotop 3 für Rekultivierungsschichtmächtigkeiten m_{REKU} von 1,0 und 1,7 m	313
Tab. 68: Speichervolumen (in m^3) des Oberflächenwasser-Rückhaltebeckens für Regendauern zwischen 10 Minuten und 1 Tag	320
Tab. 69: Hydrotopenteilung der Deponie Liebertwolkwitz	323
Tab. 70: Drainkapazitäten der einzelnen Hydrotope für den Planungszustand	325
Tab. 71: Hydrotopcharakteristik der Deponie Deutzen	327
Tab. 72: Jahresbilanzen der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen für Zusatzwassergaben bei Auffeuchtung der gesamten 1,2 m Rekultivierungsschicht (als mittlere Jahressummen für die gesamte Deponie)	330
Tab. 73: Jahresbilanzen der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen für Zusatzwassergaben bei Auffeuchtung der obersten 50 cm der Rekultivierungsschicht (als mittlere Jahressummen für die gesamte Deponie)	331
Tab. 74: Mittlere, saisonal minimale und maximale Zusatzwassergaben für die Lehm- bzw. Sandbereiche der Deponie (monatliche und jährliche Summen in mm)	333
Tab. 75: Monatliche mittlere Verteilung der Zusatzwassergaben für die Lehm- bzw. Sandbereiche der Deponie (Anzahl Tage mit Zusatzwassergaben)	333
Tab. 76: Maximale tägliche Zusatzwassergaben [in mm] für die Lehm- und Sandstandorte bei Unterschreitung einer 5-Tagevorregensumme von 5 mm	335
Tab. 77: Jahresbilanzen der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen für Zusatzwassergaben entsprechend Tabelle 76 (als mittlere Jahressummen)	336

V. Anlagenverzeichnis

- Anl. 1: Zuordnungskriterien für abfallrelevante Parameter für die Deponieklassen I und II nach TA Siedlungsabfall (TASI, 1993)
- Anl. 2: Zuordnungskriterien für abfallrelevante Parameter für die Deponiekategorie III nach TA Abfall (TAA, 1991)
- Anl. 3: Kennzeichnung der Stationen des Deutschen Wetterdienstes DWD mit frei verfügbaren Tages- und Monatswerten BOWAHALD-relevanter meteorologischer Größen (Quelle: www.dwd.de)
- Anl. 4: Gemessene und auf der Grundlage von monatlichen Messwerten BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge (1992 – 2001) für ausgewählte Messstationen des DWD, Stationskennzeichnung s. Anlage 3
- Anl. 5: Gemessene und auf der Grundlage von langjährigen monatlichen Mittelwerten BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge (1992 – 2001) für ausgewählte Messstationen des DWD, Stationskennzeichnung s. Anlage 3
- Anl. 6: Mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) des Sicherungssystems 1 (Abdeckung) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten
- Anl. 7: Mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) des Sicherungssystems 2 (Dichtung DK I) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten
- Anl. 8: Berechnungsgleichungen zur Berechnung des realen Interzeptionsspeichers für BOWAHALD-relevante verschiedene Nutzungen
- Anl. 9: CN-Faktoren (in %) in Abhängigkeit von Bodentyp für alle BOWAHALD-relevanten Nutzungen (NZ) nach US-SCS (1972) in Anlehnung an DVWK (1980) und MAIDMENT (1992)
- Anl. 10: k_r -CN-Regressionsbeziehungen für verschiedene BOWAHALD-Nutzungen
- Anl. 11: Bestandskoeffizienten k_C für BOWAHALD-relevante Nutzungen
- Anl. 12: Vegetationsbedeckungsgrade und Maximale Wurzeltiefen für BOWAHALD-relevante Nutzungen
- Anl. 13: Ermittlung von Starkregenmengen P [mm] nach verschiedenen Verfahren (beispielhaft für das Rasterfeld Freiberg/Brand-Erbisdorf)
- Anl. 14: Speicherparameter des Parallelkaskadenmodells für flächenhafte Abflusskonzentration
- Anl. 15: Übersicht über Modelle zur Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone (aus BERGER, 1998)
- Anl. 16: Karte der Deponie Schneidenbach mit Hydrotopeneilung

-
- Anl. 17: Herleitung HELP- und BOWAHALD-relevanter pedologischer Parameter für das Rekultivierungsmaterial der Deponie Schneidenbach im Verwahrungszustand
- Anl. 18: Mittlere monatliche Tagessummen der Globalstrahlung auf die horizontale Ebene (mWh/cm^2) und auf diese normierte, aus Stundensummen berechnete Globalstrahlung unterschiedlich exponierter Ebenen für Hamburg-Sasel, 1987 – 1993 (aus BERGER, 1998)
- Anl. 19: Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (HELP-Modellierung)
- Anl. 20: Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (BOWAHALD-Modellierung)
- Anl. 21: Übersicht über BOWAHALD-Nutzungslizenzen
- Anl. 22: Karte der Deponie Borsdorf mit Hydrotopeninteilung
- Anl. 23: Karte der Deponie Nißma mit Hydrotopeninteilung
- Anl. 24: Übersicht über die Teilentwässerungsflächen der Deponie Himmelsfürst
- Anl. 25: Übersicht über die flächenvariablen Eingabewerte des Modells ROHALDEP (Deponie Himmelsfürst)
- Anl. 26: Übersicht über Daten und Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsberechnungen für die Entwässerungseinrichtungen (Deponie Himmelsfürst)
- Anl. 27: Karte der Deponie Liebertwolkwitz mit Hydrotopeninteilung
- Anl. 28: Niederschlagshöhen und -spenden für das Untersuchungsgebiet Liebertwolkwitz (nach BARTELS U.A., 1997)

1. Problemstellung

Die menschliche Existenz ist untrennbar verbunden mit bewussten und zielgerichteten Eingriffen in den Stoff- und Energiehaushalt der Erde. Bei der Nutzung der natürlichen Ressourcen entstanden zu jeder Zeit solche Produkte, die entsprechend des Standes von Wissen und Technologie keiner weiteren Nutzung zugeführt werden konnten. Diese Produkte, sog. Abprodukte oder Abfälle, wurden „beseitigt“, in dem man sie ablagerte (lateinisch *deponere* = ablegen, SAUERMOST, FREUDIG, 2000). Damit, so glaubte man lange Zeit, waren sie dem Stoffkreislauf entzogen. Dies dürfte auch einer der wesentlichen Gründe dafür sein, dass man bei der Wahl der Ablagerungsstandorte nicht vordergründig davon ausging, dass von den Ablagerungen nachfolgende Gefährdungen ausgehen können.

In Gebieten mit geringer Bevölkerungsdichte und folglich geringem Abfallvolumen war (und ist bis heute) diese Herangehensweise i.d.R. kaum problematisch, solange das Stoffinventar der Ablagerungen biologisch gut abbaubar ist. Anders gestaltete sich die Situation z.B. in Bergbaugebieten, bei denen diese gute Abbaubarkeit häufig nicht gegeben ist oder auch in Städten mit höherer Bevölkerungsdichte und folglich höherem Abfallaufkommen. So haben die Seuchen und großen Epidemien, wie z.B. die zwischen 1347 und 1352 grassierende Pest, bei der mindestens ein Drittel der Bevölkerung Europas den Tod fand (BERGOLDT, 1994), eine Ursache in der aus heutiger Sicht unkontrollierten Ablagerungspraxis.

Mit dem Beginn der industriellen Revolution vor nunmehr etwa 200 Jahren nahmen infolge der stark steigenden Stoff- und Energieumsätze die Mengen an zunächst nicht verwertbaren und deshalb abgelagerten Substanzen sprunghaft zu. Bis in die siebziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts (Westdeutschland) bzw. bis 1990 (Ostdeutschland) hinein war es üblich, die Abfälle auf Müllplätzen in der Nähe ihrer Entstehung (in Gruben oder in Form von Halden) mehr oder weniger ungeordnet abzulagern (HÖSEL, 1990, WEBER, 1990). Global gesehen hält diese Tendenz bis heute an. So werden z.B. in Brasilien nach Angaben des IGBE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) derzeit über 70 % der Abfälle auf ungesicherte Deponien verbracht. Andere Quellen (Weltbank, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GDZ) geben an, dass in einigen lateinamerikanischen Ländern überhaupt nur 60 – 70 % des Abfalls durch die Müllabfuhr erfasst werden (zitiert in FRICKE, SANTEN, 2002).

Andererseits beginnt sich die Einsicht einer ganzheitlichen und folglich nachhaltigen Nutzung der natürlichen Ressourcen zumindest in den entwickelten Ländern dieser Erde nach und nach zunächst in den Köpfen, nachfolgend in den Gesetzlichkeiten und in der praktischen Umsetzung durchzusetzen.

Ein ganzheitliches Ressourcenmanagement schließt ein ökologisch orientiertes Abfall- und Sicherungsmanagement ein, welches sowohl die laufend anfallenden Abfälle als auch die in der Vergangenheit abgelagerten Abfälle betrifft und das vorrangige Ziel verfolgt, die von einem Ablagerungsstandort ausgehenden Gefahren zu minimieren. Eine ganzheitliche Betrachtungsweise beinhaltet auch eine Betrachtung und Bewertung des wasserhaushaltlichen Verhaltens eines ehemaligen, derzeit bestehenden bzw. geplanten Ablagerungsstandortes.

Diese Bewertung stellt eine außerordentlich vielschichtige und interdisziplinäre Aufgabe dar, bei der die Probleme, die mit dem Wasserpfad (Wassertransport und Wasserspeicherung) gekoppelt sind, zweifellos eine Schlüsselstellung einnehmen und gleichsam bedeutend für andere Problemstellungen sind, so u.a. für die Staub- und ggf. Schadstoffabwehrung, für die Standsicherheit der Böschungen sowie für die Mobilisierung und den Austrag von Wasserinhaltsstoffen (ggf. Schadstoffen) in die Oberflächengewässer, in den Untergrund und ins Grundwasser. Ergebnisse aus wasserhaushaltlichen Untersuchungen sind somit eine wesentliche Grundlage in Bezug auf Entscheidungen bezüglich der Art der Verwahrung (nass/trocken, Über-/Untertage) und die Gestaltung der Sicherung (z.B. technischer Aufbau, Eigenschaften).

Der Wasserpfad interessiert besonders im Hinblick auf das kurzfristige Verhalten infolge Starkregen und in Bezug auf das langjährige wasserhaushaltliche Verhalten. Sich hieraus ergebende Frage- und Aufgabenstellungen können vielschichtig sein, so u.a.:

- die Bilanzierung der Wassermengen und Stofffrachten (Schadstofftransport) innerhalb von Sicherungssystemen an der Oberfläche bzw. Basis der Ablagerung, innerhalb der Ablagerung selbst (u.a. für biologische u./o chemische Umsetzungsprozesse) bzw. im Untergrund, ggf. vertikal bis zum Grundwasser bzw. horizontal bis in die Vorflut,
- der Vergleich der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit verschiedener Sicherungsvarianten im Rahmen von Planungsarbeiten und die Erarbeitung von Vorzugsvarianten,

- die Bewertung der Erosions- und Standsicherheit der Böschungen,
- die Planung der Wasserhaltung (Bemessung von ober- und unterirdische Entwässerungseinrichtungen),
- die Einschätzung der Langzeitbeständigkeit und der Langzeitfunktionalität vorhandener bzw. zu planender Sicherungsmaßnahmen. (z.B. der Dauer und Beständigkeit von Renaturierung und Begrünung) sowie
- Maßnahmen zur Verminderung bzw. Verhinderung der Abwehung von Staub und anderen Substanzen (Radionuklide, Schwermetalle, Gase ...).

Wasserhaushaltsuntersuchungen sind i.d.R. standortbezogen durchzuführen. Ergebnisse sind nicht ohne weiteres auf andere Standorte übertragbar. Andere Randbedingungen (z.B. andere klimatische Bedingungen) können bei ansonsten gleichen Voraussetzungen (z.B. vergleichbarem Gefährdungspotenzial) zu ganz unterschiedlichen Lösungen führen.

Wegen der Vielzahl denkbarer Aufgabenstellungen und Randbedingungen im Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt von Ablagerungen, vor allem aber wegen der Vielzahl, Komplexität und Verflechtung der wasserhaushaltlichen Prozesse, die sowohl im Ablagerungskörper selbst als auch (so vorhanden) in den Sicherungssystemen wirken, erweisen sich im allgemeinen einfache Ansätze zur Quantifizierung des wasserhaushaltlichen Verhaltens als nicht ausreichend. Als zielführend haben sich hingegen anwendungsorientierte Wasserhaushaltsmodelle erwiesen.

Das weltweit am weitesten verbreitete und angewendete Modell zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes von Deponien, das bezüglich einer Anwendungen jedoch nicht ausschließlich auf Deponien beschränkt ist, ist das seit Anfang der 1980-er Jahre im Auftrag der US Environmental Protection Agency EPA entwickelte Modell HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance, SCHROEDER AT AL., 1994).

Im nationalen Maßstab ist es ebenfalls das HELP-Modell, dass die größte Verbreitung gefunden hat. Für deutsche Verhältnisse angepasst und validiert (BERGER, 1998) sind es vor allem die Versionen 3.50d (BERGER, 2001) und 3.80d (BERGER, 2004), die derzeit angewendet werden.

Eine Alternative zum HELP-Modell stellt das Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD dar, das aufbauend auf dem Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM (DUNGER, 1985, 1989, PESCHKE, 1983, GURTZ, 1988) insbesondere seit Beginn der 1990-er Jahre kontinuierlich weiterentwickelt wurde und gegenwärtig in der Version 04/2002 (DUNGER, 2002 a) vorliegt. Vor allem in Sachsen ist das Modell BOWAHALD ein alternativ zum HELP-Modell empfohlener Simulator (LFUG, 1999, SMUL, 1999).

In der vorliegenden Habilitationsschrift werden die für Oberflächensicherungssysteme relevanten Prozesse des Wasserhaushalts analysiert, deren Umsetzung im Modell BOWAHALD dargestellt sowie am Beispiel ausgewählter Kalibrierungs- und Anwendungsbeispiele Möglichkeiten und Grenzen der Anwendbarkeit des Modells aufgezeigt.

2. Charakteristik des Wasserhaushaltes von Halden und Deponien (ohne Sicherungssysteme)

2.1. Allgemeine Charakteristik des Wasserhaushaltes

Unter Wasserhaushalt versteht man das Zusammenwirken der Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Verdunstung, Abfluss und Speicheränderung (s. u.a. BAUMGARTNER, LIEBSCHER, 1990, SINGH, 1992, DYCK, PESCHKE, 1995). Die genannten Größen des Wasserkreislaufs können bei detaillierterer Betrachtung weiter aufgesplittet werden (vgl. auch Abbildung 1). Das Zusammenwirken der einzelnen Wasserhaushaltsgrößen lässt sich wie folgt charakterisieren (s. u.a. SINGH, 1992, DYCK, PESCHKE, 1995, DIN 4049):

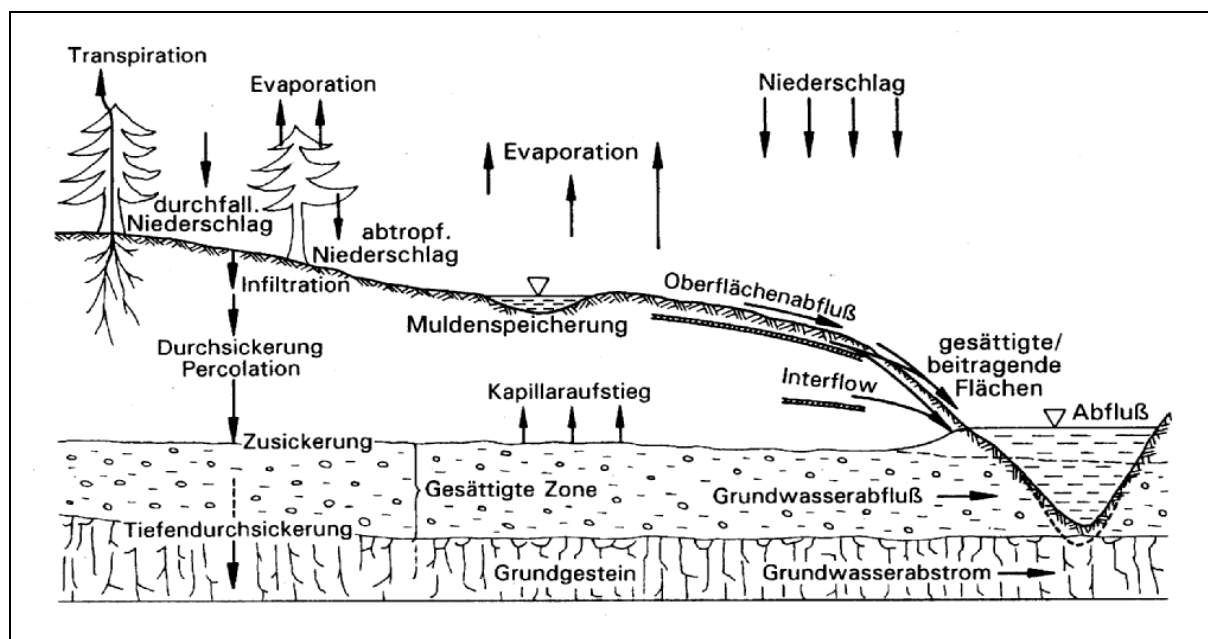


Abb. 1: Elemente des Wasserkreislaufs (aus BRONSTERT, 1994)

Wasser, das infolge von Kondensation (Phasenübergang gasförmig \rightarrow flüssig) bzw. Sublimation (Phasenübergang gasförmig \rightarrow fest) aus atmosphärischem Wasserdampf ausgeschieden wird, gelangt als *Niederschlag* auf Boden, Pflanzen, Schnee, freie Wasserflächen oder auf versiegelte (wasserundurchlässige) Flächen. Ein Teil des Niederschlages kann zunächst auf oder oberhalb der Bodenoberfläche zurückgehalten (zwischengespeichert) werden. Hinsichtlich dieses Rückhaltes auf oder oberhalb der Bodenoberfläche unterscheidet man:

- Rückhalt auf der Pflanzendecke (*Interzeption*)
- Zwischenspeicherung in Mulden
- Retention in der Schneedecke
- Benetzung versiegelter Flächen

Der Niederschlag und das ggf. zwischengespeicherte Wasser können nachfolgend durch die Oberfläche infiltrieren (einsickern) oder verdunsten (s.u.).

Die Intensität der *Infiltration* von Wasser wird durch die Niederschlagsintensität einerseits und durch das Wassertransportvermögen der Oberfläche andererseits bestimmt. Solange die Niederschlagsintensität geringer als das Wassertransportvermögen der Oberfläche ist, kann der die Oberfläche erreichende Niederschlag vollständig infiltrieren. Übersteigt die Niederschlagsintensität das Wassertransportvermögen der Oberfläche, so kann nur ein Teil des Niederschlages infiltrieren. Zusätzlich kommt es in diesem Falle zur Bildung von *Oberflächenabfluss*. Oberflächenabfluss kann ferner infolge einer Wasseraufsättigung im Boden, die bis zur Oberfläche reicht bzw. durch Wiederaustreten bereits infiltrierter Wässer erfolgen.

Der Oberflächenabfluss wird der Schwerkraft gehorchend hangabwärts fließen und entweder zeitverzögert infiltrieren oder aber hydraulisch in einen Abflussgraben, ein Fließ- oder Standgewässer bzw. ins Meer entlasten. Das in den Boden infiltrierte Wasser versickert nachfolgend infolge des Wirkens der Gravitation in tiefere Bodenbereiche. Wie weit die *Versickerung* (*Durchsickerung*) vertikal vordringt, hängt von einer ganzen Reihe von Faktoren ab: u.a. von der auffüllbaren Porosität des Bodens (Bodenfeuchte), von der Schichtung und vom Grundwasserflurabstand.

Beim Zusammentreffen des nach unten versickernden Wassers mit einer schlechter wasserdurchlässigen Schicht kann es zum Wasseraufstau und zu einem bodeninternen, lateralen (hypodermischen) Abfluss (*Interflow*) oberhalb des Grundwasserspiegels kommen. Analog zum Oberflächenabfluss kann der hypodermische Abfluss je nach Bedingungen im Untergrund auf seinem Fließweg nachfolgend weiter versickern (bei sich verbesserndem Wassertransportvermögen der den Aufstau bewirkenden Schicht) oder hydraulisch in einen Abflussgraben, ein Fließ- oder Standgewässer bzw. ins Meer entlasten.

Die versickernde Wassermenge, die den Grundwasserspiegel erreicht, wird als Grundwasserneubildung bzw. *Zusickerung* bezeichnet. Aus dem Grundwasser kann das Wasser in tiefere Schichten versickern (*Tiefendurchsickerung*), seitlich analog Oberflächen- und hypodermischem Abfluss entlasten oder infolge des Wirkens von Kapillarkräften entgegen der Schwerkraft erneut in die ungesättigte Zone aufsteigen.

Der Wasserkreislauf wird durch das Wirken der Verdunstung geschlossen. Unter Verdunstung versteht man den Wasserfluss Richtung Atmosphäre infolge Phasenübergang flüssig → gasförmig oder fest → gasförmig unterhalb der Siedetemperatur. Je nach dem, ob dieser Prozess nach rein physikalischen Gesetzmäßigkeiten abläuft oder ob hieran biotische Prozesse beteiligt sind, unterteilt man den Verdunstungsprozess in:

- *Evaporation*: Verdunstung ohne biotische Prozesse, z.B. von unbewachsenen oder schneebedeckten Flächen, von freien Wasserflächen und von Pflanzenoberflächen (*Interzeptionsverdunstung*)
- *Transpiration*: Verdunstung unter Mitwirkung biotischer Prozesse (Entzug von Bodenwasser über die Pflanzenwurzeln, Transport zu den Blättern und geregelte Abgabe an die Atmosphäre)

Die Summe aus Evaporation und Transpiration wird auch als Evapotranspiration bezeichnet.

In allen eben dargestellten Wasserumsatzräumen kann es zu einer Wasserspeicherung kommen. Den in einem Zeitraum zu verzeichnenden Gewinn oder Verlust an gespeichertem Wasser bezeichnet man als Speicheränderung.

Betrachtungen zum Wasserhaushalt haben immer einen räumlichen und zeitlichen Bezug. Der räumliche Bezug reicht von punktuellen bzw. quasi punktuellen (z.B. Lysimeteruntersuchungen) bis zu globalen Betrachtungen. Praktische (i.d.R. kleinräumige) Wasserhaushaltsuntersuchungen beziehen sich häufig auf die Ebene eines Hydrotops (Fläche gleicher hydrologischer Charakteristik, DYCK, PESCHKE, 1995) bzw. auf ein Einzugsgebiet (in der Horizontalprojektion gemessenes Gebiet, aus dem das Wasser einem bestimmten Ort zufließt, DIN 4049).

Der zeitliche Bezug richtet sich vor allem nach der Dynamik der zu betrachtenden Wasserhaushaltsgröße und nach der Zielstellung, die mit der Wasserhaushaltsuntersuchung verfolgt wird. So erfordern z.B. Untersuchungen zum Oberflächenabfluss eine hohe zeitliche Auflösung (i.d.R. im Minuten-, maximal Stundenbereich), wogegen Aussagen zu mittleren Grundwasserneubildungsmengen ggf. (z.B. bei Vorhandensein guter Infiltrationsbedingungen) mit langjährigen Mittelwerten möglich sind.

Die Quantifizierung (Bilanzierung) des Wasserhaushaltes erfolgt mittels Wasserhaushaltsgleichung. Für ein beliebiges Gebiet (s. Abbildungen 1 und 2) gilt die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung:

$$P + RO_i + RU_i = RO + RU + ETR \pm \Delta S \quad (1)$$

mit: P - Niederschlag auf das Gebiet
 RO_i - oberirdischer Zufluss in das Gebiet
 RU_i - unterirdischer Zufluss in das Gebiet
 RO - oberirdischer Abfluss aus dem Gebiet
 RU - unterirdischer Abfluss aus dem Gebiet
 ETR - reale Verdunstung des Gebietes
 ΔS - Speicheränderung (oberirdisch, Boden, Grundwasser)

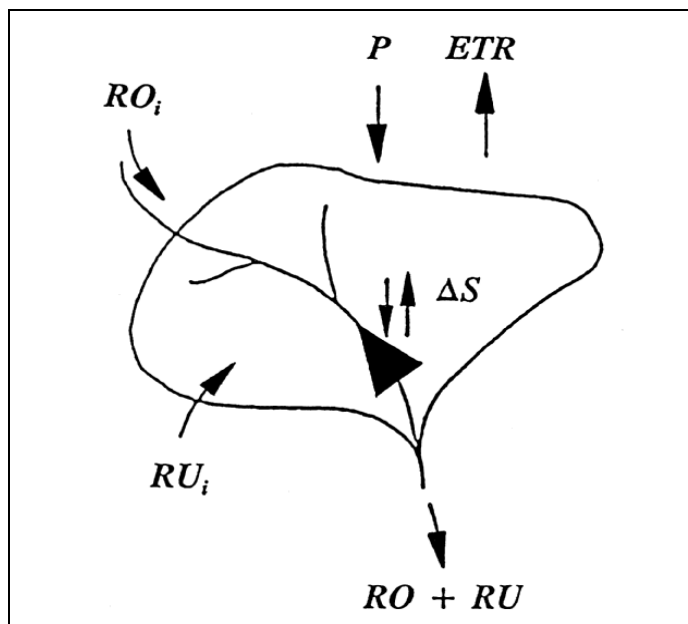


Abb. 2:

Wasserhaushalt eines beliebigen Gebietes (vereinfacht, schematisiert)

Im Falle der Betrachtung des Wasserhaushaltes über lange Zeitabschnitte (Jahrzehnte) kann die Speicheränderung ΔS im allgemeinen vernachlässigt werden ($\Delta S \rightarrow 0$). Phasen mit einem Wasserüberschuss, welche zu einer Auffüllung der o.g. Speicherräume führen und Phasen, die eine Entleerung der Speicherräume bewirken, gleichen sich in etwa aus.

Bei Bilanzierung für ein abgeschlossenes Einzugsgebiet können ferner Zuflüsse in das betrachtete Gebiet ausgeschlossen werden ($RU_i + RU_i = 0$). Die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung vereinfacht sich hierdurch:

$$P = ETR + RO + RU \quad (2)$$

(Symbole \rightarrow s. Gleichung 1)

2.2. Besonderheiten des Wasserhaushaltes von Halden und Deponien

2.2.1. Überblick

Die Hauptprozesse des Wasserhaushaltes von Halden und Deponien einschließlich evtl. vorhandener Sicherungssysteme (Oberflächen- bzw. Basissicherung) sind identisch mit den im Abschnitt 2.1 dargestellten Prozessen. Allerdings ist bei Deponien und Halden differenziert zu unterscheiden hinsichtlich der Wasserhaushaltsprozesse (s. auch Abbildung 3):

- innerhalb der Oberflächensicherung (Abdeckung, Abdichtung),
- im Halden- bzw. Deponiekörper,
- innerhalb der Basisabdichtung,
- im Untergrund und
- ggf. unter Berücksichtigung seitlicher Zuströme in die Deponie/Halde (in Verbindung mit dem Gebietswasserhaushalt).

Wegen der außerordentlichen Komplexität des Wasserhaushaltes innerhalb von Oberflächensicherungen ist dieser Problematik ein separates Kapitel (s. Abschnitt 3) gewidmet. Im folgenden werden die Wasserhaushaltsprozesse in ungesicherten Halden und Deponien betrachtet.

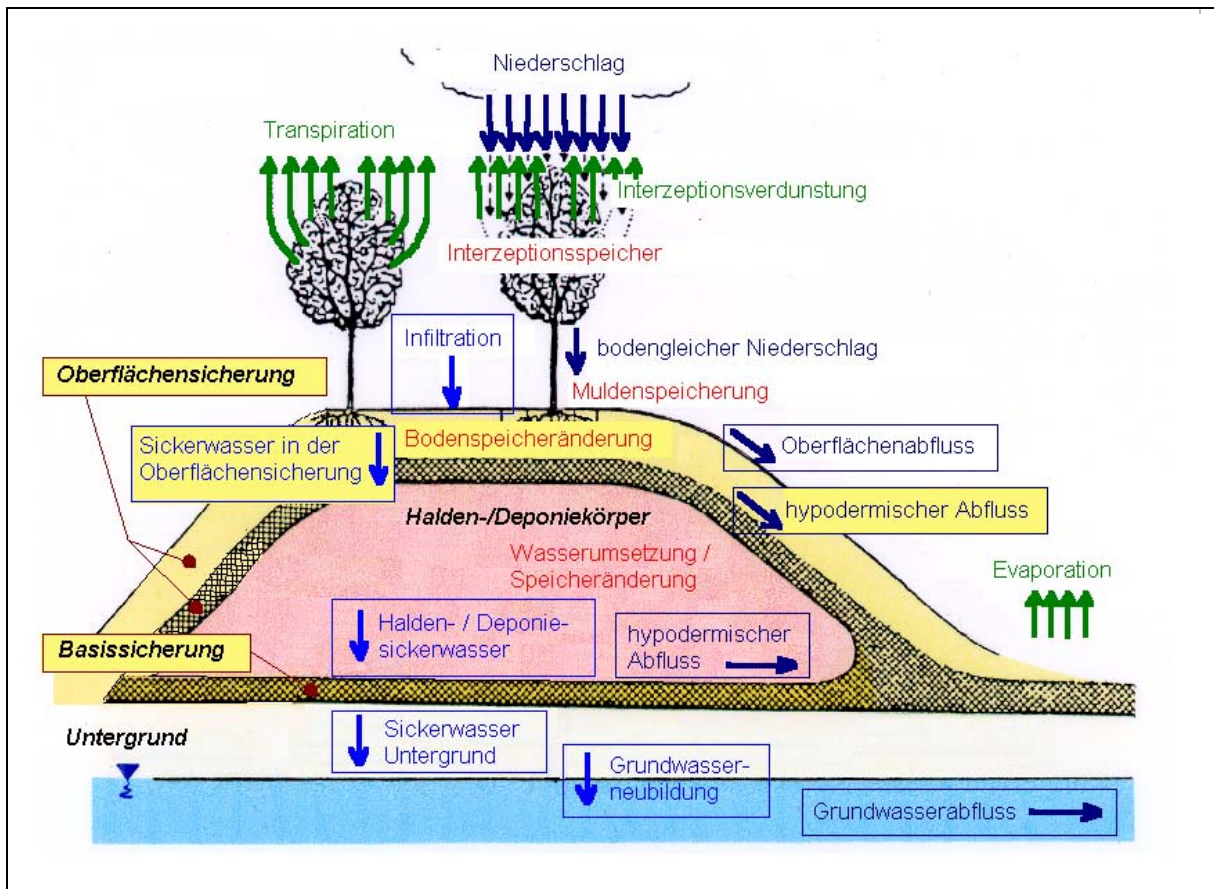


Abb. 3: Größen des Deponie-/Haldenwasserhaushaltes (verändert nach BRECHTEL, 1984)

2.2.2. Besonderheiten des Haldenwasserhaushaltes

Halden sind i.d.R. im Freien angelegte Vorrats- bzw. Zwischenlager für Nutstoffe, die zum Zeitpunkt ihrer Einlagerung nicht benötigt werden (SAUERMOST, FREUDIG, 2000). Bergehalden sind vorrangig im Zusammenhang mit der bergbaulichen Rohstoffgewinnung (in Deutschland vor allem Erz-, Kohle- und Salzbergbau) bzw. Rohstoffaufbereitung und -verarbeitung (Aufbereitungs- und Produktionsreststoffhalden, z.B. Schlackehalden) entstanden. In Abhängigkeit von der Aufhaltungstechnologie (Schütttechnologie) unterscheidet man (HÄHNE U.A., 1995):

- Tafelhalden, die durch kein bzw. geringes Plateaufälle gekennzeichnet sind
- Kegel- bzw. Kegelstumpfhalden
- Hanghalden (Schüttung an bestehende Hänge)
- Pulthalden

- Innenkippe (Tagebauverfüllung)
- Beckenfüllung (Absetzhalde, sog. Tailing)

Aus der Verschiedenheit der aufgehaldeten Materialien im Zusammenspiel mit den aufgezeigten Aufhaltungstechnologien ergeben sich eine ganze Reihe von Besonderheiten bezüglich des wasserhaushaltlichen Verhaltens von Halden, die u.a. in DUNGER, C. (1998) zusammengefasst sind und im folgenden kurz dargestellt werden sollen.

Kleinklima:

In Folge der äußeren Haldenstruktur kommt es insbesondere bei großen Halden (mehrere zehn Meter Schütthöhe und mehrere Hektar Aufstandsfläche) zur Herausbildung eines Kleinklimas auf der Halde selbst und in unmittelbarer Haldenumgebung. Die Folgen können u.a. sein (SCHMIDT U.A., 1986, STOCK U.A., 1986, WIGGERING, KERTH, 1991):

- erhöhte Tagestemperaturen von bis zu 1 °C im Frühjahr und Sommer und bis zu 0,5 °C im Herbst → Wärmeinseleffekt
- Verringerung der Windgeschwindigkeit im Luv- und Leebereich, Erhöhung an den Haldenflanken und im Topbereich der Halde, ggf. Ablenkung der Windrichtung (s. auch MEER, 2000 sowie STUDE, LIEBMANN, PARNIESKE-PASTERKAMP, 2002)
- kleinere Niederschlagsmengen vor allem an den Flanken und auf dem Plateau vor allem wegen des o.g. Windeinflusses

Haldenmorphologie:

Die Haldenmorphologie beeinflusst nicht nur das Kleinklima (s.o.), sondern in nicht unerheblichem Maße das Verdunstungs- und Abflussverhalten. Insbesondere stark geneigte Haldenflächen begünstigen die Bildung von Oberflächenabfluss und ggf. (im Falle des Vorhandenseins haldeninterner wasserstauer Schichten) die hypodermische Abflussbildung. Hohe Böschungsneigungen in Kombination mit der Exposition (Ausrichtung) beeinflussen die potenzielle (maximal mögliche) Verdunstung in hohem Maße (südexponiert: etwa doppelt so große Verdunstung bei 45 ° Neigung im Vergleich zur Ebene, nordexponiert: nur etwa 40 – 50 % im Vergleich zur Ebene, GOLF, 1981, vgl. auch Abschnitt 4.5.8.3).

Hydrologisch relevante pedologische Eigenschaften:

Die Schütttechnologie beeinflusst die innere Struktur der Halde und damit u.a. die Korngrößenverteilung (Fraktionierungsprozesse) und die Ausbildung von Verdichtungshorizonten. Damit einher geht oftmals eine ausgeprägte Anisotropie des Wassertransportvermögens und die Ausbildung eines Doppelporositätssystems (Matrixporosität der aufgehaldeten Materialien sowie bevorzugte sekundäre Sickerbahnen zwischen den Materialpartikeln bzw. -aggregaten). Halden mit großer Schüttmächtigkeit und folglich hohem Haldenvolumen sind ferner durch eine hohe mittlere Verweildauer des Sickerwassers (ggf. mehrere Jahre, z.T. Jahrzehnte) gekennzeichnet.

Die pedologischen Eigenschaften sind im allgemeinen zeitlichen Veränderungen unterworfen, hervorgerufen durch Eigenverdichtung der aufgehaldeten Materialien und durch physikalisch, chemisch und biologisch bedingte Verwitterungsprozesse. Das durch die Verwitterung oberflächennah entstehende Feinkorn verbleibt i.d.R. nicht lange am Entstehungsort, sondern wird während versickerungswirksamer Ereignisse in die Tiefe verlagert.

Temperaturanomalien im Haldenkörper:

Hauptgründe dafür, dass in Halden i.d.R. höhere Temperaturen herrschen können, sind:

- exogene chemische Reaktionen (z.B. in Kohlerückstandshalden, BUHROW, LIPPMANN, STÖTTNER, 2004, bitumenhaltigen Kupferschieferhalden, VOLKMANN U.A., 2000, pyrit- bzw. markasitreichen Haldengesteinen, wie u.a. in einigen Halden des Ronneburger Uranerzbergbaus, RÜGER, WITZKE, 1998)
- biologische Prozesse infolge des Abbaus von organischem Material (vgl. Abschnitt 2.2.3) aber auch in Kombination mit chemischen Reaktionen (z.B. in sulfidhaltigen Halden durch die zusätzliche Aktivität von Schwefelbakterien)
- Aufheizung von dunklen Haldengesteinen insbesondere wenig oder nicht bewachsener Halden an strahlungsreichen Tagen → Albedoeffekt

Die Erwärmung in Halden kann je nach Sauerstoffverhältnissen bis zum Schwelbrand bzw. bis zur Selbstentzündung führen. Beispiele hierfür gibt es viele: Allein die Kohlehalden im Norden Chinas setzen viermal so viel Kohlendioxid frei wie der deutsche Autoverkehr

BETHGE, LORENZ, 1999). In Deutschland ist die Bergehalde Anna 1 der ehem. Kohlegrube Anna in Alsdorf bei Aachen die bekannteste brennende Halden, in der seit nunmehr ca. 150 Jahren Schwelbrände beobachtet werden (MILLERIS, RICHTER, 2003).

Wie groß die Gefahr eines Haldenbrandes infolge exogener chemischer Reaktionen ist, hängt neben der Reaktionsfähigkeit des aufgehaldeten Materials im wesentlichen von folgenden Faktoren ab (BANERJEE, 1982):

- Klima: humid, arid
- Dichte des Haldenkörpers: Chancen bezüglich Sauerstoffzutritt
- Korngröße: je feinkörniger das Material, desto größer (wegen der größeren inneren Oberfläche) die Gefahr
- Feuchtegrad
- Haldenhorizontierung: Möglichkeit eines Hitzestaus

2.2.3. Besonderheiten des Deponiewasserhaushaltes

Der Wasserhaushalt von Deponien wird maßgeblich von den abgelagerten Materialien bestimmt. Handelt es sich um Ablagerungen mit inertem (nicht biologisch abbaubarem) Stoffinventar, so gestaltet sich das wasserhaushaltliche Verhalten analog der im Abschnitt 2.2.2 kurz charakterisierten Halden.

Für den Fall, dass zum Stoffinventar biologisch abbaubare Stoffe gehören, kommen logischerweise biologische Prozesse hinzu, die das wasserhaushaltliche Verhalten beeinflussen. Unter anderem in EHRIG (1989, 1995), THOMÉ-KOZMIENSKY (1989), STEGMANN (1990), OBERMANN (1999), DREES (2000) und KRÜMPELBECK (2000) werden im Zusammenhang mit dem Wasser- und Sauerstoffhaushalt einer Deponie die folgenden Hauptprozesse genannt und diskutiert:

- aerobe mikrobiologische Umsetzungsprozesse in den Deponieaußenbereichen bzw. in frisch abgelagertem Abfall mit Bildung von Wasser
- anaerobe mikrobiologische Umsetzungsprozesse im größten Teil des Deponiekörpers, die von einer Frischluftzufuhr abgeschnitten sind, wobei Wasser verbraucht wird

Im allgemeinen überwiegen die anaeroben Abbauprozesse (Ausnahme: sehr kleine Deponien), so dass in Summe von einem Wasserverbrauch ausgegangen werden kann. Genaue Aussagen zum Wasserhaushalt von Deponiekörpern mit biologisch abbaubarem Stoffinventar sind schwierig, weil die o.g. Hauptprozesse von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig sind, u.a. von:

- dem Anteil an organischer Substanz,
- deren mikrobieller Abbaubarkeit,
- der Korngrößenverteilung des Mülls und dem Vorhandensein von Sekundärporen,
- der Vorbehandlung des Mülls (z.B. mechanisch-biologische Vorbehandlung),
- den klimatischen Verhältnissen
- der Verdichtung

Hinzu kommt, dass die o.g. Einflussfaktoren zeitlich (und ggf. auch horizontal und vertikal räumlich) als nicht konstant anzusehen sind. In EHRIG (1989) wird eine Möglichkeit aufgezeigt, den Wasserverbrauch innerhalb von Deponiekörpern infolge anerobischer Abbauprozesse auf Grundlage der gemessenen bzw. prognostizierten Deponiegasproduktion quantitativ abzuschätzen. Beispielhaft für eine nicht vorbehandelte Müllsäule von 20 m Höhe, Mülldichte: 800 kg/m^3 , Gasproduktion: $0,15 \text{ m}^3/\text{kg}$ (Halbwertszeit der Gasproduktion: 5 a) gibt EHRIG eine maximale jährliche Wasserverbrauchsmenge von ca. 60 mm an. Wie aus der Abbildung 4 hervorgeht, ist jedoch wegen der sich im Verlaufe weniger Jahre bis Jahrzehnte verschlechternden biologischen Abbaubedingungen recht schnell mit einem Rückgang des mikrobiell bedingten Wasserverbrauchs zu rechnen.

Besonders während sowie in den ersten Jahren nach Müllablagerung ist wegen des im allgemeinen geringen Einbauwassergehaltes mit einem hohen Anteil an zwischengespeichertem Wasser zu rechnen. Genau wie der Wasserumsatz infolge anaerober Prozesse (s.o.) ist die Zwischenspeicherung von versickerndem Niederschlagswasser jedoch zeitlich begrenzt. Der Prozess der Speicherauffüllung kann in Abhängigkeit von der Speicherkapazität der eingelagerten Abfälle und den konkreten klimatischen Verhältnissen einige Jahre bis Jahrzehnte dauern.

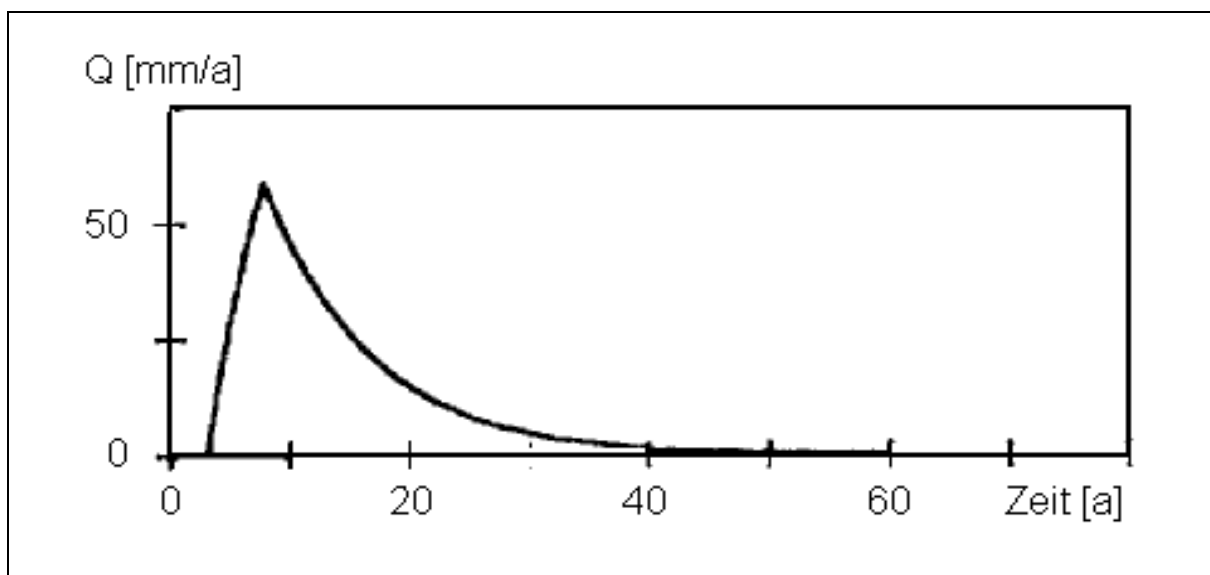


Abb. 4: Wasserverbrauch Q infolge anaerober Abbauprozesse für eine nicht vorbehandelte Müllsäule (Eigenschaften s. Text, verändert nach EHRIG, 1989)

Insbesondere im Fall von Klärschlammablagerungen sind des weiteren frei werdende Wässer infolge Konsolidierung zu berücksichtigen (SPILLMANN, 1989).

Oberflächenabflüsse treten vor allem infolge Starkregenereignissen bzw. im Ergebnis der Schneeschmelze bevorzugt in Hangbereichen solcher Ablagerungen auf, die beim Einbau verdichtet worden sind. Auf Plateauflächen bewirken Starkregen- bzw. Schneeschmelzprozesse hingegen vor allem die zeitweilige Wasserfüllung von Mulden.

Die Verdunstung von nicht oberflächengesicherten Deponien ist im wesentlichen auf die Verdunstung der obersten Müllbereiche beschränkt. Im Ergebnis von Lysimeteruntersuchungen kommen SPILLMANN, COLLINS (1986) zu dem Ergebnis, dass die maximale Tagesverdunstung bei etwa 5 mm liegt (dies ist ein Wert, der durchaus vergleichbar ist mit bewachsenen Flächen) und nach einem Niederschlagsereignis in Summe maximal etwa 20 mm verdunsten, weil i.d.R. nicht mehr Wasser im Müll nahe der Oberfläche (und damit verfügbar für den Verdunstungsprozess) gespeichert ist.

Die in diesem Abschnitt diskutierten Größen lassen sich in einer speziell für Deponiekörper gültigen Wasserhaushaltsgleichung zusammenfassen (erweitert nach RAMKE, 1991):

$$P - ETR - RO - B \pm \Delta S \pm W_B + W_K - RH - RU = 0 \quad (3)$$

- mit: P - Niederschlag
 ETR - reale Verdunstung
 RO - Oberflächenabfluss
 B - dauerhafte Wasserbindung
 ΔS - Speicheränderung (Abflussverzögerung)
 W_B - Wasserbildung/-verbrauch durch biochemische Prozesse
 W_K - Wasserbildung durch Konsolidierungsprozesse
 RH - lateraler, deponieinnerer Abfluss (auf schwer durchlässigen Schichten)
 RU - unterirdischer Abfluss an der Deponiebasis

Möglichkeiten zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes von nicht oberflächengesicherten, d.h. noch offenen Deponien werden z.B. in MAAK (1995) zusammengefasst:

- statistische Modelle,
- Schichtenmodelle und
- Bilanzmodelle.

In statistischen Modellen finden sich im Ergebnis langjähriger Messungen mittels Regressionsuntersuchungen abgeleitete Beziehungen zwischen Niederschlag und Deponiesickerwasser wieder (EHRIG, 1978, 1989, OSSIG, TYBUS, 1986). Diese Beziehungen sind deponiespezifisch. Dies bedeutet, dass deren Anwendung streng genommen auf die Deponie beschränkt ist, für die die Ermittlung erfolgte. Eine generelle Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Deponiestandorte ist nach RAMKE (1991) nicht möglich. Die Ergebnisse können lediglich für Deponien mit adäquaten Eigenschaften (Klima, Deponiemorphologie, -aufbau, -ablagerungseigenschaften) genutzt werden.

Bei Schichtenmodellen erfolgt eine Vertikaldiskretisierung in Schichten. In Umsetzung auf offene Deponien wird bezüglich des Wassertransports und der Wasserspeicherung angenommen, dass es zu einem Wassertransport in die nächste (unterliegende) Schicht kommt, sobald das Wasserspeichervermögen der darüber liegenden Schicht erschöpft ist. Verluste durch Verdunstung und ggf. (im Falle der obersten Schicht) Oberflächenabflüsse werden hierbei berücksichtigt. Die Anwendung solcher Modelle, zu denen die Modelle HELP (SCHROEDER ET AL., 1994, BERGER, 1998, 2001 a, 2004 a) und BOWAHALD (DUNGER, 2002 a) gehören (s. Abschnitte 4 und 7), setzen Kenntnisse bezüglich der meteorologischen Daten, der Porositätsparameter und der Anfangswassergehalte des Abfalls voraus.

Bilanzmodelle basieren auf der Wasserhaushaltsgleichung unter Berücksichtigung von deponiespezifischen Umsetzungs- und Speicherprozessen (vgl. Gleichung 3). Neben den im Zusammenhang mit den Schichtenmodellen (s.o.) genannten Daten und Parametern sind folglich weitere Parameter zu bestimmen, die vor allem die Prozesse der Wasserbildung bzw. des Wasserverbrauchs durch biochemische Prozesse und die Wasserbildung durch Konsolidierungsprozesse beschreiben. Analog der Schichtenmodelle erfolgt eine Vertikaldiskretisierung in Schichten. Bilanzmodelle werden u.a. in SPILLMANN, COLLINS (1986), OBERMANN (1999), MÜNNICH (2000) bzw. FINSTERWALDER, NATTERER (2000) modellmethodisch und anwendungsseitig beschrieben.

Bilanzmodelle sind den o.g. Schichtenmodellen bezüglich der Anwendung für Deponiekörper überlegen. Zum einen sind sie in der Lage, eine größere Anzahl deponierelevanter, im Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt stehender Prozesse zu quantifizieren und zum anderen sind die genannten Schichtmodelle HELP und BOWAHALD nicht für Deponiekörper kalibriert und validiert (s. insbesondere Abschnitte 4.3 und 7.3.3).

Allerdings sind im Falle der Anwendung von Bilanzmodellen deutlich mehr Modellparameter zu identifizieren. Erschwert wird dies zusätzlich dadurch, dass es sich bei Deponiekörpern um außerordentlich inhomogene Systeme handelt. Die Probleme im Zusammenhang mit der Parameteridentifikation dürften auch ein Hauptgrund dafür sein, dass es bislang kein Bilanzmodell gibt, das eine ähnlich breite bundesweite Akzeptanz und Anwendung gefunden hat wie z.B. die Modelle HELP und BOWAHALD für Deponieoberflächensicherungssysteme.

3. Der Wasserhaushalt innerhalb von Oberflächensicherungssystemen

3.1. Die Oberflächensicherung als ein Sicherungselement im Multibarrierenkonzept

Von in Deponien und Halden abgelagerten Stoffen können Gefahren ausgehen:

- Verunreinigungen der übertägigen Umwelt (z.B. Abwehung von Papier, Plastikartikeln ...)
- Verunreinigungen des Bodens und des Grundwassers (Transport von Schadstoffen über den Wasserpfad)
- Luftverschmutzungen (Staubbelastung, Geruchsbelästigungen, Freisetzung von Gasen ...)

Um diese Gefahren zu minimieren, sind Sicherungsmaßnahmen notwendig. Sich hierbei nur auf ein einziges Sicherungselement zu verlassen, wäre wegen der Möglichkeit des Versagens der Funktionstüchtigkeit töricht. Vielmehr müssen mehrere Sicherungselemente als Barrieren bezüglich einer Gefährdung wirksam werden. Dieses Konzept wird auch als Multibarrierenkonzept bezeichnet.

Das Multibarrierenkonzept für Deponien besteht prinzipiell aus folgenden Komponenten (s. z.B. STIEF, 1986, 1998, TASI, 1993, BRÄCKER, 2004):

- Deponiestandort (natürliche Barrieren: Klima, Boden, Geologie, Grundwasserverhältnisse)
- Deponiebasisabdichtungssystem inklusive Sickerwasserfassung
- Deponiekörper (Beschaffenheit der abgelagerten Materialien)
- Oberflächenabdichtung
- Überwachung während der Betriebs- und Nachsorgephase, ggf. Instandhaltung

Dabei kann auf keine Barriere verzichtet werden, denn es ist langfristig sicherzustellen, dass keine schädigenden Stoffe der Deponie mit dem Deponiesickerwasser in den Untergrund und speziell ins Grundwasser gelangen und dies auch für den Fall, dass einzelne Komponenten versagen. Das Multibarrierenkonzept kann nach STIEF (1998) ernsthaft nur für neue Deponien diskutiert werden. Bei vielen Altdeponien bzw. Halden des Altbergbaus fehlen oft eine oder mehrere Komponenten. Wie die einzelnen anthropogenen Sicherungselemente zu gestalten sind, wird in Richtlinien und Vorschriften festgelegt (s. Abschnitt 3.2). Die natürliche Barriere Untergrund kann z.B. nach GARTUNG, NEFF (1999) quantifiziert werden.

3.2. Arten von Oberflächensicherungssystemen, rechtliche Grundlagen

Ziel der Oberflächensicherung ist die Reduzierung bzw. Unterbindung des infolge Niederschlags in den Deponie- bzw. Haldenkörper gelangenden Sickerwassers. Inwieweit eine Reduzierung ausreicht oder aber eine generelle Unterbindung gefordert werden muss, hängt vor allem von der Gefährdung ab, die von dem Deponie- bzw. Haldenstandort ausgeht.

Zunächst sollen Möglichkeiten bezüglich der Gestaltung von Oberflächensicherungen von Deponien erörtert werden.

Für übertägige Deponien gilt die Deponieverordnung (DEPV, 2002), in der für Oberflächensicherungen Regelaufbauten festgeschrieben sind. Der Regelaufbau richtet sich nach der Gefährdung, die von den abgelagerten Materialien für die Umwelt (insbesondere für das Grundwasser) ausgeht. Hiernach werden insgesamt vier Deponieklassen unterschieden:

- Deponieklasse 0: kein oder verschwindend geringes Gefährdungspotenzial (Inertabfälle → z.B. Bauschuttdeponie)
- Deponieklasse I: Abfälle mit geringem Gefährdungspotenzial (z.B. Siedlungsabfalldeponien mit einem sehr geringen Anteil organischer Substanzen)
- Deponieklasse II: Abfälle mit deutlichem Gefährdungspotenzial (z.B. Siedlungsabfalldeponien mit einem höheren Anteil organischer Substanzen)
- Deponieklasse III: Abfälle mit sehr hohem Gefährdungspotenzial (Deponien mit besonders überwachungsbedürftigen Abfällen → Sonderabfalldeponien)

Die Anforderungen an die Oberflächensicherung (betr. den Schichtenaufbau und die Eigenschaften der Schichtmaterialien) steigen logischerweise mit zunehmender Deponieklasse. Im Falle der Deponieklasse 0 genügt eine einfache Oberflächenabdeckung mit insgesamt 1 m Oberboden- und Rekultivierungsmaterial, ohne dass Dichtungselemente in das Abdecksystem zu integrieren sind. Bezüglich der Eigenschaften der Abdeckmaterialien werden keine speziellen Anforderungen gestellt. Vorgeschrieben sind jedoch eine mindestens 30 cm mächtige mineralische Entwässerungsschicht an der Deponiebasis sowie das Vorhandensein einer mindestens 1 m mächtigen geologischen Barriere im Untergrund (Teil der natürlichen Barriere → vgl. Abschnitt 3.1).

Bezüglich der Deponieklassen I und II (Abfälle mit geringem bis deutlichem Gefährdungspotenzial) lehnt sich die Deponieverordnung an die seit 1993 gültige Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) an (TASi, 1993), die für eine Oberflächensicherung den Schichtenaufbau als Dichtungssystem vorschreibt (vgl. Abbildung 5). Sowohl an die Schichtmächtigkeiten als auch an die Eigenschaften der einzelnen Schichten werden konkrete Anforderungen gestellt (s. Abschnitt 3.3.5). So darf z.B. die mineralische Dichtungsschicht einen k_f -Wert von $5 \cdot 10^{-9}$ m/s nicht übersteigen und es muss eine mindestens 1 m mächtige geologischen Barriere vorhanden sein.

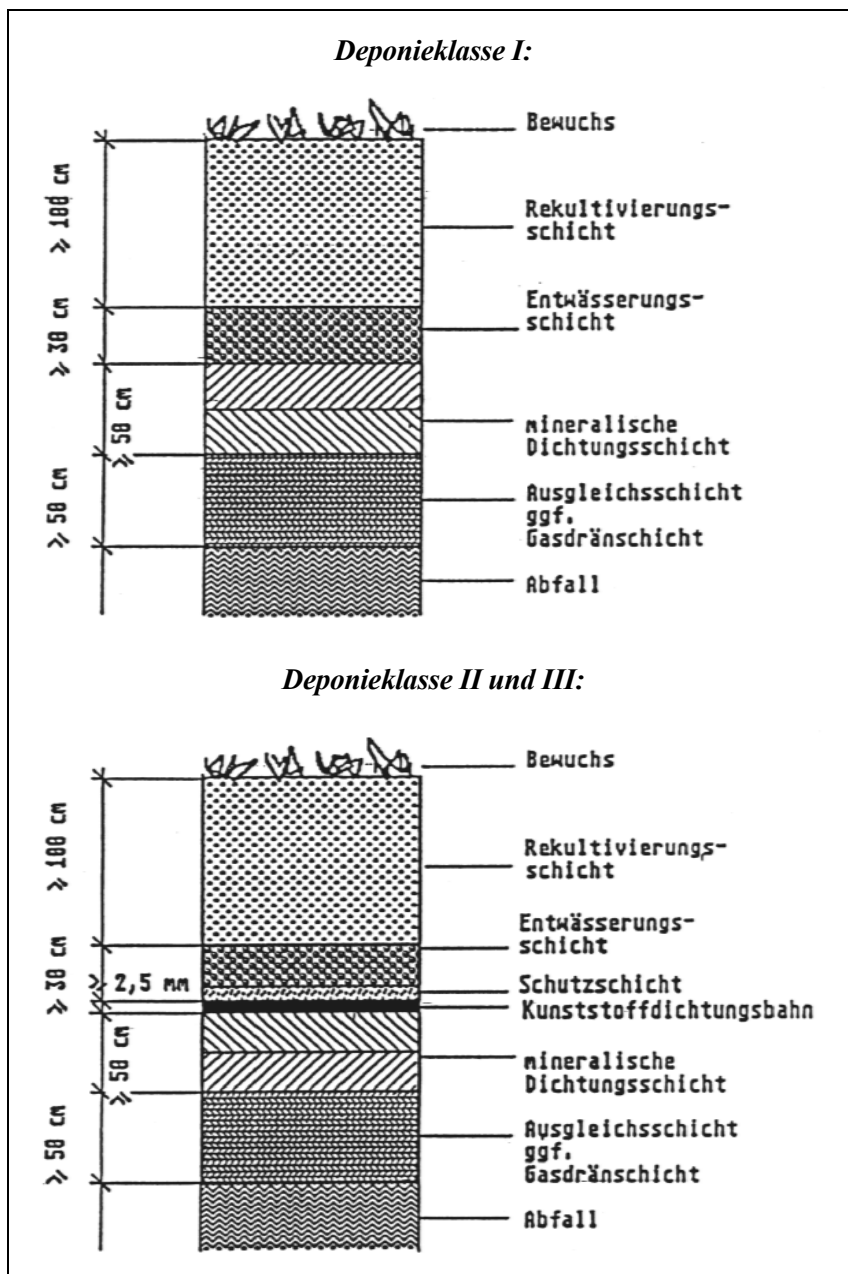


Abb. 5:

Regelaufbau einer Oberflächenabdichtung nach TASi (1993) für die Deponieklasse I bis III

Für besonders überwachungsbedürftige Abfälle der Deponieklasse III gelten die in der Technischen Anleitung Abfall (TAA) festgelegten Anforderungen (TAA, 1991), die Oberflächensicherungssysteme einschließen. Analog zur Deponieklasse II ist ein Schichtenaufbau als Dichtungssystem vorgeschrieben. Der Schichtenaufbau ist äquivalent zum TASi-Aufbau (vgl. Deponieklasse II, Abbildung 5). Die Anforderungen bezüglich der Wirksamkeit der Sicherungsschichten und der geologischen Barriere sind jedoch noch höher als bei der Deponieklasse II. So sind z.B. ein maximaler k_f -Wert der mineralischen Dichtungsschicht von $5 \cdot 10^{-10}$ m/s und eine mindestens 5 m mächtige geologische Barriere vorgeschrieben.

Hinsichtlich der Zuordnung einer Deponie zu einer der genannten Deponieklassen werden quantitative Kriterien herangezogen. Im Anhang B der TASi (vgl. Anlage 1) sind Zuordnungskriterien abfallrelevanter Parameter für die Deponieklassen I und II aufgeführt. Liegen alle Parameter unterhalb der Zuordnungswerte für die Deponieklasse I, so erfolgt eine Zuordnung zur Deponieklasse 0. Übersteigt ein oder mehrere Parameter die Zuordnungswerte der Deponieklasse II, so wird die betreffende Deponie der Klasse III zugeordnet. Allerdings existieren auch für die Deponieklasse III Zuordnungswerte, die im Anhang D der TAA aufgelistet sind (s. Anlage 2) und die nicht überschritten werden dürfen. Bei einer Überschreitung eines oder mehrerer Zuordnungswerte kann keine Deponierung in einer Übertagedeponie mehr erfolgen. In solchen Fällen ist entweder eine Abfallaufbereitung notwendig, so dass anschließend eine Ablagerung in einer Übertagedeponie möglich wird oder aber eine Verbringung in eine Untertagedeponie (Deponieklasse IV) unumgänglich.

Die Probenahme- und Analyseverfahren, auf deren Grundlage die Bestimmung der für eine Zuordnung erforderlichen Parameter erfolgt, sind ebenfalls in den Technischen Anleitungen TASi bzw. TAA festgelegt. Gleiches trifft für die Material- und Prüfanforderungen zur Herstellung von Deponieabdichtungssystemen zu (vgl. auch Abschnitt 3.3.5.4). Zu vermerken ist, dass die o.g. Anforderungen einschließlich der vorgeschriebenen Regelaufbauten ausschließlich für Neudeponien und auch nur für den Fall einer endgültigen (d.h. langfristig wirksamen) Sicherung gelten. Aus verschiedenen Gründen kann es sinnvoll sein, bis zum Aufbringen einer endgültigen Oberflächenabdichtung eine zeitlich begrenzte (temporäre) Sicherungsmaßnahme zu realisieren (s.u.).

Der entsprechend TAA bzw. TASI vorgegebene Regelaufbau muss nicht zum Ansatz kommen, wenn die Errichtung und der Betrieb zum Zeitpunkt des Inkrafttretens von TAA bzw. TASI nach den damals geltenden Bestimmungen zugelassen worden sind oder im Rahmen eines Planfeststellungsverfahrens öffentlich bekannt gemacht worden sind (nach TASI, 1993).

Ferner finden sich sowohl in der TAA und der TASI als auch in der DepV Ausnahmeregelungen, die einen Handlungsspielraum u.a. hinsichtlich Abweichungen vom Regelaufbau ermöglichen:

„Die zuständige Behörde kann Ausnahmen von den Anforderungen dieser Technischen Anleitung zulassen, wenn im Einzelfall der Nachweis erbracht wird, dass durch andere geeignete Maßnahmen das Wohl der Allgemeinheit – gemessen an den Anforderungen dieser Technischen Anleitung – nicht beeinträchtigt wird.“ (TAA, 1991, TASI, 1993)

„Die zuständige Behörde kann Ausnahmen von den Anforderungen ... zulassen, wenn der Deponiebetreiber im Einzelfall den Nachweis erbringt, dass durch andere geeignete Maßnahmen das Wohl der Allgemeinheit, gemessen an den mit den Anforderungen dieser Verordnung und denen der Abfallablagerungsverordnung zu erreichenden Zielen eines dauerhaften Schutzes der Umwelt, insbesondere des Grundwassers, nicht beeinträchtigt wird. Voraussetzung hierfür ist, dass bei solchen Deponien die Ablagerungsphase vor dem 15. Juli 2005 beendet wird.“ (§ 14, Abs. 6 Deponieverordnung, DEP V, 2002)

Dies bedeutet, dass vom Regelaufbau abweichende Lösungen akzeptabel sein können, wenn deren Gleichwertigkeit nachgewiesen wird. Anwendung findet § 14, Abs. 6 DepV für alle Deponien:

- die sich am 1. März 2001 in der Ablagerungsphase befanden und auf denen Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlämme und andere Abfälle mit hohen organischen Anteilen abgelagert wurden oder
- die sich am 1. August 2002 in der Ablagerungsphase befanden und auf denen Inertabfälle, spezifische Massenabfälle oder besonders überwachungsbedürftige Abfälle abgelagert wurden.

Regelabdichtungssysteme sind zur Sicherung von solchen Deponien wenig sinnvoll und deshalb auch nicht vorgeschrieben, bei denen insbesondere in den ersten Jahren nach Schließung noch große Setzungen auftreten (TASI, 1993, ENGELMANN, 1998, BRÄCKER, 2000). Große Setzungsbeträge sind überall dort zu erwarten, wo es infolge mikrobieller Abbauprozesse (vgl. auch Abschnitt 2.2.3) zu Volumenverringerungen kommt, d.h. vor allem in Hausmülldeponien. Ein sofortiges Aufbringen einer endgültigen Oberflächenabdichtung (nach DK I bzw. DK II, s.o.) ist aus folgenden Gründen nicht angeraten:

Wie bereits im Abschnitt 2.2.3 ausgeführt, werden für die Zeit, in der noch mikrobielle Abbauprozesse innerhalb des Deponiekörpers stattfinden, gewisse Wasserzutrittsmengen zur Aufrechterhaltung der Abbauprozesse benötigt. Eine Verhinderung des Wasserzutritts zum Deponiekörper würde zu einer „Mumifizierung“ der abbaufähigen organischen Stoffe führen (s. u.a. BAUER, MEISINGER, 1999, EGLOFFSTEIN, BURKHARDT, 1999, GAWANDE U.A., 1999, DREES, 2000, HOINS, 2000, KRÜMPELBECK, 2000, DÖRRIE U.A., 2002, HUPE, RAMTHUN, 2004). Der Zeitraum der Deponienachsorge würde hierdurch zeitlich weit in die Zukunft ausgedehnt werden und die Gefahr einer Schadstofffreisetzung wäre ggf. für viele nachfolgende Generationen latent bzw. beim Versagen von Sicherungsmaßnahmen sogar real vorhanden. Der Zeitpunkt eines Versagens ist verständlicherweise von vielen Einzelfaktoren abhängig und kann aus diesem Grund nicht exakt vorausgesagt werden. Dies bedeutet, dass der Nachsorgezeitraum völlig unkalkulierbar (d.h. auch finanziell unkalkulierbar) wird (BRÄCKER, 2002). Eine solche Herangehensweise würde nicht zuletzt im Widerspruch zu den in TAA, TASI und DepV fixierten Zielen stehen, dass von Deponien ausgehende Umweltbelastungen nicht auf künftige Generationen verlagert werden sollten.

Die mikrobiellen Umwetzungsprozesse bewirken zusammen mit weiteren Prozessen (Konsolidierung, Eigenverdichtung, KÖLSCH, 2000) eine Verminderung des Deponievolumens. Da dies nicht gleichmäßig erfolgt, können die Setzungsbeträge auf kleinem Raum recht unterschiedlich ausfallen. Mineralische Dichtungselemente und Kunststoffdichtungsbahnen sind bei hohen Setzungsbeträgen nicht in der Lage, die hierdurch entstehenden Zugkräfte aufzunehmen (s. Abschnitt 3.3.5.4). In Folge dessen können diese reißen und ihre Dichtungseigenschaften verlieren (SCHICK, WUNSCH, 1995, GDA, 1997 A, BAM, 1999, ALBERS, 2003, LGA, 2004).

Dadurch, dass sich der Deponiekörper organisch „ausleben“ kann (mikrobieller Abbau, Setzungen), führt eine temporäre Sicherung langfristig gesehen dazu, dass die Sickerwasserfrachten geringer ausfallen und es ergeben sich häufig bezüglich der endgültigen Abdichtung und Folgenutzung größere Spielräume (LAGA, 2000, BRÄCKER, 2002).

Ein weiter Vorteil, der an mikrobielle Abbauprozesse gebunden ist, besteht in der Aufrechterhaltung einer Gasproduktion. Zudem besteht die Möglichkeit, dass Teile der temporären Abdeckung bei entsprechender Eignung Bestandteile des endgültigen Oberflächenabdichtungssystems werden. Im günstigsten Fall, nämlich dann, wenn die Schutzziele der TASI bereits mit dem temporären System nachgewiesen werden können, besteht die Möglichkeit der Anerkennung als endgültiges System (LAGA, 2000, BRÄCKER, 2002).

Die Deponieverordnung mit ihren Festlegungen bezüglich temporärer bzw. endgültiger Oberflächensicherungsmaßnahmen gilt nicht für Deponien in den neuen Bundesländern, obwohl diese natürlich prinzipiell unter den Anwendungsbereich von TAA bzw. TASI fallen, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind (DEPV, 2002):

- Die Ablagerungsphase ist vor dem 01.04.1991 (TAA) bzw. 01.06.1993 (TASI) beendet worden.
- Der Betrieb oder die Errichtung fallen in den Zeitraum vor dem 01.07.1990 und die Ablagerung ist spätestens am 31.12.1996 eingestellt worden.

Nun bedeutet dies natürlich nicht, dass für o.g. Deponien keine Regelungen zur Anwendung gelangen. Vielmehr existieren in allen neuen Bundesländern Erlässe bzw. zumindest Positionspapiere, in denen der Umgang mit den sog. Altdeponien geregelt ist. Beispielhaft soll dies am Bundesland Sachsen dargestellt werden.

Für Sachsen relevant ist der Erlass des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung (SMU) "Stilllegung von Deponien" vom 9. Mai 1997 (SMU, 1997). Dieser enthält Regelungen für:

- Deponien, die nach dem 30.06.1990 (Inkrafttreten des Abfallgesetzes für die neuen Bundesländer) und vor dem 01.06.1993 (Inkrafttreten der TASI) auf dem Gebiet der ehem. DDR geschlossen wurden sowie

- Deponien, auf denen nach dem 01.06.1993 nur noch kurzzeitig und untergeordnet Abfälle abgelagert wurden.

In Konsequenz dieses Erlasses kann die zuständige Behörde Lösungen, die von den Regelabdichtungen nach TASI (s. Abbildung 5) abweichen, akzeptieren, wenn auch damit die Schutzziele der TASI eingehalten werden können. Somit findet die in der TASI enthaltene Ausnahmeregelung Anwendung. Das Erreichen der Schutzziele ist damit i.d.R. mit geringerem Aufwand möglich. Notwendig ist ein Nachweis der Gleichwertigkeit unter Berücksichtigung gegenwärtiger und zukünftiger Gefahren (Gefahrenabwehr, Vorsorge). Maßgebendes Bewertungskriterium, das den Handlungsbedarf steuert, ist das Gefährdungspotenzial. Unter Zugrundelegung des Gefährdungspotenzials werden nach SMU (1997) drei Klassen eingeteilt, die in der Tabelle 1 charakterisiert sind.

Tabelle 1: Gefährdungspotenzial und Handlungsbedarf entsprechend SMU-Erlass „Stillegung von Deponien“ (SMU, 1997)

Klasse	Gefährdungspotenzial	Handlungsbedarf
K I	nicht nennenswert	nicht erforderlich
K II	gering	beschränkt
K III	hoch	umfangreich

Als wesentliche Bewertungskriterien lassen sich folgende Kriterien aushalten (SMU, 1997):

deponiespezifische Kriterien:

- abgelagertes Abfallvolumen, Mächtigkeit, Fläche
- Zeitraum Abfallablagerungen
- Abfallzusammensetzung (zeitlich, räumlich variabel)
- Emission aus dem Deponiekörper

Standortkriterien:

- hydrogeologische Verhältnisse
- Wasserzutritte in den Deponiekörper

sensible Nutzungen:

- Schutzgebiete, wasserwirtschaftliche Nutzungen
- Wohnbebauung, Kleingärten u.ä.

geplante Nachnutzung (inklusive unmittelbarer Deponieumgebung)

Der Erlass des SMU "Stilllegung von Deponien" ist methodisch umgesetzt in der Sächsischen Stilllegungsmethodik Altdeponien des Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) vom Oktober 1999 (SMUL, 1999), die vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie im Jahre 2003 überarbeitet worden ist (LFUG, 2003).

Hilfen in Bezug auf die Erstellung konkreter objektbezogener technischer Lösungen werden im Materialienband "Oberflächensicherung von Altablagerungen und Deponien" des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LFUG, 1999) gegeben.

Nach der Sächsischen Stilllegungsmethodik Altdeponien sind folgende Oberflächensicherungssysteme möglich (SMUL, 1999, LFUG, 2003):

Oberflächenabdeckung:

- meist nur einschichtige Oberflächensicherung
- keine vollständige Dichtfunktion gegenüber Sickerwasser und Deponiegas
- keine festgelegten Anforderungen hinsichtlich Bewuchs

qualifizierte Abdeckung:

- ein- oder mehrschichtige Oberflächensicherung
- Integration einer Rekultivierungsschicht
- Maximierung von Wasserspeicherung und Verdunstung durch verdunstungsfördernden Bewuchs und gut speicherfähiges Abdeckmaterial

Oberflächenabdichtungssystem:

- mehrschichtiges System mit schichtspezifischen Funktionen, bestehend aus (von oben nach unten):

- Rekultivierungsschicht(en)
- Entwässerungsschicht(en)
- Dichtungsschicht(en)
- Ausgleichsschicht(en)
- wasserhaushaltliche Wirkungsmechanismen:
 - Dichtwirkung
 - Entwässerung
 - Wasserspeicherung
 - Verdunstung

Die Auswahl des geeigneten Oberflächensicherungssystems sollte entsprechend dem Gefährdungspotential (vgl. Tabelle 1) erfolgen:

Oberflächenabdeckung:

- für Deponiestandorte ohne Handlungsbedarf (K I)

qualifizierte Abdeckung:

- für Deponiestandorte mit beschränktem Handlungsbedarf (K II) unter der Voraussetzung, dass keine relevanten Austritte von Deponiegas erfolgen

Oberflächenabdichtungssystem:

- für Deponiestandorte mit beschränktem Handlungsbedarf (K II) bei relevanten Austritten von Deponiegas:
 - Beschränkung grundsätzlich auf einfache technische Lösungen mit nur einer Dichtungsschicht
 - Regelaufbau, Schichtstärken und Materialanforderungen nach TASI
 - Abweichungen von der TASI bei positivem Gleichwertigkeitsnachweis möglich
 - Ausgleichsschicht und Entwässerungsschicht können ggf. entfallen, wenn dies plausibel begründbar ist
- für Deponien mit umfangreichem Handlungsbedarf (K III):
 - Kombinationsdichtung nach TASI und TA Abfall (bzw. gleichwertige Systeme, Gleichwertigkeitsnachweis notwendig)

In Abhängigkeit von den konkreten Standortbedingungen sind folglich objektbezogene Lösungen bezüglich einer Oberflächensicherung zu erarbeiten, in die u.a. wasserhaushaltliche Betrachtungen eingeschlossen sind.

Die rechtlichen Grundlagen für Haldenabdeckungen sind für den Nichtjuristen nahezu unüberschaubar. Zur Anwendung gelangen können u.a.:

- Bundesberggesetz (Bergrecht – BBergG) vom 13.08.1980 mit letzter Änderung vom 24.08.2004
- Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 27.07.1957 mit letzter Änderung vom 03.05.2005
- Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) vom 12.03.1987 mit letzter Änderung vom 04.02.2005
- Richtlinien für die Zulassung von Bergehalden im Bereich der Bergaufsicht vom 13.07.1984 mit Ergänzung vom 22.07.1991
- Verwaltungsverordnung über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 12.02.1990 (für Halden von mindestens 10 ha)
- Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (KrW-/AbfG – Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz) vom 27.09.1994 mit letzter Änderung vom 25.01.2004
- Allgemeine Abfallverwaltungsvorschrift über Anforderungen zum Schutz des Grundwassers bei der Lagerung und Ablagerung von Abfällen vom 31.01.1990
- Verordnung über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung) vom 18.03.1997

Nicht alle dieser genannten Regelungen werden in jedem Fall zur Anwendung gelangen müssen. Die (mit Sicherheit nicht vollständige) Auflistung gesetzlicher Regelungen soll lediglich unterstreichen, dass auch Haldenabdeckungen i.d.R. objektbezogene Lösungen darstellen und in den allerwenigsten Fällen eine Oberflächenabdichtung gemäß TAA bzw. TASI zu realisieren ist. Selbst wenn eine Oberflächensicherung für eine Deponie (ggf. auch für eine Halde) nach TAA bzw. TASI zu planen ist, so ergeben sich dennoch Ansatzpunkte für wasserhaushaltliche Untersuchungen (vgl. insbesondere Abschnitt 3.5).

3.3. Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt von Oberflächensicherungssystemen

3.3.1. Wesentliche Einflussfaktoren

Im folgenden sollen die Einflussfaktoren erläutert werden, die das wasserhaushaltliche Verhalten von Oberflächensicherungssystemen beeinflussen. Dabei gilt es, die folgenden wesentlichen Einflüsse zu erfassen und zu quantifizieren:

- atmosphärische Einflussfaktoren (Witterung und Klima)
- Morphologie
- Bewuchs
- hydrologische Wirksamkeit der Oberflächensicherungsschichten

3.3.2. Witterungs- und klimatische Einflüsse

Witterung (allgemeiner Charakter des Wetterablaufs über einige Tage oder Wochen, HEYER, 1975, KRÜGER, 1994) und Klima (mittlerer Zustand der Atmosphäre an einem Ort, bezogen auf eine bestimmte Zeitepoche, CONRAD, 1936, HEYER, 1975) können folgende Dinge im Zusammenhang mit Oberflächensicherungen beeinflussen:

- Art der Oberflächensicherung (Abdeckung, Abdichtung)
- Schichtenaufbau
- Schichtmächtigkeiten
- Eigenschaften der Sicherungsmaterialien bezüglich Wassertransport und -speicherung
- Art des Bewuchses

Die klimatischen Einflussfaktoren kann man in regionale (makro- und meso-) klimatische Faktoren und Faktoren des Kleinklimas im unmittelbaren Deponie- bzw. Haldenbereich (vgl. Abschnitt 2.2.2) unterteilen.

Regional klimatisch ist vor allem das Verhältnis von Niederschlag und potenzieller, d.h. maximal möglicher (allein von den atmosphärischen Bedingungen abhängigen) Verdunstung (DVWK, 1996) von hydrologischem Interesse. Die Differenz von Niederschlag und potenzieller Verdunstung wird auch als klimatische Wasserbilanz bezeichnet (DVWK, 1996).

Mittels der klimatischen Wasserbilanz ist es möglich, sich ohne großen Aufwand einen Überblick über Überschuss- und Defizitperioden bzw. über Überschuss- und Defizitgebiete zu verschaffen. Die langjährig mittlere klimatische Jahresbilanz für das Gebiet Deutschlands gestaltet sich recht unterschiedlich (s. Abbildung 6).

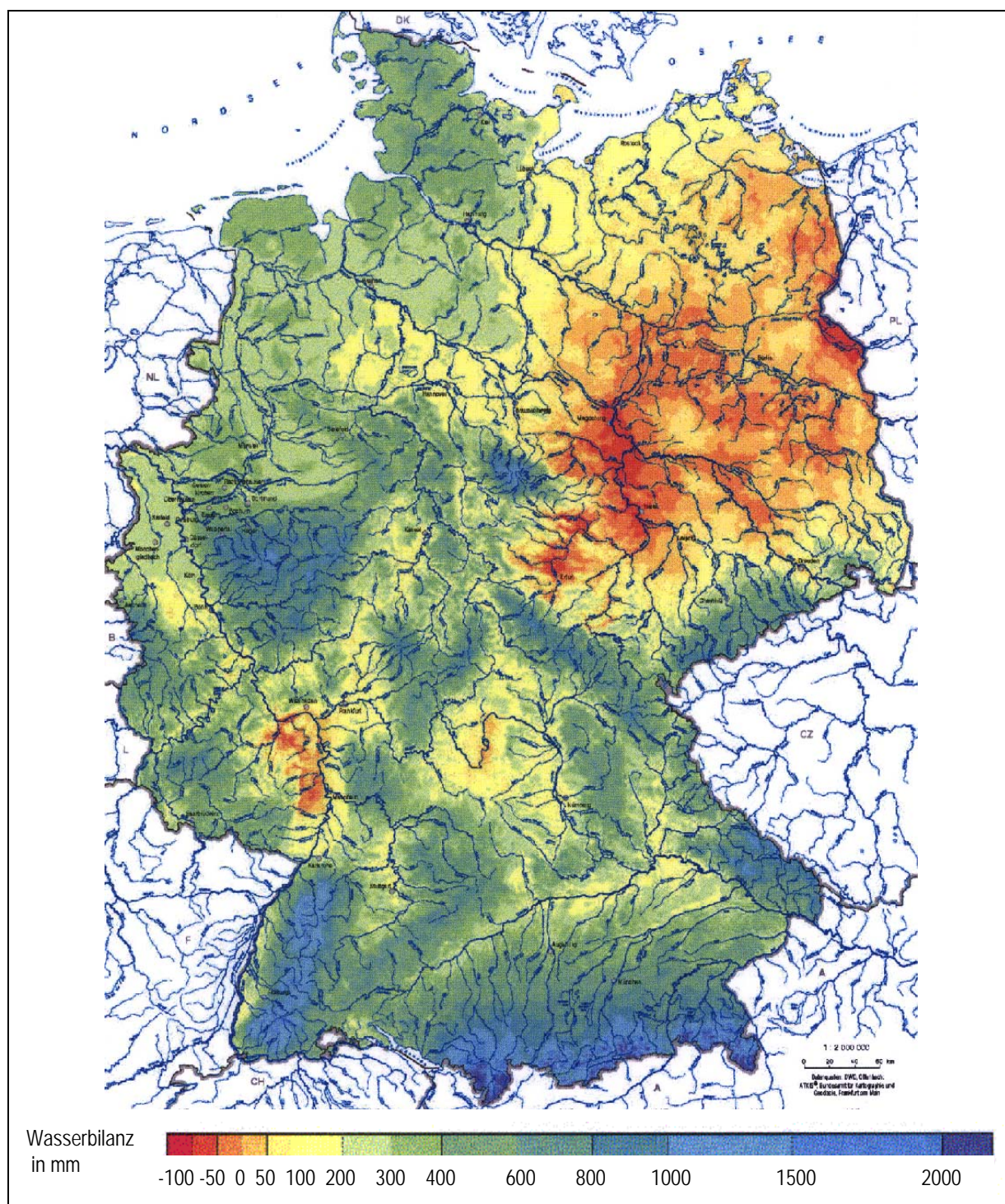


Abb. 6: Langjährig mittlere klimatische Wasserbilanz für Deutschland (aus HAD, 2000)

Während in weiten Teilen des ostdeutschen Tieflandes sowie im Rheintalgraben die langjährig mittlere klimatische Wasserbilanz negativ ausfällt (im Regenschatten des Harzes, im Oderbruch und im Thüringer Becken bis unter -100 mm/a), sind die übrigen Teile durch eine positive klimatische Wasserbilanz gekennzeichnet.

Diese verschiedenartigen klimatischen Bedingungen bewirken, dass unterschiedliche Schwerpunkte in Bezug auf Wasserhaushaltsuntersuchungen von Oberflächensicherungen gesetzt werden. In den Gebieten mit einer positiven klimatischen Wasserbilanz und folglich mit einem Wasserüberschuss sind es häufig Untersuchungen zu Sickerwassermengen innerhalb und an der Basis der Oberflächensicherung (Restdurchsickerung) in klimatisch mittleren und nassen Jahren. Ferner interessieren Oberflächenabflussmengen und hypodermische Abflüsse (z.B. innerhalb von Drainelementen) in Bezug auf die Bemessung der Entwässerungseinrichtungen (vgl. auch Abschnitt 5).

Gegenstand der Untersuchungen in den Defizitgebieten schließen neben Untersuchungen zu den Abflussmengen (Oberflächen- und hypodermische Abflüsse sowie Restdurchsickerungsmengen) auch Betrachtungen zum Austrocknungsverhalten der Sicherungselemente maßgeblich in trockenen Jahren ein. Dies betrifft insbesondere die Rekultivierungsschicht(en) und mineralische Dichtungselemente. Wassergehaltsabnahmen der Rekultivierungsschicht sind vor allem bezüglich der Entwicklungsbedingungen des Bewuchses von Interesse (vgl. Abschnitt 3.3.4). Wassergehaltsabnahmen in mineralischen Dichtungsschichten interessieren vor allem unter dem Gesichtspunkt des Schrumpfungsverhaltens und der damit verbundenen Gefahr eines Aufreißen und des Verlustes an Dichtwirkung (s. Abschnitt 3.3.5.4).

Die klimatische Situation kann auch die Art der Oberflächensicherung sowie die Gestaltung des Schichtenaufbaus beeinflussen. BERGER (2001B, 2004B) und MARKWARDT (2005) belegen durch quantitative Wasserhaushaltsbetrachtungen mittels HELP-Modell, dass bestimmte Zielvorgaben (z.B. bezüglich maximaler Restdurchsickerungsmengen) durch hinsichtlich Aufbau und Gestaltung (Mächtigkeiten, Substrate) unterschiedliche Sicherungssysteme erfüllbar sind und dass in Gebieten mit einem Bilanzüberschuss die Restdurchsickerung maßgebend für die Gestaltung der Oberflächensicherung ist, wogegen in Defizitgebieten das Austrocknungsverhalten der ausschlaggebende Faktor ist.

Die klimatischen Bedingungen haben in Kombination mit den Eigenschaften der Rekultivierungsschicht entscheidenden Einfluss auf die Art und die Entwicklungsmöglichkeiten des Bewuchses (s. Abschnitte 3.3.3 bis 3.3.5).

Die konkreten Witterungsverläufe eines kürzeren (i.d.R. innerjährlichen) Zeitabschnittes sind als Auslöser für die im Zusammenhang mit den klimatischen Einflussfaktoren genannten wasserhaushaltlichen Reaktionen anzusehen, so u.a. für:

- eine verstärkte Abflussbildung (Oberflächen-, hypodermische und Sickerwasserabflüsse, Stauwasserbildung) insbesondere im Zusammenhang mit hohen Niederschlägen u./o. Schneeschmelzmengen in verdunstungsinaktiven Wintermonaten oder im Zusammenhang mit Starkregenereignissen
- die Ausbildung von Schwundrissen in einer mineralischen Dichtschicht und ein nachfolgendes Hineinwurzeln im Zusammenhang mit einer trocknen sommerlichen Zehrperiode
- die Ausbildung oder auch die Nichtausbildung bzw. den Verlust bestimmter Bewuchsformen

Bezüglich der Effekte des Kleinklimas sei auf den Abschnitt 2.2.2 verwiesen.

3.3.3. Morphologie

Die Morphologie ist quantifizierbar durch die Parameter Exposition, Hangneigung sowie Hanglänge. Bezüglich des wasserhaushaltlichen Verhaltens einer Oberflächensicherung werden beeinflusst:

- die Menge der sich bildenden Abflüsse (Quantifizierung s. Abschnitte 3.4.1 und 4.5.4) und
- die Höhe der Verdunstung (Quantifizierung vgl. Abschnitte 3.4.3 und 4.5.8)

Die Exposition (Ausrichtung – Himmelsrichtung) beeinflusst die Abflussbildung nicht primär, sondern lediglich im Zusammenspiel mit der realen Verdunstung und der damit verbundenen Abnahme der Bodenfeuchte. So führt eine hohe Bodenfeuchte (nahe oder bei Wassersättigung) zu einer erhöhten Abflussbildung (betr. alle Abflusskomponenten).

Ein direkter Zusammenhang besteht zwischen der Hangneigung und der Oberflächenabflussbildung (SCHROEDER ET AL., 1994, FELDWISCH, 1995, BERGER, 1998, ATV, 2000). Ebenso verhält es sich bezüglich der hypodermischen Abflussbildung (SCHROEDER ET AL., 1994, BERGER, 1998) und der Abführung z.B. innerhalb einer Drainschicht (RAMKE, 1991, 2002 A, GDA, 2003 A, WITT, RAMKE, 2003). Bezüglich der Sickerwassermengen (ggf. Restdurchsickerung an der Basis der Oberflächensicherung) ist der Einfluss der Hangneigung hingegen invers (WESSOLEK, 1995).

Die Zusammenhänge bezüglich Hanglänge und Oberflächenabfluss sind sehr differenziert zu betrachten (s. auch Abschnitt 4.5.4.3). Je nach dem, wie sich die Bedingungen bezüglich der Oberflächenabflussbildung vom Topbereich des Hanges bis zum Hangfuß gestalten, kann es zu einer Akkumulation bzw. zu einer Verringerung (infolge Reinfiltration) von Oberflächenabfluss kommen (CHEVALLIER, PLANCHON, 1993). Parzellenversuche kommen zu ganz ähnlichen Ergebnissen (DIKAU, 1986, 1988). Wird der Oberflächenabfluss, wie bei wasserhaushaltlichen Untersuchungen üblich, auf eine einheitliche Fläche (i.d.R. m^2) bezogen, so nehmen die Mengen mit zunehmender Hanglänge ab (DIKAU, 1986, 1988, SCHROEDER ET AL., 1994). Ganz ähnlich gestalten sich die Verhältnisse für den hypodermischen Abfluss (Drainabfluss) innerhalb einer Oberflächensicherung.

Exposition und Hangneigung haben Auswirkungen auf den Energieeintrag insbesondere durch kurzweilige (Sonnen-)strahlung und folglich auf die Verdunstung (vgl. auch Abschnitt 4.5.8.3). So erhält eine nach Süd geneigte Fläche mehr an Energie als ein nach Nord geneigter Standort (GEIGER, 1961, SELLERS, 1965, DVWK, 1996). Entsprechende Abhängigkeiten sind im Ergebnis von Feldversuchen z.B. von WESSOLEK U.A. (1992, 2000) nachgewiesen worden.

3.3.4. Bewuchs

3.3.4.1. Funktionen des Bewuchses

Zusammen mit der Rekultivierungsschicht (s. Abschnitt 3.3.5.2) ist der Bewuchs ein entscheidendes Steuerelement bezüglich des Wasserhaushaltes einer Oberflächensicherung, insbesondere was die Verdunstung und die Oberflächenabflussbildung betrifft.

Der Bewuchs kann im Grunde als das oberste Sicherungselement angesehen werden und hat hierbei folgende Funktionen zu erfüllen (BÖNECKE, 1997, GDA, 2000 A, WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000, WATTENDORF, 2001):

a) Schutzfunktion:

Der Bewuchs soll dazu beitragen, die Wirkung von Witterungseinflüssen zu reduzieren. Infolge der Wurzelbildung erhöht der Bewuchs die Standsicherheit in Böschungsbereichen. Ferner bietet er Schutz vor Erosion (Wind, Wasser). Damit die Schutzfunktion schnell erfüllt werden kann, ist die Begrünung zeitnah im Zusammenhang mit der Fertigstellung der Oberflächensicherung zu realisieren (ggf. in Form einer Zwischenbegrünung).

b) Wasserhaushaltsfunktion:

Im Hinblick auf das wasserhaushaltliche Verhalten einer Oberflächensicherung hat der Bewuchs in Kombination mit dem Rekultivierungsmaterial (vgl. Abschnitt 3.3.5.2) eine ausgleichende Funktion bezüglich:

- der Herabsetzung des Oberflächenabflusses
- der Verzögerung der Abflussbildung (Oberflächenabfluss, lateraler Abfluss)
- einer Erhöhung der Verdunstung (Interzeption, Transpiration)
- der Verminderung und Vergleichmäßigung der Sickerwassermenge

In den letzten ca. 10 Jahren ist die wasserhaushaltliche Funktion des Bewuchses für Oberflächensicherungen zunehmend erkannt worden. Die „Symbiose“ von Bewuchs und Rekultivierungsschicht wird deshalb auch als Wasserhaushaltsschicht bezeichnet. Eine wirksame Wasserhaushaltsschicht trägt somit entscheidend dazu bei, die oberflächlichen Entwässerungssysteme zu entlasten und damit nicht zuletzt Kosten zu reduzieren.

Eine Verhinderung von Restdurchsickerung (Versickerung an der Basis der Oberflächensicherung in den Deponiekörper) ist unter den klimatischen Bedingungen Deutschlands jedoch nicht allein durch eine Wasserhaushaltsschicht realisierbar. Dies betrifft auch die Gebiete mit negativer mittlerer jährlicher klimatischer Wasserbilanz (s. Abschnitt 3.3.2).

c) ästhetische Funktion:

Nicht zuletzt soll der Bewuchs die Deponieansicht verbessern und zur Einbindung in die natürliche Umgebung beitragen.

Mit den Funktionen, denen der Bewuchs gerecht werden soll, gehen die folgenden Anforderungen einher (s. u.a. WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000, GDA, 2000 A):

- Die Bewuchsentwicklung sollte derart gesteuert werden, dass sich die o.g. Funktionen möglichst schnell ausbilden können. Gerade bei Vegetationstypen, die sich relativ langsam entwickeln (s.u.), ist es deshalb angeraten, eine sich schnell entwickelnde Initialbegrünung vorzunehmen.
- Der Bewuchs darf die Funktionsfähigkeit anderer Sicherungselemente nicht beeinträchtigen (s. Abschnitt 3.3.5). Dies betrifft vor allem Drainelemente und mineralische Dichtungsschichten. Ein Hineinwurzeln in diese Schichten muss durch geeignete Maßnahmen (vgl. Abschnitte 3.3.5.3 bis 3.3.5.5) verhindert werden.
- Der Pflegeaufwand im Zusammenhang mit der Nachsorge sollte möglichst gering sein.
- Das Deponiemonitoring darf durch den Bewuchs nicht so stark behindert werden, dass eine Überwachung/Kontrolle unmöglich wird.
- Die Vegetation sollte sich durch ein stabiles Langzeitverhalten auszeichnen. Sie sollte möglichst unempfindlich gegenüber Trockenstress, Wind und Schädlingen sein. Erreichbar ist dies i.d.R. durch die Verwendung standortangepasster Vegetationstypen.
- Im Falle einer temporären Sicherung ist eine Resistenz gegenüber Deponiegasen (s. Abschnitt 2.2.3) eine notwendige Voraussetzung für eine akzeptable Vegetationsentwicklung. Ferner sollte sich in diesem Fall der Bewuchs in unkomplizierter Art und Weise wieder entfernen oder in ein endgültiges Sicherungssystem integrieren lassen.

3.3.4.2. Vegetationstypen auf Oberflächensicherungen

Je nach Standortbedingungen eignen sich für eine Begrünung von Oberflächensicherungen folgende Vegetationstypen (s. BERGER, SOKOLLEK, 1997, GDA, 2000 A, WATTENDORF, 2001):

- Grünlandvegetation (Gras-Krautvegetation),
- Buschvegetation,
- Wald (Laub-, Nadel- bzw. Mischwald),
- natürliche Sukzession,
- Ackernutzung und
- Sondernutzung.

Im folgenden sollen die Vor- und Nachteile der wichtigsten Vegetationstypen näher erläutert werden.

3.3.4.3. Grünlandvegetation (Gras-Krautvegetation)

Grünlandkulturen können sich nach WATTENDORF, SOKOLLEK (2000) unter günstigen Bedingungen innerhalb von nur 2 – 3 Vegetationsperioden so gut entwickeln, dass hohe Vegetationsbedeckungsgrade erreicht werden und damit bereits nach kurzer Zeit die für einen Gras-Krautbewuchs maximal möglichen Verdunstungsleistungen erreicht werden. Diese liegen nach BERGER, SOKOLLEK (1997) für weite Gebiete des Flachlandes und der unteren Mittelgebirgslagen ohne Grundwassereinfluss bei etwa 450 – 550 mm/a, verglichen mit anderen Bewuchsarten (s.u.) in einem nur mäßig hohen Bereich. Das vergleichsweise schnelle Erreichen der Funktionsfähigkeit, die eine wasserhaushaltliche Funktionsfähigkeit einschließt, ist ein wesentlicher Grund dafür, dass Grasbewuchs im Zusammenhang mit einer temporären Oberflächensicherung häufig priorisiert wird (LFUG, 1999, WATTENDORF, 2001).

Unter ungünstigen Standortbedingungen ist ein Grasbewuchs oftmals die einzige Möglichkeit, eine Begrünung in Gang zu setzen. Solche Standortbedingungen sind z.B. (STALLJANN, WAGNER, 2001, STALLJANN, 2002):

- aufsteigende Methangase (z.B. im Falle einer temporären Abdeckung)
- Wassermangel während sommerlicher Trockenperioden
- Nährstoffmangel
- extrem saure bzw. extrem basische Bodenreaktionen
- hohe Temperaturen (bis zu 65 °C) bzw. große Temperaturunterschiede Tag/Nacht
- große Unterschiede im Erosionspotenzial auf kleinstem Raum

Bei ganz extremen Standortbedingungen sind zusätzliche Maßnahmen zur Unterstützung einer Erstbegrünung notwendig, wie z.B. (STALLJANN, 2002):

- Zuführung von biologisch abbaubaren Substanzen in die Rekultivierungsschicht (Bodenpilze und -bakterien) im Falle biologisch toter oder zu inaktiver Böden → organische Düngung
- Fixierung von Saatgut (und ggf. zugeführten biologisch abbaubaren Substanzen) mittels Bodenkleber (zur Wirkung s. STOYE, 1987, STALLJANN, 2000), erhöhte Wirksamkeit durch den Einbau von biologisch abbaubaren Erosionsschutzfasern, netzartigen Matten bzw. Mulchmatten aus Stroh möglich

Als weitere Vorteile einer Grünlandvegetation können nach BERGER, SOKOLLEK (1997) angesehen werden:

- vielfältige Folgenutzungen sowie
- eine jederzeit gute Zugänglichkeit aller Deponiebereiche.

Nachteilig gestaltet sich insbesondere der verglichen mit anderen Bewuchsarten hohe Aufwand im Rahmen der Nachsorge. Dies betrifft den langen Nachsorgezeitraum und die laufenden Kosten, die durch die Mahd und die Mahdbeseitigung entstehen.

Ferner ist zu beachten, dass sich neben den erwünschten Gräsern auch Kräuter entwickeln werden, die insbesondere wegen der Neigung zu einem Wurzeltiefenwachstum (s. Tabelle 2) und den damit verbundenen Gefahren für mineralische Drain- und Dichtschichten (s. Abschnitte 3.3.5.3 und 3.3.5.4) nicht erwünscht sind. Eine Besiedlung durch Kräuter ist auf Dauer nicht vermeidbar, weil zum einen im Rekultivierungsmaterial Kräutersamen vorhanden sein kann und zum anderen im Laufe der Zeit durch Fremdanflug Samen heran-

getragen wird (WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000, GDA, 2000 A). Allerdings ist diese Gefahr um so kleiner, je besser das Saatgut an die konkreten Standortbedingungen angepasst ist (NEUGEBOHRN, SEELIG-BRAKER, 1994, SOKOLLEK, SEELIG-BRAKER, 1996).

Ausführliche Zusammenstellungen von Grasarten für die Begrünung von Oberflächensicherungen sind in KONOLD (1981) und LFUG (1999) enthalten. Hiernach sind die in der Tabelle 3 aufgeführten Arten wegen ihrer geringen Durchwurzelungstiefe für Oberflächensicherungen mit mineralischen Dichtungselementen unter der Voraussetzung geeignet, dass keine anderweitig zum Tiefwurzeln zwingende Standortfaktoren (Wassergehalte der Rekultivierungsschicht im Bereich des permanenten Welkepunktes über mehrere Monate und Nährstoffmangel, s. auch Abschnitt 3.3.5.2) vorhanden sind.

Tabelle 2: Spannweiten üblicher Wurzeltiefen für ausgewählte Grünlandvegetationen (nach KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992 und GDA, 2000 A)

Grünlandart	Wurzeltiefe [m]
Wiesen-Hornklee	0,3 – 1,2
Gemeine Kratzdistel	bis 2,0
Wiesenrispengras	0,7 – 2,0
Glatthafer	1,0 – 2,0
Löwenzahn	0,7 – 2,4
Ackerkratzdistel	0,4 – 3,0
Mehlige Königskerze	bis 3,2
Krauser Ampfer	0,7 – 3,2

Tabelle 3: Grasarten mit geringen Wurzeltiefen nach KONOLD (1981) und LFUG (1999)

Art	Bevorzugter Wasserhaushalt	Bevorzugte Bodenarten	Wurzeltiefe [cm]
Rotschwengel	indifferent	L, T, Ts	50
Echter Schafschwingel	trocken	L, S, T, Ts	50
Aufrechte Trespe	trocken	L, SL	60
Flechtstraußgras	frisch - feucht	Ls, L, Ts	30 - 60
Ruchgras	indifferent	L, Ls, SL	50

Wie wichtig der Verweis auf die Standortfaktoren ist, zeigt das Beispiel des Wiesenrispengrases, das in KONOLD (1981) mit einer Wurzeltiefe von 60 cm angegeben wird, nach KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992 und GDA, 2000 A jedoch unter ungünstigen Standortbedingungen bis 2 m Tiefe wurzeln kann. Ein gleichartiges Verhalten von insgesamt 10 Gras-Krautarten ist in LINERT (1997) dokumentiert.

Versuche in Rekultivierungsschichten mit und ohne Kompostanreicherung ergaben nach LINERT (1997) eine Verminderung der maximalen Wurzeltiefe um ca. 20 – 40 % für den Fall des kompostangereicherten Rekultivierungsmaterials wegen des darin erhöhten Nährstoffpotenzials. Dies macht deutlich, dass das Wurzeltiefenwachstum in erster Linie von den Standortbedingungen abhängig ist und erst in zweiter Linie artspezifische Ursachen hat.

Eine spezielle Grasart ist Anfang der 1990-er Jahre auch für Begrünungen von Deponien und Altablagerungen in den Blickpunkt des Interesses gerückt: Miscanthus „Giganteus“, sog. Chinaschilf bzw. auch (wegen der immensen Wuchshöhen) Elefantengras genannt. Interessant ist Miscanthus „Giganteus“ aus wasserhaushaltlicher Sicht wegen der hohen Verdunstungsleistungen. Allerdings werden diese nur bei ganzjährig hohem Wasserdargebot (Niederschläge > 700 mm/a, GOMISCEK, 1999, LIEBHARD, WANNEMACHER, 2003) erreicht.

Als wesentliche Vorteile von Miscanthus „Giganteus“ sind zu nennen (vgl. GOMISCEK, 1999, LIEBHARD, WRIESSNIG, 2005):

- sehr hohe Verdunstungsleistungen (Interzeption auch im Winter, hohe Transpirationsmengen in der Wachstumszeit)
- schnellere Bewuchsentwicklung (nur wenige Jahre) und damit schnelles Erreichen einer optimalen wasserhaushaltlichen Leistungsfähigkeit
- geringer Nährstoffbedarf
- wegen der vergleichsweise geringen Wurzeltiefen (maximal 1,2 m, GREEF, 1995) geringe Gefahr des Durchwurzelung von mineralischen Dichtungsschichten

Allerdings stehen diesen Vorteilen folgende Nachteile gegenüber (GOMISCEK, 1999):

- starke Abhängigkeit des Wachstums und damit der Verdunstungsleistungen von der Wasserversorgung (hohe Trockenstressanfälligkeit) insbesondere durch die geringe Durchwurzelungstiefe
- hohe Anforderungen an die Speicherkapazität des Rekultivierungsmaterials (hohe nutzbare Feldkapazitäten, d.h. viel pflanzenverfügbares Wasser, s. Abschnitt 3.3.5.2)
- eingeschränkte Zugänglichkeit wegen des üppigen Wachstums
- zeitlich begrenzte Nutzungsdauer (nach GESSNER, 1991, KNOBLAUCH, 1991 maximal 30 Jahre), da Miscanthus in Mitteleuropa nicht die generative Phase (Samenbildung) erreicht

Insbesondere wegen der hohen Trockenstressanfälligkeit hat *Miscanthus „Giganteus“* bislang keine weite Verbreitung als Bewuchs im Zusammenhang mit der Rekultivierung von Ablagerungen gefunden.

3.3.4.4. Strauchbewuchs

Ein standortgerechter und voll entwickelter Strauchbewuchs zeichnet sich durch höhere Verdunstungsleistungen im Vergleich zu Gras aus. BERGER, SOKOLLEK (1997) geben für grundwasserferne Standorte des Flachlandes und der unteren Mittelgebirgslagen etwa 500 – 600 mm/a an. Allerdings werden diese Verdunstungsleistungen erst nach ca. 10 bis 20 Jahren erreicht (WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000) und damit wesentlich später als bei einer Grasvegetation.

Der Pflegeaufwand richtet sich danach, wie stark der Buschbewuchs in den Anfangsjahren verkrautet und wie schnell und intensiv freizuhaltende Flächen mit Büschen zuwachsen. Insbesondere die Erhaltung von Freiflächen kann einen hohen personellen Aufwand bedeuten (GDA, 2000 A).

Bei der Planung einer Oberflächensicherung mit einem Buschbewuchs sind die z.T. beachtlichen maximalen Wurzeltiefen in Rechnung zu stellen (s. Tabelle 4).

Tabelle 4: Spannweiten üblicher Wurzeltiefen für ausgewählte Busch- und Baumarten (nach KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992, KONOLD, 1995 und GDA, 2000 A)

Busch-/Baumart	Wurzeltiefe [m]
Kratzbeere	bis 2,0
Scheinakazie	über 3,0
Silberweide	bis 3,0
Buche	1,8 – 3,0

Analog zu den oben genannten Grasarten finden sich in KONOLD (1981) und LFUG (1999) Zusammenstellungen von Straucharten für die Begrünung von Oberflächensicherungen. Insbesondere geeignet sind die in der Tabelle 5 aufgeführten Arten.

Tabelle 5: Straucharten mit geringen Wurzeltiefen nach KONOLD (1981) und LFUG (1999)

Art	Bevorzugter Wasserhaushalt	Bevorzugte Bodenarten	Wurzeltiefe
Wolliger Schneeball	trocken - frisch	Ts, T, L	flach
Wasserschneeball	feucht	Ts, T, L	flach
Schlehe	indifferent	L, steinige Lehm Böden	flach
Schwarzer Holunder	frisch	Ts, T, L	flach
Rote Heckenkirsche	frisch	Ls, L, T	flach

Generell sind im Falle eines Buschbewuchses im Vergleich zu einem Grasbewuchs höhere Anforderungen an die Rekultivierungsschicht (vgl. Abschnitt 3.3.5.2) bezüglich Mächtigkeit und wasserhaushaltlich relevanter pedologischer Parameter zu stellen. Die Möglichkeiten bezüglich Folgenutzungen einer Buschvegetation sind gegenüber Grasbewuchs eingeschränkt. Denkbar ist z.B. eine Nachnutzung als Parkanlage (BERGER, SOKOLLEK, 1997).

3.3.4.5. Baumbewuchs

Eine Rekultivierung von Deponien mit Wald (Laub-, Nadel-, Mischwald) stellt gegenwärtig eher die Ausnahme dar. Zum Teil langjährige Erfahrungen gibt es hingegen im Zusammenhang mit bergbaulichen Rekultivierungsmaßnahmen, so z.B. auf Kippen des Stein- und Braunkohlebergbaus sowie auf Halden (s. u.a. WIGGERING, KERTH, 1991, PFLUG, 1998, BROLL U.A., 2000, HÜTTL U.A., 2000).

Wald hat unter günstigen Standortbedingungen erwiesenermaßen die höchsten Verdunstungswerte von allen Vegetationsbeständen. Diese liegen nach BERGER, SOKOLLEK (1997) für Gebiete mit etwa 700 – 800 mm mittlerem Jahresniederschlag auf Standorten mit flurfernem Grundwasserspiegel für Laubwald bei 500 – 600 mm/a und für Nadelwald sogar bei 600 – 700 mm/a. In ERNSTBEREGR, SOKOLLEK (1985), BRECHTEL, BALAZS (1988) und BRECHTEL (1992) werden ganz ähnliche Werte angegeben. Wesentlich ist, dass diese Wertebereiche nur bei einem ausreichendem Energiedargebot gelten. Ist diese Voraussetzung nicht gegeben, so können die Verdunstungswerte durchaus deutlich geringer ausfallen. So geben z.B. DELFS U.A. (1958), FRIEDRICH U.A. (1968) bzw. BALAZS, BRECHTEL (1974) für Nadelwälder in höheren Lagen des Harzes Verdunstungswerte von nur etwa 420 – 580 mm/a an. Bei

optimalem Wasser- und Energiedargebot können die Verdunstungswerte auch wesentlich höher sein. In KÜNSTLE, MITSCHERLICH (1977) findet sich für ein bewaldetes Untersuchungsgebiet bei Freiburg ein jährlicher Verdunstungswert von 1020 mm/a.

Die o.g. Werte werden jedoch im Falle eines Nadelwaldes frühestens nach 10 – 20 Jahren und im Falle eines Laubwaldes frühestens nach 30 – 50 Jahren erreicht (WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000). Dies bedeutet, dass die wasserhaushaltliche Wirksamkeit in der Zeit davor durch andere Bewuchstypen (z.B. durch Grünland) übernommen werden muss.

Das Rekultivierungsziel Wald kann im Zusammenhang mit einer Deponieoberflächensicherung nur dann erfolgreich sein, wenn die Rekultivierungsschicht ein hohes Wasserspeichervermögen und eine große Mächtigkeit aufweist (s. auch Abschnitt 3.3.5.2). Nach BÖNECKE (2001) sollte die Rekultivierungsschichtmächtigkeit mindestens 2,5 m betragen. Dies deckt sich in etwa mit der Regelmächtigkeit der in LABO (2002) angegebenen durchwurzelbaren Bodenschicht von ggf. über 2,0 m, die im Zusammenhang mit Rekultivierungsmaßnahmen nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung BbodSchV (1999) aufzubringen ist. In RAMKE U.A. (2002 A) werden mindestens 3 m gefordert.

Um Fehlschläge bei einer Rekultivierung mit Bäumen zu vermeiden, sollte ferner beachtet werden (BÖNECKE U.A., 1993):

- kein Einbau von Rekultivierungsschichten direkt über einer stark verdichteten, schwer wasserdurchlässigen Schicht wegen der Gefahr einer Stauwasserbildung
- Verwendung geeigneter Substrate mit einer nutzbaren Feldkapazität (pflanzenverfügbares Wasser, s. Abschnitt 3.3.5.2) von mindestens 200 mm bezogen auf den effektiven Wurzelraum sowie guten Eigenschaften bezüglich Bodendurchlüftung
- möglichst unverdichteter Einbau des Rekultivierungsmaterials
- sachgemäßer Umgang mit humosem Oberboden (betrifft insbesondere deren Lagerung), so dass kein Humus durch Mineralisierung verloren gehen kann
- Auswahl standortangepasster Gehölze

BÖNECKE (2000, 2001) fasst die erforderlichen Maßnahmen zur Etablierung eines Deponiewaldes folgendermaßen zusammen:

- Beachtung der standortlichen und klimatischen Verhältnisse
- selbständige Verjüngung bei gezielter Förderung erwünschter Arten
- mindestens drei-, besser vierschichtiger Aufbau (Krautschicht, Strauchschicht, niedere Baumschicht, herrschende Baumschicht)
- Etablierung über verschiedene Etappen: Bestandsbegrünung → Vorwald: Pionierbaumarten → Zielwald, in dem alle Altersklassen zu etwa gleichen Anteilen vorkommen

Nach BÖNECKE (1997) und LFUG (1999) besteht der Vorwald aus robusten Pionierbaumarten wie Pappeln, Weiden und Erlen. Des weiteren kommen nach KONOLD (1981, 1995) und LFUG (1999) insbesondere wegen der Fähigkeit einer Rohbodenbesiedlung die in der Tabelle 6 aufgeführten Baumarten als Vorwälder in Frage. Zu beachten sind ggf. die zum Teil beachtlichen Wurzeltiefen.

Aufgaben des Vorwaldes sind die Unterstützung der Bodenbildung, die Abmilderung der auf Freilandflächen auftretenden großen klimatischen Unterschiede und damit die Herausbildung der wasserhaushaltlich ausgleichenden Wirkung des Waldes. Nach Durchforstung des Vorwaldes werden nachfolgend die anspruchsvolleren Gehölze des Zielwaldes gepflanzt, die sich nach und nach im Schutz des Vorwaldes entwickeln können. Die Gehölzarten werden durch die konkreten Standortverhältnisse bestimmt. Sobald der Zielwald etabliert ist, können die noch verbliebenen Vorwaldbestände beseitigt werden.

Tabelle 6: Vorwaldbaumarten für die Begrünung von Deponien und Altablagerungen nach KONOLD (1981, 1995) und LFUG (1999)

Art	Bevorzugter Wasserhaushalt	Bevorzugte Bodenarten	Wurzeltiefe
Spitzahorn	frisch – feucht	L, LS, S	tief
Feldulme	wechselfeucht	Ts, T	tief
Esche	indifferent	Ts, Ls, T	1,5 m
Scheinakazie/Robinie	frisch – feucht	S, Kiesböden	3,0 m
Schwarzpappel	wechselläss	Ls, SL, L	2,0 m
Grauerle	wechselläss	Ts, T	1,7 m
Schwarzerle	wechselläss	S, T	1,7 m
Silberweide	feucht	Ts, T	3,0 m

Der Pflegeaufwand ist nach BÖNECKE (2001) nur in den ersten Jahren höher als bei anderen Bewuchsarten. Bereits nach 10 – 15 Jahren reduziert sich die Pflege auf ein bis zwei Mal je Jahrzehnt (vgl. Tabelle 7). Langfristig gesehen kann folglich ein Baumbewuchs auch unter Kostenaspekten überlegenswert sein.

Tabelle 7: Entwicklungsschritte und notwendige Maßnahmen bezüglich der Etablierung eines Deponiewaldes (aus BÖNECKE, 2001)

Entwicklungsschritt	Maßnahme	Jahr
Bestandsbegrünung	Pflanzung Vorwald (Pionierarten), ca. 1 500 Bäume/ha	1
Nachbesserung	Nachpflanzung, nur bei stärkeren flächigen Ausfällen	2 – 3
Kulturpflege	nach Bedarf	2 – 5
Umbau Vorwald	Entnahme von ca. 50 % der vorhandenen Bäume, Pflanzung Zielwald (anspruchsvolle Arten), ca. 3 000 Bäume/ha	15 – 20
Nachbesserung	Nachpflanzung, nur bei stärkeren flächigen Ausfällen	15 – 20
Kultur/Jungwuchspflege	nach Bedarf	15 – 25
Läuterungspflege	Reduktion auf 2 500 Bäume/ha	30 – 35
Durchforstungen	im Zehnjahresrhythmus Eingriffe in Abhängigkeit von der Waldentwicklung mit weiterer Reduktion der Baumzahl	40 – 75
	Reduktion auf 250 – 300 Bäume/ha	80 – 90
Einleitung Naturverjüngung	Entnahme einzelner Bäume/Baumgruppen aus Oberstand	> 90
Dauerwaldpflege	Entnahme einzelner Bäume/Baumgruppen zur Förderung der vertikalen Schichtung und der Naturverjüngung, Baumzahl im Oberstand bleibt bei ca. 250 Bäume/a = Zielzustand	> 100 usw.

Im Hinblick auf die Windwurfgefährdung ist ein mehrstufiger Aufbau mit inneren und äußeren Rändern notwendig (GDA, 2000 A, WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000, BÖNECKE, 2001). Im übrigen sind durch Windwurf nach ALDINGER U.A. (1996) selten Bodenbereiche über 2 m beeinflusst. Bei für Baumbewuchs notwendigen Rekultivierungsschichtmächtigkeiten > 2,5 m (s.o.) werden unterhalb liegende Schichten (ggf. Drain- bzw. Dichtungsschichten) folglich nur in Ausnahmefällen gestört.

Wegen der hohen wasserhaushaltlichen Wirksamkeit eines Baumbewuchses (hohe Verdunstungsleistungen) sollte nach BÖNECKE (2001) eine Waldbegrünung auf Deponien generell geprüft werden. Nach BERGER (2000) stellt der Deponiewald unter günstigen Randbedingungen, z.B. in den Gebieten mit ausgeglichener bzw. negativer klimatischer Wasserbilanz (vgl. Abschnitt 3.3.2, Abbildung 6) und bei Vorhandensein einer Basis-

abdichtung zumindest für Deponien der Klasse I eine Alternative zum TASI-Oberflächenabdichtungssystem (vgl. Abschnitt 3.2, Abbildung 5) dar. Dies gilt in besonderem Maße auch für die Sicherung von Altablagerungen bzw. Altbergbauhalden, für die nicht zwingend Dichtungselemente vorgeschrieben sind.

3.3.4.6. Natürliche Sukzession

Kann sich nach Abschluss des Einbaus der Rekultivierungsschicht der Bewuchs selbständig und ungestört entwickeln, so wird dies als natürliche Sukzession bezeichnet. Welche Bewuchsarten sich im Verlauf der natürlichen Sukzession zeitweilig bzw. dauerhaft ansiedeln, hängt nach GDA (2000 A) von den spezifischen Standortbedingungen (Mikroklima, Bodeneigenschaften, Konkurrenzbedingungen innerhalb der Pflanzengemeinschaft) ab.

Zur natürlichen Sukzession gibt es im Zusammenhang mit Bergehalden und Kippen umfangreiche Untersuchungen. So beschreibt z.B. SÄNGER (1993, 2003), dass sich auf den Halden des ehemaligen Uranerzbergbaus in Ostdeutschland bereits nach 20 Jahren bis zu 12 m hohe Vorwaldstadien (vorwiegend Birken) entwickeln, die aber nach und nach von einwandernden Gehölzarten (u.a. Eichen) zurückgedrängt werden. Das Endstadium wird mit bodensauren Birken-Eichenwäldern der natürlichen Vegetation der Haldenumgebung entsprechen.

Umfangreiche Erfahrungen existieren in Bezug auf die Rekultivierung der zum Teil über 100 Jahre alten Rückstandshalden der Kaliindustrie. So werden u.a. in LÜCKE (1997), SCHMEISKY, LENZ (1998), ZUNDEL (2000), HOFMANN, SCHMESKY (2000) und SCHMEISKY (2000) Möglichkeiten und Grenzen der natürlichen Sukzession auf Bergehalden der Kaliindustrie zur Minimierung von salzhaltigen Sickerwässern aufgezeigt. Untersucht wurden und werden die Sukzessionsentwicklungen und die Ansiedlungsstrategien in Abhängigkeit vom Substrat und der Nährstoffsituation sowie die Beschleunigung des Wachstums sukzessiver Arten durch verbesserte Wachstumsbedingungen (sukzessionsunterstützende Begrünungsmaßnahmen mit Baumschulware, Pflanzmaterial aus Eigenanzucht und geklontem Pflanzgut, verbesserte Nährstoffversorgung durch Hinzugabe von Mineraldüngern oder Komposten).

Seit nunmehr über 70 Jahren liegen Erfahrungen bezüglich der Sukzession von Kippen des Braunkohlenbergbaus vor. In FELINKS U.A. (2002) werden entsprechende Ergebnisse für das mitteldeutsche, rheinische und tschechische Revier zusammengefasst. Typisch für die natürliche Pflanzenbesiedlung auf Kippensubstraten ist, dass neben großregionalen Einflussfaktoren, die Unterschiede hinsichtlich des Sukzessionsverlaufes bedingen, auch starke Inhomogenitäten auf kleinstem Raum möglich sind. Diese kommen vor allem durch starke Substratinhomogenitäten, ein markantes Mikrorelief sowie durch Zufälligkeiten zu Beginn der natürlichen Sukzession zustande. Zufälligkeiten ergeben sich z.B. aus den Witterungsverhältnissen, die in der Anfangsphase der Sukzession herrschen. Dies hat zur Folge, dass oftmals keine Zusammenhänge zwischen Standorteigenschaften und Pflanzenbesiedlung ableitbar sind und folglich nach wie vor hohe Unsicherheiten bei der Analyse und Vorhersage des Sukzessionsverlaufes bestehen.

Für Deponien gestalten sich die Verhältnisse bezüglich der Analyse und Vorhersage des Sukzessionsverlaufes wegen der im allgemeinen engen Qualitätsvorgaben bezüglich des Rekultivierungsmaterials (s. auch Abschnitt 3.3.5.2) in vielen Fällen weniger kompliziert. Da bezüglich der sich im Verlauf der natürlichen Sukzession entwickelnden Arten diejenigen dominant sind, die unter den gegebenen Standortbedingungen am besten geeignet sind, ergibt sich eine hohe Widerstandsfähigkeit des Bewuchses gegenüber Witterungseinflüssen und Schädlingsbefall (WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000).

Eine Besonderheit bei der Sukzession von Deponieoberflächensicherungen besteht darin, dass vor allem wegen Erosions- und Standsicherheitsproblemen eine primäre Sukzession (Brachfläche ohne Bewuchs) nicht infrage kommt (LFUG, 1999). Vielmehr ist eine Initialbegrünung (i.d.R. mit Gräsern) notwendig. Da im Falle einer natürlichen Sukzession eine Pflege unterbleibt, kann sich auf der Initialbegrünung aufbauend zunächst eine Gras-Krautvegetation entwickeln, die nach und nach von Sträuchern durchdrungen wird. Erst daran anschließend kommt es über die Stadien Vorwald und Schlusswald (i.d.R. Laubhochwälder) zur Ausbildung eines Deponiewaldes (LFUG, 1999, WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000, GDA, 2000 A). Je nach konkreten Standortbedingungen kann sich der Sukzessionsprozess über einen Zeitraum von mehr als 60 Jahren erstrecken (LFUG, 1999, WATTENDORF, SOKOLLEK, 2000).

Vorteile der natürlichen Sukzession sind (WATTENDORF, 2001):

- kein Pflegeaufwand
- die Etablierung standortangepasster Bewuchsarten
- eine stetig steigende wasserhaushaltliche Wirksamkeit des Bewuchses
- Bereicherung der Standortvielfalt vor allem in ökologisch verarmten Gebieten

Die Anforderungen an Oberflächensicherungssysteme, deren Begrünung durch natürliche Sukzession erfolgen soll, sind analog derer, die im Fall eines Deponiewaldes (s. Abschnitt 3.3.4.5) zu stellen sind, da sich im Sukzessionsendstadium in den allermeisten Fällen eine Bewaldung einstellen wird.

3.3.4.7. Landwirtschaftliche Nutzung

Eine landwirtschaftliche Nachnutzung ist nach BERGER, SOKILLEK (1997) prinzipiell in Landwirtschaftsgebieten bei geringer Neigung möglich. Beachten sollte man jedoch, dass eine ackerbauliche Nutzung aus wasserhaushaltlicher Sicht nicht optimal ist, weil:

- der Wasserumsatz durch Verdunstung sowohl starken überjährigen als auch innerjährigen Schwankungen (Fruchtfolge, Bewuchsentwicklung) unterworfen ist
- die Vegetationsbedeckungsgrade gerade im sickerwasserreichen Winterhalbjahr gering (z.T. Null) sind
- Ackerkulturen ähnlich hohe Mächtigkeit der durchwurzelbaren Bodenschicht wie Bäume benötigen (nach LABO, 2002 je nach Pflanzenart und Substrateigenschaften 0,5 – 2,0 m)

Die genannten Gründe sind dafür verantwortlich, dass eine landwirtschaftliche Nachnutzung oberflächengesicherter Deponien bislang die Ausnahme darstellt.

3.3.4.8. Sondernutzungen

Sondernutzungen können nach BERGER, SOKOLLEK (1997) vielfältiger Natur sein: z.B. Parkanlagen, Sport- und Spielanlagen, Bebauungsbereiche. Der Bewuchs ist logischerweise auf die Art der Sondernutzung abzustimmen.

3.3.4.9. Schlussfolgerungen bezüglich eines optimalen Bewuchses für Oberflächensicherungen

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass es einen für alle Belange optimalen Bewuchs nicht gibt. Je nach dem, welche konkreten Standortbedingungen vorhanden sind und welche Vorstellungen es zu Folgenutzungen gibt, ist der Bewuchs hierauf abzustimmen. Durch einen geeigneten Bewuchs können das Sicherheitsniveau einer Deponie erhöht und die Gefahren für die Schutzgüter Boden und Grundwasser durch belastetes Sickerwasser verringert werden, gerade unter dem Blickwinkel, dass die Funktionalität des Bewuchses bei optimaler Bewuchsauswahl langfristig gegeben ist. Der Langzeitaspekt gewinnt um so mehr an Bedeutung, weil über das Langzeitverhalten aller technischen Sicherungsmaßnahmen bislang keine gesicherten Erkenntnisse vorliegen (vgl. auch Abschnitte 3.3.5.3 und 3.3.5.4).

3.3.5. Technische Oberflächensicherungsmaßnahmen

3.3.5.1. Arten technischer Oberflächensicherungsmaßnahmen

Die technischen Maßnahmen zur oberflächlichen Sicherung einer Ablagerung sind abhängig von der Art der Ablagerung, den sich daraus ergebenden Gefährdungen und den gesetzlichen Rahmenbedingungen (vgl. Abschnitt 3.2) und reichen folglich von einfachen, i.d.R. einschichtigen Abdeckungen bis hin zu Dichtungssystemen, in die eine Vielzahl von Schichten integriert sind, die vielfältige (nicht nur wasserhaushaltliche) Funktionen zu erfüllen haben.

Die Oberflächensicherungssysteme lassen sich aus wasserhaushaltlicher Sicht wie folgt systematisieren (vgl. auch Abschnitt 3.2):

- einfache, meist einschichtige Oberflächenabdeckung mit Rekultivierungsmaterialien ohne besondere wasserhaushaltliche Anforderungen für Halden und Deponien ohne Gefährdungspotenzial
- qualifizierte, ein- oder mehrschichtige Abdeckung mit gut wasserspeicherfähigen, bewuchsfördernden Rekultivierungsmaterialien und ggf. integrierter Hemmschicht (nicht Dichtschicht) z.B. für Altablagerungen (Halden, Altdeponien), von denen kaum noch eine Gefährdung ausgeht bzw. ausgehen wird

- mehrschichtige Abdichtungssysteme, in die wasserhaushaltlich recht verschieden wirksame Schichten integriert sind (Rekultivierungsschicht(en), Entwässerungsschicht(en), Dichtungsschicht(en), Ausgleichsschicht(en), ggf. weitere Schichten wie z.B. Wurzelsperren) für Ablagerungen mit spürbarem Gefährdungspotenzial

Eine zentrale Stellung bezüglich des Einflusses auf den Deponie- bzw. Haldenwasserhaushalt haben folglich die zur Oberflächensicherung verwendeten Materialien selbst. Dies betrifft die Schichtenabfolge, deren Lagerung (Schichteinfallen und Verdichtung), die Schichtmächtigkeiten sowie die pedologischen Parameter der Sicherungsmaterialien.

Die Anforderungen an die Abdeckmaterialien von Oberflächensicherungen aus wasserhaushaltlicher Sicht sollen im folgenden für alle wasserhaushaltlich relevanten Schichten charakterisiert werden.

3.3.5.2. Rekultivierungsschicht

Das oberste, sich an der Grenzfläche Atmosphäre/Oberflächensicherungssystem befindliche Sicherungselement, ist i. allg. die Rekultivierungsschicht.

Die Funktionen der Rekultivierungsschicht lassen sich wie folgt umreißen (GDA, 2000 B, KONOLD U.A., 2002):

- Pflanzenstandort: mechanischer Halt, ausreichende Wasser- und Nährstoffversorgung
- Optimierung des Wasserhaushalts des Gesamtsystems durch Maximierung der Evapotranspiration sowie Reduzierung und Dämpfung der den Entwässerungseinrichtungen und dem Abfallkörper zusitzenden Sickerwassermengen
- Schutz der tieferen Schichten des Oberflächenabdichtungssystems (Entwässerungsschicht, Abdichtung) vor schädlichen Einflüssen (mechanische Einwirkungen, Frostschutz, Austrocknung, Einwachsen von Pflanzenwurzeln, Tieraktivitäten, Erosion)
- Verhinderung des direkten Kontaktes von Menschen, Tieren und Pflanzen mit Schadstoffen

Der Rekultivierungsschicht ist bis in die 1990-er Jahre hinein keine herausragende Bedeutung beigemessen worden. Sowohl in der Technischen Anleitung Abfall (TAA, 1991) als auch in der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI, 1993) finden sich kaum konkrete Forderungen zu wasserhaushaltlich relevanten Parametern z.B. bezüglich der Wassertransport- und Wasserspeicherfähigkeit der Rekultivierungsschicht. Es werden lediglich die folgenden Anforderungen gestellt:

- Mindestmächtigkeit: 1 m,
- bestehend aus kulturfähigem Boden,
- Bepflanzung mit geeignetem Bewuchs,
- Gewährleistung einer Bauausführung, dass die Dichtung vor Wurzel- und Frosteinwirkung geschützt ist,
- Minimierung der Entwässerungssystemen zusitzenden Wässer.

Erst in der zweiten Hälfte der 1990-er Jahre, als mehr und mehr deutlich wurde, dass die Funktionsfähigkeit der meisten anderen technischen Sicherungselemente durch verschiedene Prozesse (Durchwurzelung, Durchwühlung, Austrocknung, Verockerung und Inkrustationsbildung, BERGER, 2004, s. insbesondere Abschnitte 3.3.5.3 und 3.3.5.4) über kurz oder lang eingeschränkt wird oder sogar gänzlich verloren gehen kann, wurde die wasserhaushaltlich regulierende Bedeutung der Rekultivierungsschicht insbesondere im Zusammenwirken mit dem Bewuchs (vgl. Abschnitt 3.3.4) zunehmend erkannt.

Nach BÖNECKE (1997) schwanken die Funktionsdauern von technischen Sicherungselementen zwischen wenigen Jahren bis Jahrzehnten (Entwässerungssysteme) bis etwa 100 Jahre (mineralische Basisabdichtung). Für Kunststoffdichtungsbahnen geht man gegenwärtig von einer Funktionsfähigkeit von mehreren hundert Jahren aus (MÜLLER, 2001, EGLOFFSTEIN, BURKHARDT, 2001, ALBERS, 2003). Mineralische Dichtungsschichten in Oberflächensicherungssystemen können unter ungünstigen Standortbedingungen bereits nach wenigen Jahren ihre Dichtungseigenschaften verlieren (s. u.a. MELCHIOR, 1993, 1996, 1997, MAIER-HARTH, 2001, BREH U.A., 2002, GRÖNGRÖFT U.A., 2002, vgl. Abschnitt 3.3.5.4).

Im Gegensatz dazu ist die wasserhaushaltliche Wirksamkeit von Bewuchs und Rekultivierungsschicht bei sorgfältiger standortgerechter Planung als quasi unbegrenzt langzeit-

wirksam anzusehen. Damit sind der Bewuchs und die Rekultivierungsschicht im Grunde die beiden einzigen oberflächlichen Sicherungselemente, die prinzipiell die TASI-Langzeitforderungen erfüllen (TASI, 1993).

In der Deponieverordnung (DEPV, 2002) werden die Anforderungen an die Rekultivierungsschicht zwar erweitert, aber nicht viel konkreter gefasst als in den Technischen Anleitungen Abfall bzw. Siedlungsabfall (Anhang 5 DepV): „Die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht soll sich an der Durchwurzelungstiefe der Vegetation, die sich aus dem Rekultivierungs- und Sicherungsziel ergibt, der erforderlichen Höhe des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrats und besonderen Schutzerfordernissen der Rekultivierungsschicht im Einzelfall orientieren. Sie ist so zu bemessen, dass unter Berücksichtigung der vegetationspezifischen Durchwurzelungstiefe und der Materialeigenschaften eine Durchwurzelung der Entwässerungsschicht weitestgehend vermieden wird und die Dichtung vor Wurzel- und Frosteinwirkung sowie vor Austrocknung geschützt wird. Die Mächtigkeit soll daher mindestens 1 m betragen. Die Materialien für die Rekultivierungsschicht dürfen die langfristige Funktionsfähigkeit der Entwässerungsschicht nicht beeinträchtigen. Sie sollen über eine hohe nutzbare Feldkapazität sowie über ausreichende Luftkapazität zur Sicherstellung eines hohen pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrates verfügen.“ Der Kabinettsentwurf enthielt noch eine Zahlenangabe zur nutzbaren Feldkapazität ($nFK > 200 \text{ mm}$), die Endfassung jedoch nicht mehr (HENKEN, MELLIES, 2003).

In der GDA-Empfehlung E2-31 – Rekultivierungsschichten (GDA, 2000 B, Entwurf) finden sich darüber hinaus Anforderungen bezüglich der Eigenschaften der Rekultivierungsschicht:

- gute Durchwurzelbarkeit
- Unempfindlichkeit gegen Verschlammung
- ausreichende Durchlässigkeit zur Verhinderung von Stauwasserbildung (Gefahr von Hangquellen, Rutschungen und Luftmangel für Pflanzenwurzeln)
- Standsicherheit (in sich und im Verbund mit den anderen Systemkomponenten)
- Beständigkeit gegen alle Formen der Erosion (Wind, Wasser, innere und äußere Erosion, Suffosion, Kontakterosion)
- stabiles Korngerüst und Bodengefüge (nicht sackungs- oder lösungsgefährdet, kein Makroporengefüge)

- geringes Lösungs- und Austragspotential von Stoffen, die in der Entwässerungsschicht und ggf. in einer Kapillarsperre ausfallen und deren Durchlässigkeit verringern können
- ausreichende pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte, günstige Bodenreaktion und Pufferung

In den Empfehlungen und Verordnungen (GDA, 2000 B, DEPV, 2002) spiegelt sich deutlich wieder, um wie viel mehr die Rekultivierungsschicht in den letzten 10 – 15 Jahren (vgl. mit TAA, 1991 und TASI, 1993) in den Blickwinkel des Interesses geraten ist. Deutlich wird ferner, dass es sich bei Festlegungen bezüglich Mächtigkeit und Eigenschaften der Rekultivierungsschicht um standortbezogene Einzelfallentscheidungen handelt, die ganz entscheidend von wasserhaushaltlichen Belangen abhängen.

Ungeachtet dessen, dass im speziellen Anwendungsfall standortspezifische wasserhaushaltliche Betrachtungen notwendig sind, lassen sich einige der Anforderungen zum Aufbau und zu den wasserhaushaltlich relevanten Parametern der Rekultivierungsschicht in Auswertung zahlreicher Forschungsarbeiten konkreter fassen (s. u.a. BERGER, SOKOLLEK, 1997, GDA, 2000 B, EGLOFFSTEIN, BURKHARDT, 2001, BRÄCKER, 2002). Bezüglich des Schichtenaufbaus ist ein zweilagiger Aufbau der Rekultivierungsschicht mit ca. 0,3 m humosem Oberboden und $\geq 0,7$ bis knapp 3,0 m (je nach Bewuchs) mineralischem, nicht humosem Unterboden zu priorisieren. Humusanteile $> 1\%$ sind im Unterboden wegen möglicher Sauerstoffknappheit und dadurch verursachten Faulprozessen unerwünscht (LABO, 2002). Die Mächtigkeit des Unterbodens ist abhängig vom Bewuchs und den sich hieraus ergebenden Wurzeltiefen (vgl. Abschnitt 3.3.4)

Die in GDA (2000 B) bzw. DEPV (2002) erhobene Forderung nach einer hohen nutzbaren Feldkapazität ist für eine gute Vegetationsentwicklung unabdingbar. Unter nutzbarer Feldkapazität nFK wird nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) der für die Pflanzen verfügbare Bodenwasseranteil verstanden, der durch die charakteristischen Wassergehalte Feldkapazität (Wassermenge, die ein Boden maximal gegen die Schwerkraft halten kann) als oberen Grenzbereich und permanenter Welkepunkt (Wassergehalt, bei dessen Erreichen landwirtschaftliche Nutzpflanzen i.d.R. irreversibel zu welken beginnen) als unteren Grenzwert definiert ist.

Oberhalb der Feldkapazität versickert das Wasser in den weiten Grobporen so schnell, dass es von den Pflanzenwurzeln nicht aufgenommen werden kann (weite Grobporen sind jedoch für die Bodendurchlüftung wesentlich und damit im Zusammenhang mit der Luftkapazität interessant, s.u.). Das in den Feinporen unterhalb des permanenten Welkepunktes enthaltene Wasser ist hingegen mit so hohen Kräften an die Substratpartikel gebunden, dass es den Pflanzen ebenfalls nicht zur Verfügung steht.

Die nutzbare Feldkapazität ist im wesentlichen von der Korngrößenverteilung des Substrates und von dessen Lagerungsdichte abhängig. Der Zusammenhang zwischen nutzbarer Feldkapazität und Lagerungsdichte ist invers, d.h. mit zunehmender Lagerungsdichte nimmt die nutzbare Feldkapazität ab. Ein Einbau der Rekultivierungsschicht mit lockerer Lagerung (Lagerungsdichte Ld 1 – 2) wäre folglich aus wasserhaushaltlicher Sicht optimal. Praktisch realisierbar ist ein lockerer Einbau jedoch kaum, selbst wenn mit Spezialtechnik und ohne nochmaliges Überfahren eingebaut wird. Ferner erhöht sich durch Eigenkonsolidierung im Laufe der Zeit die Lagerungsdichte der Rekultivierungsschicht. Realistischerweise muss demzufolge von einer mittleren Lagerungsdichte (Ld 3) ausgegangen werden.

Nach AG BODEN (1994) ist für ein Rekultivierungsmaterial mindestens ein Wert von 22 Vol.-% notwendig, um als Substrat mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität eingestuft zu werden. Nach LFUG (1999) benötigen Waldbestände eine nutzbare Feldkapazität von mindestens 195 bis 225 mm im effektiven Wurzelraum. Bezogen auf einen Meter entspricht dies 19,5 – 22,5 Vol.-%. Für den humosen Oberboden sind nach LFUG (1999) mindestens 200 mm empfohlen. Das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) empfiehlt im Zusammenhang mit der Zulassung von geosynthetischen Tondichtungsbahnen ebenfalls einen nFK-Wert der Rekultivierungsschicht vom mindestens 200 mm (HEROLD, 1998).

Substrate, die eine nutzbare Feldkapazität von mindestens 200 mm (= 20 Vol.-% für einen Meter Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht) bei mittlerer Lagerungsdichte Ld 3 aufweisen, sind reiner Schluff, sandige und sandig lehmige bzw. tonige Schluffe sowie mittel bis stark schluffig-lehmige Sande (AG BODEN, 1994). In KONOLD U.A. (2004) ist die Eignung von Rekultivierungsmaterialien unter Berücksichtigung eines weiteren Kriteriums, der Stand-sicherheit, zusammengefasst (s. Abbildung 7).

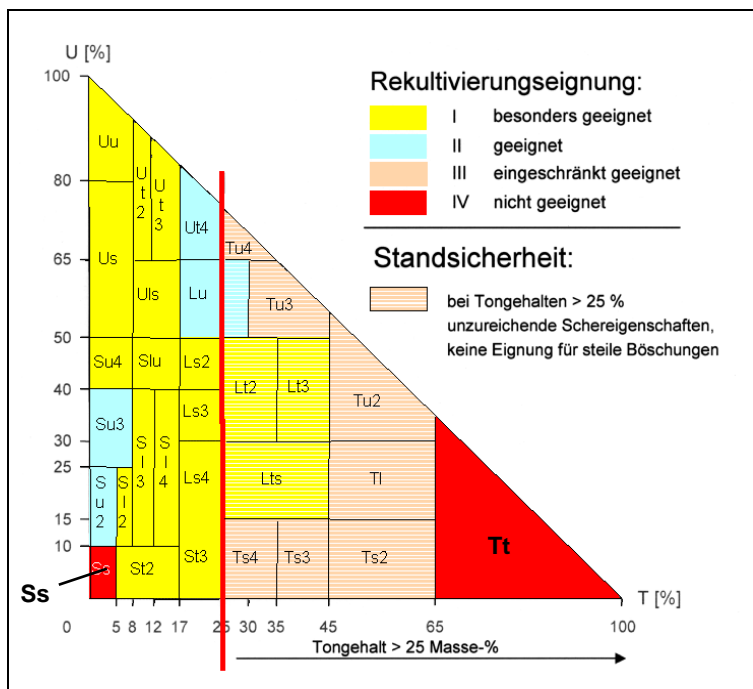


Abb. 7:

Eignung von Böden als Rekultivierungsmaterial für Oberflächensicherungen (nach KONLOD U.A., 2004, verändert)

Reine Sande und Tone erreichen nach AG BODEN (1994) keinen nFK-Wert von 20 Vol.-%. Stein- und Kiesanteile vermindern ebenfalls das pflanzenverfügbare Wasser. Hingegen erhöht sich die nutzbare Feldkapazität für den Fall des Vorhandenseins organischer Substanz zum Teil deutlich (für Schluffe um bis zu 7 Vol.-%, AG BODEN, 1994). Diese aus wasserhaushaltlicher Sicht positive Wirksamkeit organischer Substanz ist allerdings nur für den humosen Oberboden ansetzbar (s.o.). Durch einen Humusanteil im Oberboden vergrößert sich die Bandbreite möglicher Substrate. So würden allein unter dem Gesichtspunkt der nutzbaren Feldkapazität auch Tone als humoser Oberboden in Frage kommen. Geringe Wasserleitfähigkeit und Luftkapazität (s.u.) sprechen jedoch dagegen.

Aus wasserhaushaltlicher Sicht ist die Festlegung von Mindestwerten (s.o.) als nur bedingt sinnvoll anzusehen. Unumstritten ist, dass sich die Bedingungen für einen möglichst hohen Wasserumsatz infolge Verdunstung um so günstiger gestalten, je höher die nutzbare Feldkapazität ist. BERGER (2001 B) verweist in diesem Zusammenhang jedoch darauf, dass je nach Standort- und Bewuchsbedingungen ein vorgegebener nFK-Wert für die Rekultivierungsschicht (von z.B. 200 mm, s.o.) aus Sicht des Wasserhaushaltes zu gering, richtig bzw. auch viel zu hoch sein kann.

Generell schwierig gestaltet sich die Abschätzung, inwieweit sich die im Einbauzustand erreichten nFK-Werte langfristig (Jahre, Jahrzehnte) vor allem infolge Eigenkonsolidierung, Bioturbation (Regenwürmer, Maulwürfe) und Wurzelentwicklung verändern.

Die Menge an pflanzenverfügbarem Wasser ist nicht allein von der nutzbaren Feldkapazität abhängig. Entscheidend ist ferner die effektive Durchwurzelungstiefe. Diese kennzeichnet die potenzielle Ausschöpftiefe von pflanzenverfügbarem Bodenwasser, das dem Boden durch einjährige landwirtschaftliche Nutzpflanzen in Trockenjahren maximal entzogen werden kann (AG BODEN, 1994). Grundwassereinfluss bleibt hierbei unberücksichtigt. Zu ihrer Ermittlung werden die vertikalen Verläufe des niedrigsten Wassergehalts im Herbst eines Trockenjahres, der Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes benötigt (s. Abbildung 8).

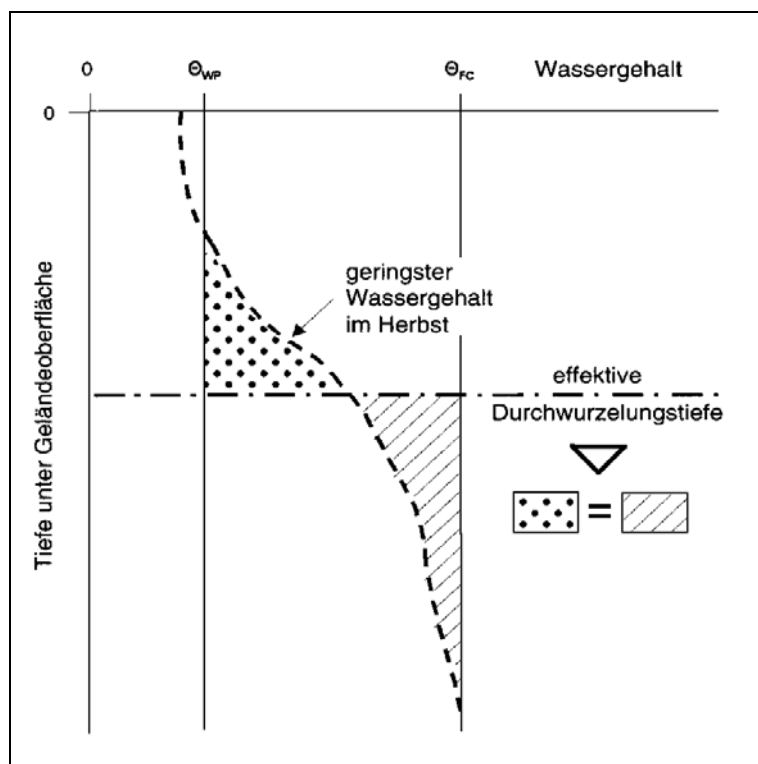


Abb. 8:

Schematische Darstellung zur Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe (nach RENGER, STREBEL, 1980, verändert)

Die effektive Durchwurzelungstiefe ist diejenige Tiefe, in der der bereits ausgeschöpfte Bodenwasservorrat (schraffierte Fläche in Abbildung 8) gleich dem noch durch Pflanzen ausschöpfbaren Wasservorrat ist.

Die effektive Durchwurzelungstiefe liegt für Schluffe und Lehme bei ca. 1 m sowie für Sande zwischen 0,5 und 0,8 m (jeweils für mittlere Lagerungsdichte, AG BODEN, 1994). Zu beachten ist, dass diese Werte für einjährige Pflanzen gelten. Da zur Rekultivierung von Ablagerungen i.d.R. mehrjährige Kulturen verwendet werden (vgl. Abschnitt 3.3.4), können die effektiven Durchwurzelungstiefen insbesondere bei Wald um ca. 20 % tiefer in den Boden hinein angesetzt werden (AG BODEN, 1994, LEHNARTDT, BRECHTEL, 1980).

Die effektive Durchwurzelungstiefe hat demnach primär nichts zu tun mit der Tiefe der Pflanzenwurzeln. Weiterhin wäre der Schluss falsch, dass die effektive Durchwurzelungstiefe als direktes Maß für die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht angesetzt werden kann. Um eine effektive Durchwurzelungstiefe von ca. 1 m ausschöpfen zu können, bedarf es einer deutlich größeren Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht (vgl. auch Abbildung 8), denn unterhalb der Grenzlinie der effektiven Durchwurzelungstiefe muss ja pflanzenverfügbares Bodenwasser zur Verfügung stehen. Auch aus diesem Grund (und nicht nur aus Sicht der Bewuchsentwicklung, vgl. Abschnitt 3.3.4 und der Austrocknungsproblematik, s. Abschnitt 3.3.5.4) ist eine Rekultivierungsschichtmächtigkeit von 1 m (selbst für eine Rekultivierung mit Gras) in vielen Fällen nicht ausreichend.

Nach AG BODEN (1994) ergibt sich der pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat entsprechend der einfachen Beziehung:

$$W_{pfl} = nFK \cdot We \quad (4)$$

mit: W_{pfl} – pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat [mm]
 nFK – nutzbare Feldkapazität [mm/m] (= $10 \cdot nFK$ [Vol.-%])
 We – effektive Durchwurzelungstiefe [m]

Für die Pflanzenentwicklung und damit für einen funktionierenden Bodenwasserhaushalt sind nicht nur solche Rekultivierungsschichtparameter wie hohe nutzbare Feldkapazität und Mächtigkeit entscheidend, sondern auch eine ausreichende Luftkapazität (Luftgehalt des Bodens bei Feldkapazität = Grobporenanteil, AG BODEN, 1994). Substrate mit geringer Luftkapazität, z.B. Tonböden, wirken einer Bodendurchlüftung entgegen, fördern die Ausbildung von Staunässe und haben damit schädigenden Einfluss sowohl auf die Vegetationsentwicklung (ggf. Wurzelfäule) als auch auf die Standsicherheit.

Mindestwerte für die Luftkapazität sind für Rekultivierungsmaterialien zwar nicht zwingend vorgeschrieben. Unter Zugrundelegung der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) muss jedoch von einem Mindestwert von 4 Vol.-% (unterer Grenzwert für mittlere Luftkapazität) ausgegangen werden. Nach AG BODEN (1994) erfüllen alle Bodenarten mit Ausnahme tonreicher Böden diesen Mindestwert, mittlere Lagerungsdichte vorausgesetzt.

Eine ausreichend mächtige Rekultivierungsschicht, deren Substrat über eine hohe nutzbare Feldkapazität, eine ausreichende Luftkapazität und einen ausgeglichenen pflanzenverfügbaren Nährstoffpool verfügt, kann aus wasserhaushaltlicher Sicht als optimal angesehen werden und erhöht die Schutzwirkung für die unterhalb liegenden Schichten. Für den Fall optimaler wasserhaushaltlicher Bedingungen innerhalb der Rekultivierungsschicht ist die Gefahr gering, dass die Pflanzen insbesondere in sommerlichen Trockenperioden auf der Suche nach Wasser in tiefere Schichten, vor allen in die Drainageschicht und in mineralische Dichtungselemente, eindringen und damit zu einer Verminderung der Leistungsfähigkeit dieser Schichten führen (vgl. Abschnitte 3.3.5.3 und 3.3.5.4).

3.3.5.3. Entwässerungselemente

Die Aufgaben und Eigenschaften von Entwässerungselementen im Zusammenhang mit Oberflächensicherungssystemen von Deponien sind u.a. in folgenden Verordnungen und Empfehlungen festgelegt:

- Deponieverordnung (DEPV, 2002),
- TA Siedlungsabfall (TASI, 1993),
- DIN 19667,
- GDA-Empfehlung E 2-20 - Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen (GDA, 2003 A, Entwurf)

Hiernach besteht deren Hauptaufgabe in einer schadlosen Abführung von Sickerwasser, das sich insbesondere auf gering wasserdurchlässigen Schichten aufstaut und somit zu geotechnischen Problemen (abnehmende Standsicherheit) führen kann. Zur Sickerwasserableitung eignen sich mineralische Entwässerungsschichten sowie geosynthetische Drainmatten.

Entwässerungsschichten sind zwingend vorgeschrieben für alle Deponieoberflächensicherungen mit Dichtungselementen (Deponieklassen I – III, vgl. Abschnitt 3.2).

Die Anforderungen an mineralische Dichtungsschichten lassen sich wie folgt kurz zusammenfassen:

- Mindestschichtmächtigkeit: 30 cm (DEPV, 2002)
- minimale gesättigte hydraulische Leitfähigkeit: $1 \cdot 10^{-3}$ m/s (DEPV, 2002)
- Vermeidung einer Druckwasserbeanspruchungen, sofern damit eine Beeinträchtigung der Standsicherheit des Oberflächenabdichtungssystems verbunden ist (GDA, 1997 B)
- Filterstabilität der Entwässerungsschicht (GDA, 1997 B)
- ausreichende Standsicherheit der Entwässerungsschicht und der mit der Entwässerungsschicht in Kontakt stehenden Flächen (GDA, 1997 B)
- langfristige Gewährleistung der Entwässerungsfunktion (GDA, 2003 A)

Insbesondere die letztgenannte Anforderung einer langfristigen Gewährleistung der Entwässerungsfunktion, d.h. eines langzeitstabilen k_f -Wertes von mindestens $1 \cdot 10^{-3}$ m/s, ist im Zusammenhang mit der Planung von mineralischen Entwässerungsschichten ein wesentlicher Punkt. Verglichen mit dem Einbauzustand kann sich der k_f -Wert der Entwässerungsschicht im Laufe der Zeit (Jahre ... Jahrzehnte) vor allem infolge Durchwurzelung, Verockerung und Substrateintrag verschlechtern.

Dränmatten bestehen im Kern aus natürlichen oder synthetischen Stoffen (GDA, 2003 A), deren Wasserdurchlässigkeit im Vergleich zu mineralischen Drainmaterialien um ein bis zwei Zehnerpotenzen höher ausfällt (Neuzustand, ohne Auflast), wodurch sich die Drainmächtigkeiten deutlich verringern lassen (Dränmattenstärken bewegen sich im Bereich von 1 cm, NAUE, 2005). Durchwurzelung, Verockerung, Substrateintrag und Verringerung des Porenvolumens infolge Auflast führen auch bei Dränmatten zu einer Verschlechterung der drainierenden Eigenschaften (BOTHMANN, 2001, MÜLLER-ROCHHOLZ, 2001).

Bezüglich der Quantifizierung hydraulische Leistungsfähigkeit von Entwässerungsschichten wird von einer eindimensionalen Filterströmung auf geneigter Sohle ausgegangen. In RAMKE (1991, 2002 A), GDA (2003 A) und WITT, RAMKE (2003) werden diesbezügliche Lösungen

aufgezeigt (vgl. auch Abschnitt 5.3.2). In die Berechnungen der hydraulischen Randbedingungen (Zustrommungen von oben und Abstrommungen nach unten) finden Berechnungsgrößen von Wasserhaushaltsmodellen Eingang (s. ebenfalls Abschnitt 5.3.2).

Der Einfluss von Durchwurzelung, Verockerung und Substrateintrag auf das Drainvermögen kann näherungsweise durch Abminderungsfaktoren berücksichtigt werden (GARTUNG, ZANZINGER, 1999, GDA, 2003 A). Ebenfalls wichtig und folglich zu berücksichtigen sind die Verminderung der Drainmattendicke infolge Auflast und Schubbeanspruchung (letzteres lediglich im Falle einer Druckbeanspruchung auf geneigten Flächen). In Summe des Wirkens aller genannten Prozesse kann sich die hydraulische Leistungsfähigkeit um ca. eine Zehnerpotenz verschlechtern (GARTUNG, ZANZINGER, 1999).

3.3.5.4. Dichtungselemente

Eine bzw. mehrere Dichtungselemente sind von zentraler Bedeutung bezüglich der Sicherung von Deponien der Deponieklassen DK I – III (vgl. Abschnitt 3.2) nach TA Siedlungsabfall (TASI, 1993) bzw. Deponieverordnung (DEPV, 2002) in Form von mineralischen Dichtungsmaterialien und ggf. Kunststoffdichtungsbahnen (DK II und III) zwingend vorgeschrieben. Sie dienen vor allem einer deutlichen Verminderung bzw. Unterbindung des Eintritts von Sickerwasser in den Deponiekörper und des unkontrollierten Austritts von Gasen aus dem Deponiekörper.

Bei Nachweis der Eignung und Gleichwertigkeit gegenüber den mineralischen Dichtungsmaterialien bzw. Kunststoffdichtungsbahnen können zur Dichtung prinzipiell eine Vielzahl von Materialien bzw. Systemen in Frage kommen:

- geosynthetische Tondichtungsbahnen (Betonitmatten)
- vergütete mineralische Dichtungsmaterialien (Bentokies, Trisoplast, Wasserglasvergütung, ...)
- Asphaltabdichtung
- Kapillarsperre

Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Dichtungsschichten werden die in der Tabelle 8 aufgeführten Kriterien herangezogen.

Tabelle 8: Maßgebende Leistungen von Deponiedichtungen (aus GDA, 1997 C, ALBERS, 2003)

Leistungen	Eigenschaften	Einwirkungen
Dichtigkeit	Konvektionsverhalten - Durchtrittszeit - Durchflussrate Diffusionsverhalten - Induktionszeit - Permeationsrate Sorptionsverhalten - Adsorption	- hydraulischer Gradient - Schadstoff - Temperatur - Schadstoff - Konzentrationsgradient - Temperatur - Schadstoff - Konzentration der Lösung
Mechanische Widerstandsfähigkeit	Verhalten bei mechanischer Belastung - Standsicherheit - Verformungssicherheit - hydraulische Widerstandsfähigkeit	Mechanische Einwirkungen: - Verformungen aus Setzungen - Kräfte aus Verformungen - Kräfte aus Neigung und Auflast - Verkehrslasten - Wasserspannungen - Sonderlasten Hydraulische Einwirkungen: - Strömungskräfte
Beständigkeit	Beständigkeit gegenüber chemischen Einwirkungen Beständigkeit gegenüber physikalischen Einwirkungen Beständigkeit gegenüber biologischen Einwirkungen	Chemische Einwirkungen: - Sickerwasser - aggressive flüssige Medien - Gase Physikalische Einwirkungen: - Temperatur - Feuchtigkeit - UV-Strahlung Biologische Einwirkungen: - Mikroorganismen, Pilze - Pflanzen - Tiere
Herstellbarkeit	- Einbaubarkeit - mechanische Empfindlichkeit - Witterungsempfindlichkeit - Eigenschaften der Materialien im eingebauten Zustand - Anschlüsse und Durchdringungen - Prüfbarkeit - Reparierbarkeit	- Einbaubeanspruchungen - Witterung

Im folgenden sollen die o.g. Dichtungselemente aus wasserhaushaltlichem Blickwinkel charakterisiert werden.

Mineralische Dichtungsmaterialien:

Mineralische Dichtungsmaterialien bestehen i.d.R. aus natürlichen feinkörnigen Substraten (z.B. Tone), welche ggf. noch durch Zuschlagsstoffe (z.B. Bentonit) vergütet werden können (SCHICK, WÜNSCH, 1995). Sie werden im Interesse einer hohen Qualitätssicherung i.d.R. mindestens zweilagig eingebaut. Dadurch werden Bereiche mit durchgehend erhöhter Wasserwegsamkeit infolge mangelhaftem Einbau sehr unwahrscheinlich (EGLOFFSTEIN, BURKHARDT, 1996).

Entsprechend Deponieverordnung (DEPV, 2002) gelten für mineralische Dichtungsschichten die folgenden Randbedingungen:

- gesättigte hydraulische Leitfähigkeit: $\leq 5 \cdot 10^{-9}$ m/s (DK I und II) bzw. $\leq 5 \cdot 10^{-10}$ m/s (DK III), bestimmt im Labor bei einem hydraulischen Gefälle von $I = 30$
- Mindestmächtigkeit: 0,5 m (DK I – III)
- Minimierung der Gefahr einer Trockenrissbildung durch geeignete Materialzusammensetzung und Einbautechnik

Während es sich bei den ersten beiden Randbedingungen um exakte Vorgaben handelt, die mess- und überprüfbar sind, stellt die Problematik der Trockenrissbildung ein weites Feld dar. In den Blickpunkt des Interesses ist die Austrocknungs- und Rissbildungsproblematik im Zusammenhang mit den Feld- und Laborarbeiten gerückt, die beginnend Mitte der 1980-er Jahre auf der Deponie Hamburg-Georgsweder durchgeführt worden sind (s. u.a. MELCHOIR, 1993, 1996, VIELHABER, 1995, BERGER, 1998). Welche Bedeutung der Austrocknungsproblematik heute gewidmet wird, zeigt z.B. der an der Fachhochschule Lippe und Höxter 2002 abgehaltene Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" (RAMKE U.A., 2002 b).

Der Prozess der Rissbildung in mineralischen Dichtschichten ist folgendermaßen erklärbar: Auf Grund ihrer Verdichtung und wegen des hohen Anteils an Feinkorn weisen mineralische

Dichtungsmaterialien im Unterschied zu Rekultivierungs- und Entwässerungsmaterialien kaum größere Poren auf. Bei zunehmender Wasserspannung werden zunächst folglich kaum Poren entwässert. Der Wassergehalt nimmt nur geringfügig ab (vgl. Abbildung 9).

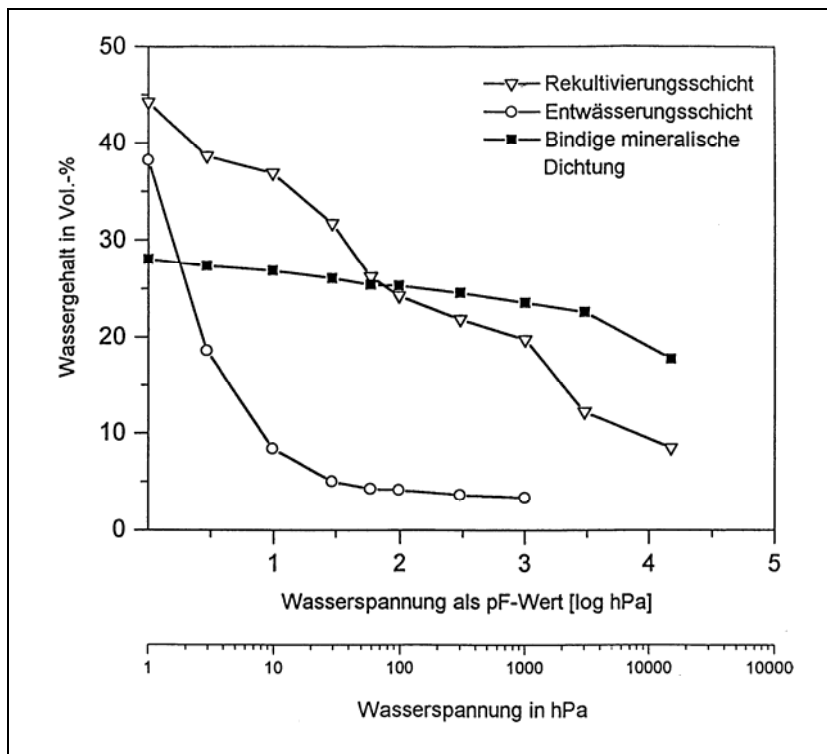


Abb. 9:

Wasserspannungs-Wassergehaltscharakteristika (pF-Kurven) für verschiedene mineralische Materialien einer Oberflächensicherung (aus MELCHIOR, 1996)

Erst bei extrem hohen Saugspannungen erfolgt eine deutliche Entwässerung (des Feinkorns). Dies bedeutet, dass selbst kleine Wasserabgaben infolge Austrocknung (im Bereich von wenigen Vol.-%) zu sehr hohen Wasserspannungen führen. Diese Spannungen wirken als Zugkräfte auf die im Gefüge verbundenen Feinkörner. Hierdurch kann es zu einer Veränderung des Korngefüges in der Art kommen, dass die Dichtung aufreißt. Meist bilden sich keine großen Risse, dafür aber ein ausgeprägtes Netz von Haarrissen, die kaum nennenswert verheilen (MELCHOIR, 1996, 1997).

Hinzu kommt, dass der Bewuchs infolge Austrocknung der Rekultivierungsschicht in eine Stresssituation gerät. Um ihren Stoffwechsel weiter aufrecht erhalten zu können, und sei es mit eingeschränkter Intensität, sind die Pflanzen gezwungen, ihr Wurzelsystem (insbesondere die Feinwurzeln) tiefer auszubilden (vgl. auch Abschnitt 3.3.4). Dabei kann es bei unzureichender Dichtschichtüberdeckung (bei zu geringen Rekultivierungs- und ggf. auch Drainschichtstärken)

zu einer Durchwurzelung der Dichtschicht kommen, wobei bereits vorhandene Haarrisse (s.o.) genutzt werden. Selbst wenn nach dem Ende der Austrocknungsperiode wieder verstärkt die weiter oben liegenden Wurzelbereiche in Aktion treten und die unteren Wurzelbereiche teilweise sogar absterben, bleiben in dem bindigen Dichtungsmaterial doch die Wurzelkanäle zurück, die zu einer rapiden Zunahme der Wasserwegsamkeit führen können.

Ein Beispiel für die Ausbildung eines tiefen Wurzelsystems auf einem Testfeld der Deponie Hamburg-Georgswerder zeigt die Abbildung 10. Nach SEELIG-BRAKER (1994) und MELCHIOR U.A. (2002) zeichnen hierfür vor allem die aus heutiger Sicht zu geringe Überdeckung der mineralischen Dichtschicht von gerade einmal 75 cm Rekultivierungsschicht und 25 cm Drainschicht und das zu geringen Speichervermögen des Rekultivierungsmaterials verantwortlich. Ähnliche Ergebnisse sind in MAIER-HARTH, MELCHOIR (2001) dokumentiert.



Abb. 10:

Bis 1,4 m Tiefe freigelegte Ampferwurzel innerhalb der Oberflächensicherung eines Testfeldes der Deponie Hamburg-Georgswerder (aus SEELIG-BRAKER, 1994)

Der Verlust der Dichtungseigenschaften infolge Schwundrissbildung und Durchwurzelung ist ein weitestgehend irreversibler Prozess, so er einmal aufgetreten ist. Ein Beispiel hierfür ist in der Abbildung 11 dargestellt. Wiederum handelt es sich um Messergebnisse, die auf einem Testfeld der Deponie Hamburg-Georgswerder gewonnen worden sind, wobei auch in diesem Fall die mineralische Dichtungsschicht (saale-eiszeitlicher Geschiebemergel) von nur 75 cm Rekultivierungsschicht und 25 cm Drainschicht überdeckt ist (MELCHOIR, 1993).

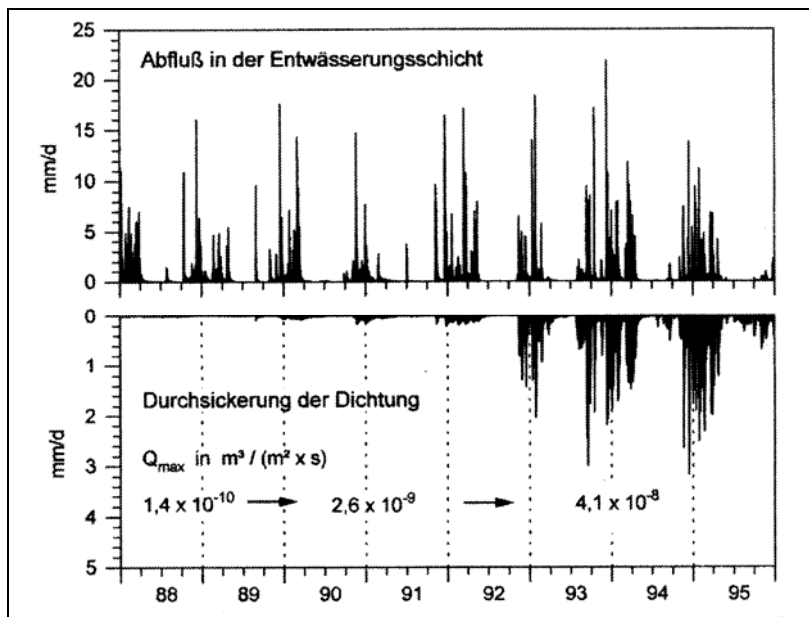


Abb. 11:

Auf der Deponie Hamburg-Georgswerder gemessene Abflüsse aus der Entwässerungsschicht und an der Basis einer mineralischen Dichtungsschicht (aus MELCHIOR U.A., 2002)

An den Abflüssen aus der Entwässerungsschicht ist deutlich der jahreszeitliche Gang der Sickerwasserbildung mit winterlichem Maximum und sommerlichem Minimum zu erkennen. Bezüglich der Dichtungsaustrocknung kritisch sind mehrmonatige sommerliche Zehrperioden. Eine Schrumpfrissbildung setzt infolge hoher Wasserspannungen (vgl. Abbildung 12, Mittel: ca. 200 hPa, Maximum: ca. 600 hPa, MELCHOIR, 1993, 1997) im Sommer 1989 ein. Die hierdurch hervorgerufene Schädigung der mineralischen Dichtungsschicht wird in einer beginnenden Durchsickerung der Dichtungsschicht sichtbar (vgl. Abbildung 11). Infolge der trockenen Sommer 1992 und 1995 hat die Schädigung solche Ausmaße angenommen, dass die Dichtungsschicht praktisch ihre Funktionsfähigkeit verloren hat. Die durch sie hindurchtretenden Sickerwassermengen erreichen in Einzeljahren Werte von über 20 % des Niederschlages (MELCHIOR U.A., 2002).

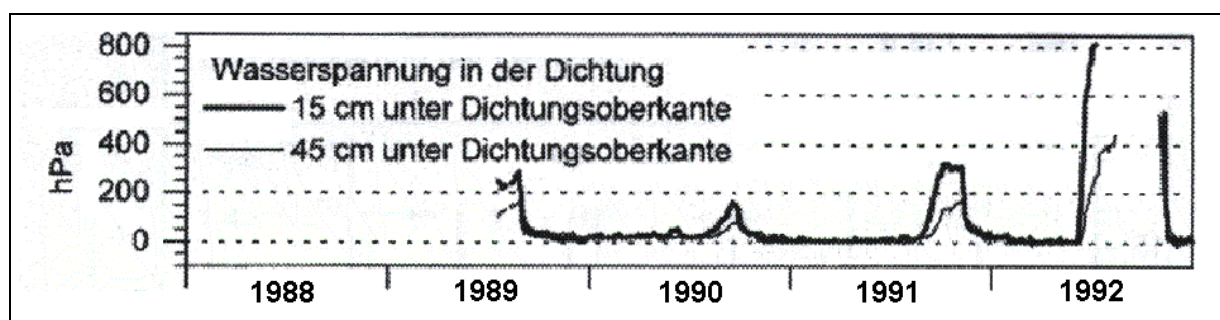


Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der Wasserspannung in der mineralischen Dichtschicht (aus MELCHIOR U.A., 2002)

Berechnungen auf Grundlage der gemessenen maximalen Sickerwassermengen ergeben für das Beispiel innerhalb weniger Jahre eine Zunahme der Wasserleitfähigkeit um mehr als zwei Größenordnungen (MELCHOIR, 1993) von etwa $1 \cdot 10^{-10}$ m/s (Einbauzustand) auf ca. $4 \cdot 10^{-8}$ m/s (s. Abbildung 11). Eine Erhöhung des k_f -Wertes in gleicher Größenordnung wird auch im Zusammenhang mit Untersuchungen zum Austrocknungsverhalten von Hafenschlick (Einbau- k_f -Wert: ca. $5 \cdot 10^{-10}$ m/s) beobachtet (TRESSELT (2000) bzw. GRÖNGRÖFT U.A., 2002). Auch FEIN (2002) kommt im Ergebnis von Felduntersuchungen für eine mineralische Abdichtung aus Klebsand zu einer k_f -Werterhöhung um mindestens zwei Zehnerpotenzen. In HORN und JUNGE (2002) werden sogar Erhöhungen der Wasserleitfähigkeit von Dichtschichtmaterialien bis über 10^{-4} m/s angegeben.

Die Akzeptanzgrenze bezüglich der Austrocknung muss für die meisten mineralischen Dichtungsmaterialien sehr tief (ca. 250 – 500 hPa, d.h. etwa 1 – 2 Vol.-%) angesetzt werden (RAMKE, 2002 A, WITT, ZEH, 2004). Wie widerstandsfähig ein Dichtmaterial gegenüber Rissbildung ist, hängt vor allem von der tonmineralischen Zusammensetzung und vom Quellschumpfungsverhalten der Tonminerale ab (s. u.a. CZURDA, WAGNER, 1988, HORN U.A., 1994, MALLWITZ, SAVIDIS, 1996, WUNSCH, 1997, ADAMCOVA U.A., 2000, QUANDT, 2000). Leicht plastische Abdichtmaterialien sind dabei mittel- bzw. hochplastischen Materialien überlegen (NEFF, 2002, SCHMID, SCHULZ, 2002, MELCHOIR, VIELHABER, 2002).

Auch die Art des Einbaus und die Behandlung während des Einbaus der Dichtungsschicht beeinflussen die Austrocknungsbeständigkeit. In HORN (2002) sowie HORN und JUNGE (2002) wird nachgewiesen, dass sich nur bei einem Einbau auf dem trockenen (linken) Ast

der Proctorkurve eine langfristig stabile Dichtwirkung erreichen lässt. Der Einbau des mineralischen Dichtungsmaterials sollte folglich bei Wassergehalten kleiner dem optimalen Wassergehalt erfolgen und sich an dem infolge Austrocknung zu erwartenden minimalen Wassergehalt orientieren. Diese Empfehlung steht im Widerspruch zu den Forderungen der TA Siedlungsabfall (TASI, 1993) und der Deponieverordnung (DEPV, 2002), nach denen der Einbau des Dichtungsmaterials auf dem nassen Ast der Proctorkurve vorgeschrieben ist.

HORN (2002) sowie HORN und JUNGE (2002) zeigen, dass Dichtschichten, die auf dem nassen Ast der Proctorkurve eingebaut wurden im allgemeinen zwar geringere Wasserdurchlässigkeiten im Einbauzustand aufweisen, jedoch langfristig durch die Verminderung des Porenwasserüberdrucks und dem Auftreten von negativen Porenwasserdrücken (Wasserspannungen) eine Rissbildung vorprogrammiert ist. Eine Überarbeitung der Deponieverordnung scheint in diesem Punkt folglich angeraten.

Die Ursachen für eine Wassergehaltsabnahme in der mineralischen Dichtschicht sind jedoch nicht allein auf eine Austrocknung und Durchwurzelung von oben beschränkt. Gefährdungen können sich durch folgende weitere Prozesse ergeben (RAMKE U.A., 2002 a):

- Kapillarwasseraufstieg aus der Dichtschicht in darüber liegende Schichten (insbesondere bei fehlender Entwässerungsschicht, WAGNER, SCHNATMEYER, 2002) infolge niedrigem Matrixpotenzials oberhalb der Dichtschicht
- Wasserdampftransport aus der Dichtschicht in darüber oder darunter liegende sehr gut durchlässige (und dadurch gut ventilierende) wasserdampfungsättigte Schichten
- Wasserdampfdiffusion infolge Temperaturgradienten
- negative Beeinflussung des Quell-Schrumpfungsverhaltens von Tonmineralen infolge Ionenaustausch bzw. Ausfällung durch im Sickerwasser gelöste Stoffe

Die Austrocknungsproblematik stellt sich folglich außerordentlich komplex dar. Schlussfolgernd aus den bisherigen Untersuchungen können folgende Empfehlungen abgeleitet werden (RAMKE U.A., 2002 a):

- ausreichende Dimensionierung der Rekultivierungsschicht, so dass diese in den unteren Schichten ganzjährig hohe Wassergehalte aufweist und der Bewuchs in Trockenperioden nicht in Stress gerät (vgl. insbesondere Abschnitte 3.3.4 und 3.3.5.2)

- ausreichend hohe nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsschicht (vgl. Abschnitt 3.3.5.2)
- ausreichende Luftkapazität der Rekultivierungsschicht (s. ebenfalls Abschnitt 3.3.5.2)
- an die Standortverhältnisse und die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht angepasster Bewuchs (s. auch Abschnitt 3.3.4)
- unbedingte Verhinderung der Durchwurzelung der Dichtschicht, ggf. Einbau von Wurzelsperren (s. auch Abschnitt 3.3.5.5)
- möglichst kein Verzicht auf Entwässerungsschichten (Ausnahme: Rekultivierungsschichtmächtigkeiten $> 2,5$ m an feuchten Standorten)
- Einbau von Entwässerungsschichten aus nicht zu grobem, jedoch kapillARBrechendem Material (vorteilhaft sind Sand bzw. Sand-Kies-Gemische)
- Abschottung der Entwässerungsschicht gegenüber der Atmosphäre (ist i.d.R. gegeben)
- Verwendung von gering quellfähigen Tonen als mineralisches Dichtungsmaterial
- Verdichtung des Dichtungsmaterials, ohne dass es zur Bildung von Porenwasserüberdrücken kommt und kein Porenwasser mobilisiert wird
- Dichtschichteinbau auf dem trockenen Ast der Proctorkurve, wobei sich der Einbauwassergehalt aus der Schnittmenge aller Anforderungen (Scherfestigkeit, Dichtigkeit, Quell-Schrumpfungsverhalten) ergibt (s. Abbildung 13)
- Auflager aus feinkörnigem Material mit ausreichender Wasserhaltekapazität und geringer Luftwegsamkeit

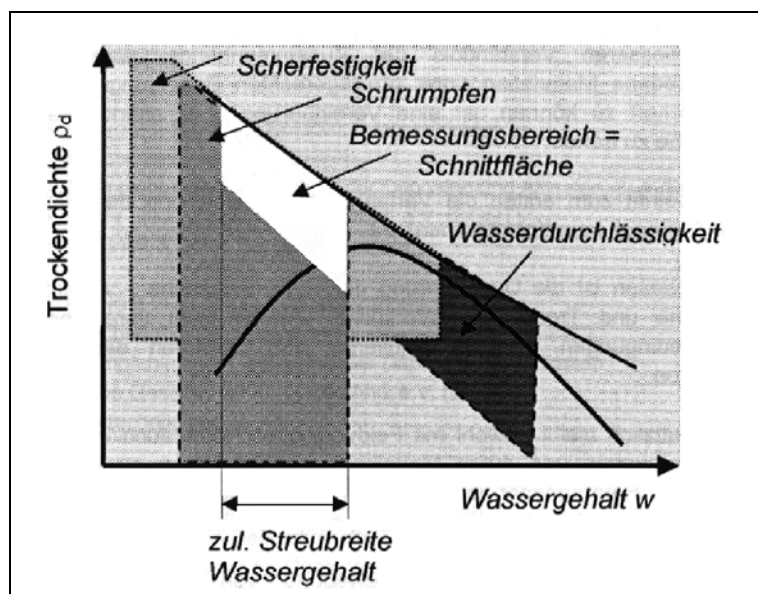


Abb. 13:

Schematische Darstellung der Anforderungen an den Einbauwassergehalt mineralischer Abdichtungsschichten und den resultierenden Bemessungsbereich (aus RAMKE U.A., 2002 A)

Abschließend soll darauf hingewiesen werden, dass es Überlegungen gibt (LAGA, 2004), unter günstigen meteorologischen Standortbedingungen (Jahresniederschlagshöhen unter 650 mm/a und günstige jahreszeitliche Niederschlagsverteilung) im Falle der Deponieklassen I und II auf eine mineralische Abdichtung zu verzichten, wenn durch geeignete Berechnungsverfahren nachgewiesen werden kann, dass mit keiner nennenswerten Sickerwasserbildung (unter ca. 50 mm /a) zu rechnen ist. Dabei ist für Deponien der Klasse I, die über keine weitere Abdichtungskomponenten verfügen, die zeitliche Entwicklung der Vegetation zu berücksichtigen.

So interessant dies aus wasserhaushaltlicher Sicht auch ist, weil zur Quantifizierung der Sickerwasserbildung Deponiewasserhaushaltsmodelle notwendig werden (s. insbesondere Abschnitt 3.5), so umstritten ist diese Herangehensweise (beispielhaft s. STIEF, 2003).

Bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht erforscht sind die Gefahren, die sich bezüglich der Zunahme der Wasserwegsamkeit durch mineralische Dichtschichten infolge der Aktivität von Tieren ergeben (KONOLD U.A., 2002). In normal gewachsenen Böden werden z.B. Grabtiefen von Regenwürmern von mehr als 1 Meter nachgewiesen (GRAFF, 1971).

Kunststoffdichtungsbahn:

Kunststoffdichtungsbahnen (KDB) sind innerhalb von Oberflächenabdichtungen entweder in Kombination mit anderen Dichtungselementen (Deponieklassen II und III) oder als alleiniges Abdichtungselement (insbesondere bei der Sicherung von Altlasten) ein wesentliches Sicherungselement (BAM, 1999). KDB gelten als dicht gegenüber konvektivem und diffusivem Wassertransport (BRÄCKER, 2002).

In SCHROEDER ET AL. (1994) und BERGER (2001 A, 2004 A) werden für KDB Wasserdurchlässigkeiten zwischen $2 \cdot 10^{-13}$ m/s (Polyvinylchlorid-Folie PVC) und $2 \cdot 10^{-15}$ m/s (HDPE High Density Polyethylen-Folie HDPE) angegeben. Dies entspricht Durchsickerungsraten von 0,6 mm ... 0,006 mm in 100 Jahren (bei angenommenem hydraulischem Gefälle = 1 und dauerhaftem Sickerwasseranfall).

Durchsickerungsmengen entstehen praktisch nur dadurch, dass Wasser durch Fehlstellen hindurchsickert, die bei der Herstellung und Verlegung entstehen können. Im Herstellungsprozess entstehende Fehlstellen sind im allgemeinen kleiner als die Dicke KDB (nach TASI, 1993 bzw. DEPV, 2002 mindestens 2,5 mm), Einbaufehlstellen infolge fehlerhafter Schweißnähte bzw. Zerstörungen durch spitze Gegenstände bzw. Steine hingegen größer (BERGER, 1998).

Um die Gefahr von Zerstörungen durch Steine zu minimieren, ist ein Schutz der KDB durch Schichten aus Feinsand (SCHEUNEMANN, 2002) bzw. durch geotextile Materialien (BRÄCKER, 2002, BAM, 1995) möglich. Einen guten Schutz der KDB vorausgesetzt, wird die Wirksamkeit von BAM-geprüften Kunststoffdichtungsbahnen mit mindestens 100 Jahren veranschlagt (AUGUST, U.A., 1992). Im Unterschied zu allen anderen Oberflächensicherungselementen bietet eine intakte KDB einen Langzeitschutz gegenüber Durchwurzelung und Bioturbation (LINERT, 1995, BRÄCKER, 2002, RAMKE U.A., 2002 A, vgl. auch Abschnitt 3.3.5.5).

geosynthetische Tondichtungsbahnen (Bentonitmatten):

Streng genommen gehören geosynthetische Tondichtungsbahnen zur Gruppe der mineralischen Dichtungselemente (BRÄCKER, 2002). Die Dichtwirkung ist vergleichbar mit der einer mineralischen Dichtungsschicht der Deponieklasse I ($5 \cdot 10^{-9}$ m/s). Das Abdichtungsmaterial besteht aus Natrium- oder Calciumbentonit. Die mechanische Festigkeit wird durch Vliesstoffe erreicht, die den oberen und unteren Abschluss der Bentonitbahn bilden. Die Vliesstoffe sind zusätzlich über Kunststoffbrücken miteinander vernadelt, um auftretende Scherkräfte schadlos übertragen zu können (BOTHMANN, 2001).

Die dichtenden Eigenschaften kommen durch Hydratation des Bentonits bei Wasserzutritt zustande (GDA, 2001). Zu beachten ist, dass sich im Falle des Natriumbentonits die dichtenden Eigenschaften infolge Ionenaustausch von Natrium- gegen bevorzugt Calciumionen verschlechtern (EGLOFFSTEIN, 2000).

Unabhängig davon, ob Natrium- oder Calciumbentonit als Abdichtungsmaterial Verwendung findet, besteht für geosynthetische Tondichtungsbahnen eine Gefährdung hinsichtlich Austrocknung und Durchwurzelung ähnlich mineralischen Dichtungsschichten (MELCHOIR, 1996).

vergütete mineralische Dichtungsmaterialien:

Die Eigenschaften mineralischer Materialien lassen sich durch den Zusatz geeigneter Stoffe verbessern. Verbesserte Eigenschaften sind z.B. erreichbar durch:

- Vergütung von wasserdurchlässigen Substraten aus Kiesen und Sanden durch Zugabe von Tonmehl (z.B. Bentonit)
- Zugabe eines Polymers
- Wasserglasvergütung
- Verwendung weiterer Additive (Zeolithe, Aktivkohle ...)

Diese Zusatzstoffe dienen vor allem dazu, die wasserhemmenden Eigenschaften und das Austrocknungsverhalten der mineralischen Ausgangssubstrate zu verbessern.

Eine Substratvergütung durch Zugabe von Tonmehl erfolgt in den Fällen, in denen keine mineralischen Dichtungsmaterialien verfügbar sind. Den wasserdurchlässigen Substraten aus Kiesen und Sanden wird Tonmehl zugegeben, das zu einer Füllung der groben Poren führt. Es entsteht ein gemischtkörniges Material mit einer Korngrößenverteilung nahe der Fullerkurve, das auch als Bentokies bezeichnet wird (LAGA, 1999 A, BRÄCKER, 2002). Um k_f -Werte zu erreichen, die den Regelanforderungen genügen, muss der Tonanteil (Korndurchmesser $< 0,002$ mm) bei ca. 5 – 10 % liegen (GDA, 1999). Infolge der Gemischtkörnigkeit ist Bentokies im Vergleich zu unvergüteten mineralischen Materialien schrumpfungsunempfindlicher und damit weniger rissgefährdet (BRÄCKER, 2002).

Ein effizienter Wasserrückhalt bei gleichzeitig gutem Austrocknungsverhalten kann auch durch die Zugabe eines Polymers erreicht werden. In einer Zusammensetzung von $< 89,1$ Masse-% Sand, $\geq 10,7$ Masse-% Bentonit und $\geq 0,2$ Masse-% Polymer ist das Material unter der Bezeichnung Trisoplast bekannt (TRISOPLAST, 2005).

Das Polymer besteht aus einer polyethylenähnlichen Kohlenstoffhauptkette mit hoher Molmasse und funktionellen Seitengruppen, die eine starke sorptive Bindungen mit dem Tonmineral Bentonit eingehen, so dass ein praktisch irreversibles Netz aus Polymer und Bentonit entsteht (TRISOPLAST, 2005).

Das Material wird in einer Mischanlage industriell hergestellt und auf dem trockenen Ast der Proctorkurve bei 4 – 12 % Wassergehalt eingebaut. Eigenschaften, Herstellung und Einbau führen dazu, dass Trisoplast mit anderen mineralischen Dichtungsmaterialien vergleichbare, meist sogar geringe Wasserdurchlässigkeiten aufweist, aber andererseits wesentlich austrocknungs- und rissunempfindlicher ist (s. u.a. MELCHOIR, STEINERT, BOELS, 2002, MELCHOIR U.A., 2003, SCHANZ U.A., 2004, TRISOPLAST, 2005). So konnten bislang selbst bei Saugspannungen über 1 000 hPa keine Trockenrisse nachgewiesen werden.

Als weitere Zusatzstoffe, die zu verbesserten Dichtungseigenschaften führen, sind zu nennen:

- Wasserglasvergütung (BELOUSCHEK, 1993, BELOUSCHEK, KÜGLER UND REICHERT, 1998, BELOUSCHEK, KÜGLER, 2001)
- natürliche Zeolithe und Aktivkohle (UPMEIER, 1996).

Insbesondere zum Austrocknungs- und Durchwurzelungsverhalten dieser Zusatzstoffe besteht jedoch nach wie vor Forschungsbedarf (BRÄCKER, 2002).

Asphaltabdichtung:

Die wasserhaushaltlichen Eigenschaften von Asphalt dichtungen sind denen von Kunststoffdichtungsbahnen hinsichtlich Dichtheit, Austrocknungs- und Durchwurzelungsbeständigkeit sehr ähnlich (LAGA, 1999 B, BRÄCKER, 2002). Problematisch sind lediglich die Asphalt-ränder, die bedingt durch den Einbauprozess als potenzielle Durchströmungs- und Durchwurzelungsbereiche anzusehen sind.

Kapillarsperre:

Eine Kapillarsperre besteht aus zwei übereinander liegenden Schichten (s. z.B. WOHLNICH, 1991, 1994, JELINEK, 1997, STEINERT, 1999, VON DER HUDE, 1999, BAUER, 2001, BARTH, 2003):

- einer oben liegenden Kapillarschicht (KS) aus feinerem Material (i.d.R. Fein- bis Mittelsand) sowie
- einem direkt darunter liegenden Kapillarblock (Kapillarbruchschicht KBS) aus größerem Material (Kies, oft Feinkies).

Die Einbindung der Kapillarsperre innerhalb des Oberflächensicherungssystems zeigt die Abbildung 14.

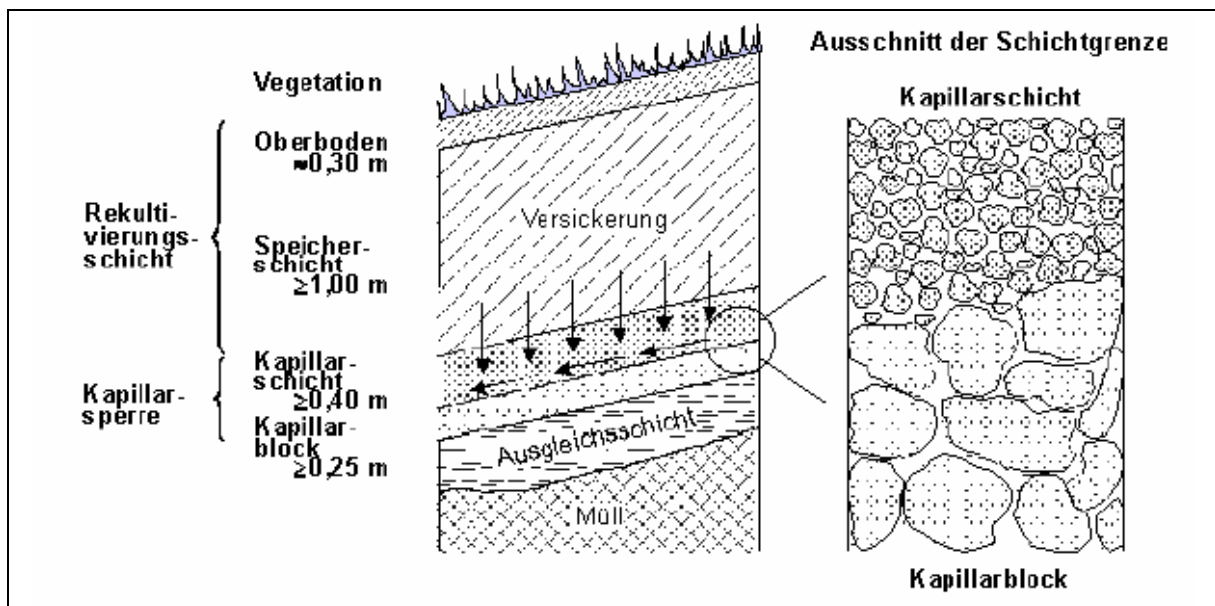


Abb. 14: Aufbau einer Oberflächensicherung mit Kapillarsperre (aus GARTUNG, NEFF., 2000)

Im Unterschied zu allen anderen mineralischen Dichtsystemen werden bei der Kapillarsperre nicht die hydraulischen Eigenschaften im wassergesättigten (oder zumindest nahezu wassergesättigten) Zustand genutzt, sondern die Eigenschaften im wasserungesättigten Zustand. Dabei weist die obere feinkörnige KS eine wesentlich größere ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit auf als die darunter liegende KBS (vgl. Abbildung 15).

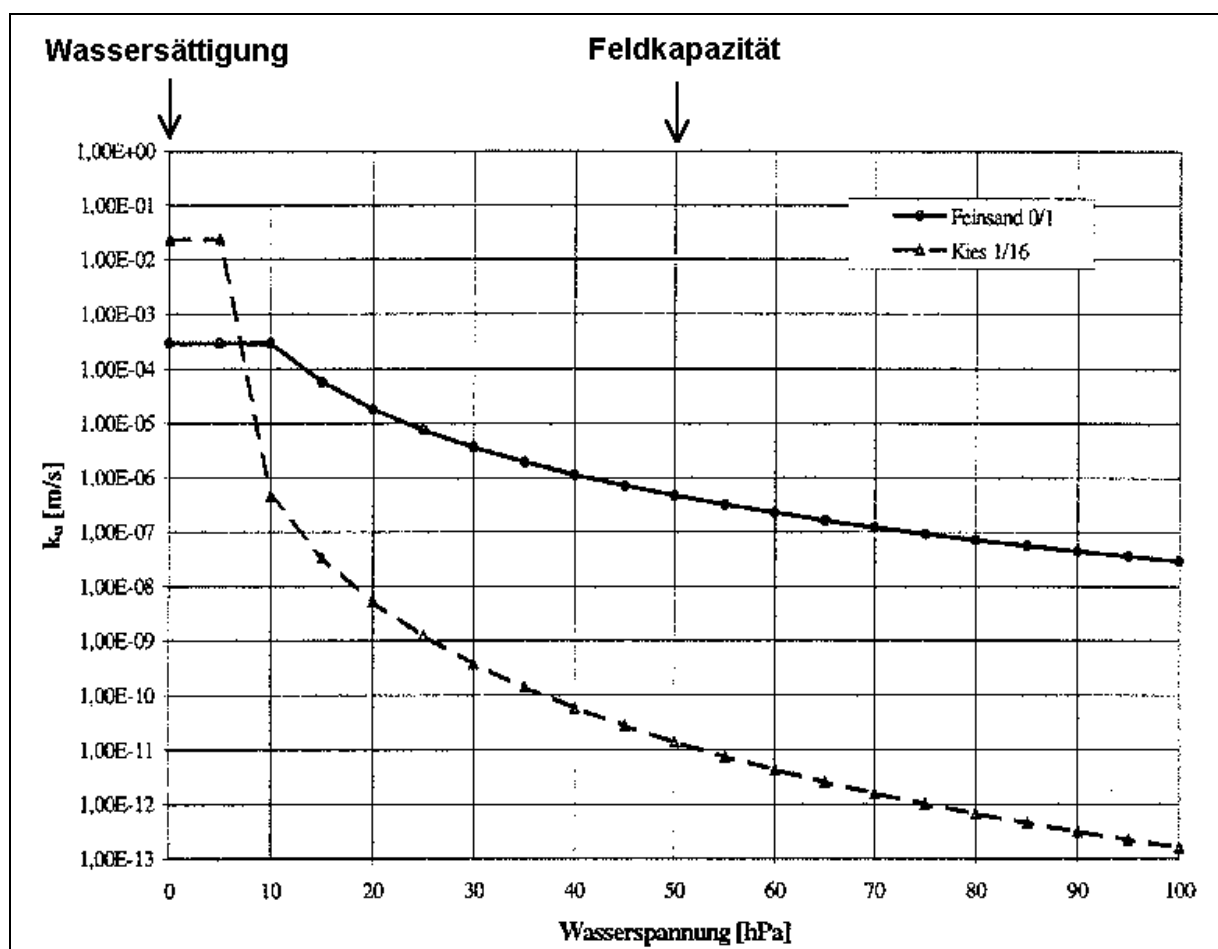


Abb. 15: Beispiel für eine berechnete Wasserspannungs- k_u -Beziehung für eine KS (Feinsand) und eine KBS (Kies) (nach BRUNSCHLIK U.A., 1994)

Hinsichtlich einer optimalen Wirkungsweise der Kapillarsperre ist ein deutlicher Sprung der Porengrößenverteilung an der Schichtgrenze von der feinkörnigeren KS zur grobkörnigeren KBS notwendig. Außerdem sind hinsichtlich Korngrößenverteilungen genau aufeinander abgestimmte Materialien für die Schichten KS und KBS zu verwenden.

Die Abbildung 16 zeigt Bereiche geeigneter Korngrößenverteilungen für KS und KBS. Die Bereiche in Abbildung 16 gelten für gerundete Körner und optimale Verdichtung (einzelfallbezogen durch Versuche zu ermitteln). Die Substrate sollen einen geringen Ungleichförmigkeitsgrad und einen geringen Anteil Feinkorn aufweisen (Beispiel KS: Ungleichförmigkeitsgrad $U < 2,5$ sowie Feinkornanteil $< 0,1 \text{ mm} < 8 \text{ Gew.-%}$, GARTUNG, NEFF, 2000).

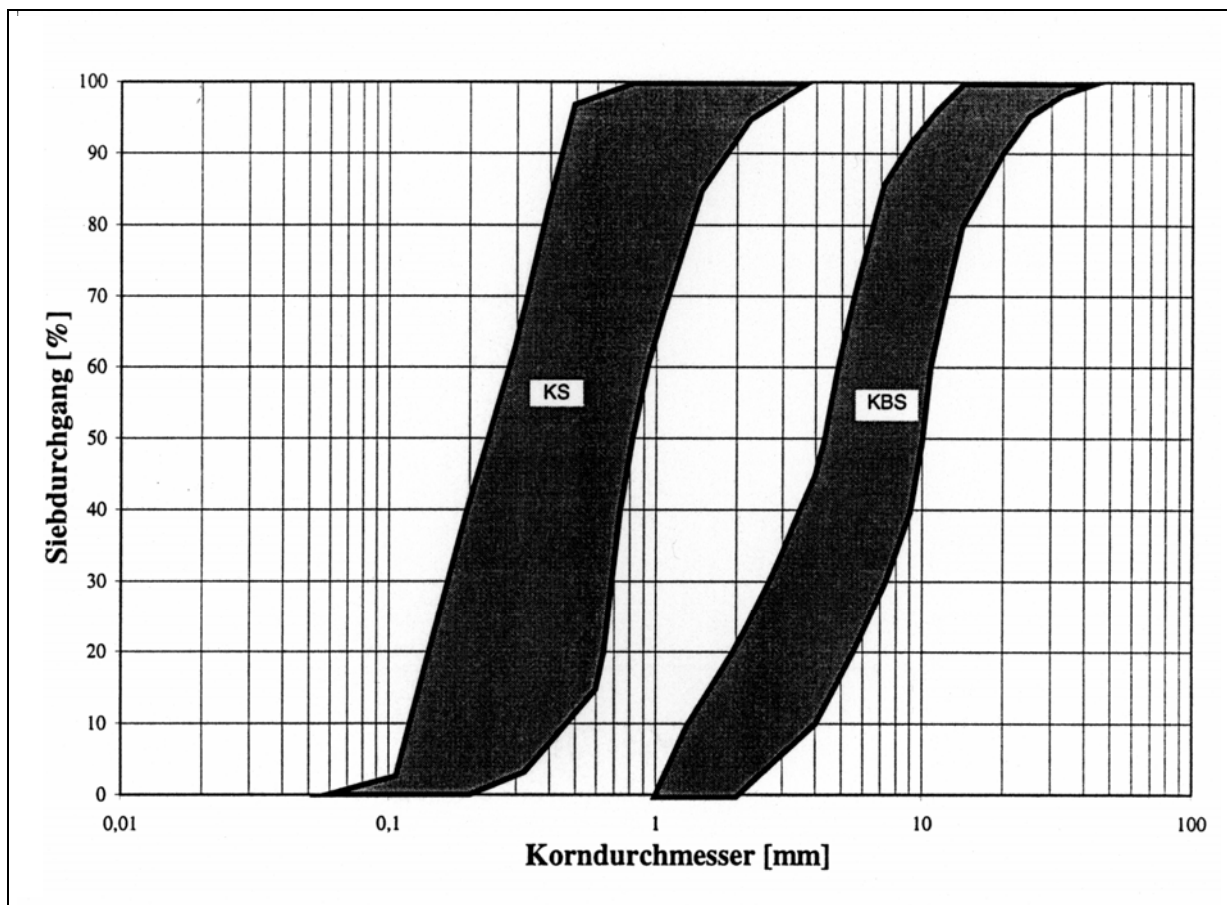


Abb. 16: Bereiche geeigneter Korngrößenverteilungen für KS und KBS (aus BRUNSCHLIK U.A., 1994)

An der Schichtgrenze von KS und KBS herrschen gleiche Wasserspannungen, nicht jedoch gleiche Wassergehalte. Abbildung 17 verdeutlicht, dass die oberhalb liegende feinkörnigere KS bei gleicher Wasserspannung einen höheren Wassergehalt aufweist als die unterliegende grobkörnigere KBS.

Unter der Voraussetzung einer Neigung werden die erhöhten Wassergehalte der KS an der Schichtgrenze zur KBS lateral abgeführt. Der hierfür notwendige Neigungswinkel liegt bei mindestens 5° (ca. 10 %). Solange der laterale Abfluss größer als die Sickerwasserzuflüsse sind, ist eine Wirksamkeit des Systems gegeben und die Restdurchsickerung an der Basis der Kapillarsperre Null.

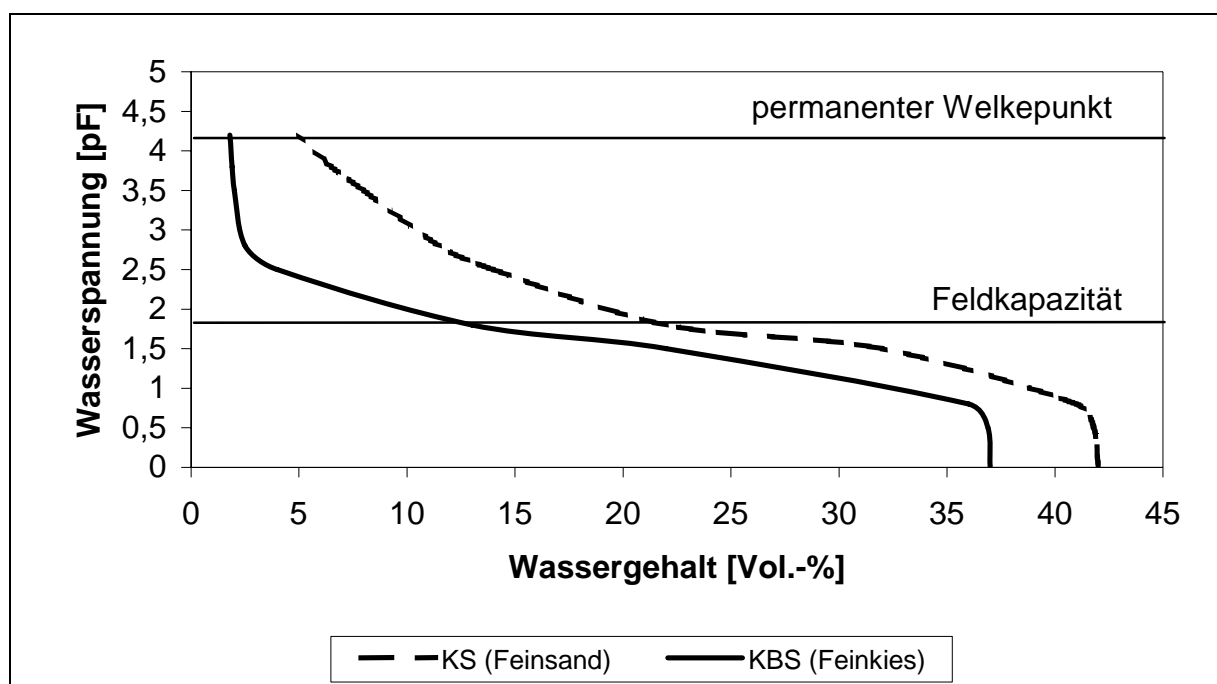


Abb. 17: Wasserspannungs-Wassergehaltskurven für KS (Feinsand) und KBS (Feinkies) nach AG BODEN (2005), Feinkies extrapoliert

Nahe der Wassersättigung (Schnittpunkt der beiden Kurven in Abbildung 15) muss das System zwangsläufig versagen. An der Grenzschicht KS/KBS ankommende Sickerwassermengen treten wegen der unter diesen Bedingungen höheren hydraulischen Leitfähigkeit der KBS ungehindert durch die Kapillarsperre hindurch. Die Zahl solcher Durchbrüche und der dabei hindurchtretenden Wassermengen lassen sich vor allem dadurch minimieren, dass die oberhalb der KS liegende Rekultivierungsschicht Sickerwasserspitzen vergleichmäßigt. Voraussetzung hierfür ist ein ausreichend hohes Speichervermögen der Rekultivierungsschicht (vgl. Abschnitt 3.3.5.2).

Bei der Bemessung von Kapillarsperren müssen berücksichtigt werden (GARTUNG, NEFF, 2000):

- klimatische Bedingungen (s. auch Abschnitt 3.3.2)
- Bewuchs (s. Abschnitt 3.3.4)
- Wasserspeichervermögen der Rekultivierungsschicht (s. Abschnitt 3.3.5.2)
- Materialeigenschaften von KS und KBS (laterale Drainkapazität)
- Böschungsgeometrie (Abschlagslänge: Abstand der Drainrohre, Böschungsneigung).

Gegenwärtig existiert noch keine analytische Bemessungsmethodik. Die Wirksamkeit einer zu planenden Kapillarsperre kann letztendlich nur einzelfallbezogen in speziellen Kipp-rinnenversuchen ermittelt werden (vgl. z.B. WOHNLICH, 1991, STEINERT, 1999, KÄMPF, 2000, HOLFELDER, 2002, PFEIFFER, GÄTH, 2005).

Das Prinzip der Kapillarsperre kann auch in Verbindung mit einer Kunststoffdichtungsbahn (KDB) umgesetzt werden, bei dem sich die KDB zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht befindet (Kombi-Kapillardichtung, SEHRBROCK, 2003). Dieses System hat gegenüber einer herkömmlichen Kapillarsperre folgende Vorteile (SEHRBROCK, 2003):

- Für die Dauer ihrer Funktionstüchtigkeit unterbindet die KDB als Konvektionssperre einen Transport von Wasser und Deponiegas. Eine Kapillarsperre ohne KDB wäre nicht in der Lage, den Austritt von Deponiegasen wirkungsvoll zu minimieren.
- In dieser Zeit fungiert die über der KDB liegende Kapillarschicht als Drainelement und der unterhalb liegende Kapillarblock als Ausgleichs-, Trag- und Gasdrainschicht.
- Bei Funktionsverlust der KDB übernehmen die Kapillarschicht und der Kapillarblock die alleinige Funktion einer Sickerwasserminimierung durch die Oberflächensicherung hindurch.

3.3.5.5. Sonstige Sicherungsmaßnahmen

Wie im Abschnitt 3.3.5.4 dargestellt worden ist, sind mineralische Dichtungselemente gegenüber Austrocknung und Durchwurzelung gefährdet. Um diese Gefährdungen zu reduzieren, wird über den Einbau von Wurzelsperren oberhalb der mineralischen Dichtung diskutiert. Eine solche Schicht soll auf Grund ihrer lebensfeindlichen Eigenschaften ein Vordringen von Pflanzenwurzeln verhindern. Solche Eigenschaften können erreicht werden durch (LFUG, 1999, HORN, JUNGE, 2002, KONOLD U.A., 2002, WATTENDORF U.A., 2003):

- eine verdichtete Schicht (über $1,8 \text{ g/cm}^3$) aus bindigem, sehr steinigem oder sehr sandigem Material
- Substrate mit geringer nutzbarer Feldkapazität (geringer pflanzenverfügbarer Porenraum)
- einen Körnungssprung
- Nährstoffarmut

- Sauerstoffmangel (z.B. in stauwasserbildenden Horizonten, zumindest für Böschungsbereiche wegen der Verminderung der Standsicherheit problematisch)
- lebensfeindliche chemische Bedingungen (z.B. extreme pH-Werte, Substratverfestigungen infolge von Ausfällungen)
- den Einsatz von künstlichen Materialien (Kunststoffdichtungsbahn, Wurzelsperrmatte, Drainbeton, Glassplitt)

Nach LINERT (1995) sind derzeit einzig und allein Kunststoffdichtungsbahnen in der Lage, das Wurzelwachstum wirksam zu begrenzen. Alle anderen Maßnahmen bieten keinen 100%igen Schutz bezüglich eines Wurzeltiefenwachstums. Allerdings bestehen in dem Fall, dass die Wachstumsbedingungen innerhalb der Rekultivierungsschicht optimal sind (vgl. Abschnitt 3.3.5.2) kaum Veranlassung für den Bewuchs, die Wurzeln in tiefere Bereiche vorzutreiben.

Abschließend soll noch kurz auf eine weitere mögliche Sicherungsmaßnahme eingegangen werden: auf Dichtungskontrollsysteme.

Dichtungskontrollsysteme sind sensorengestützte Systeme zur Überwachung der Funktionstüchtigkeit/Wirksamkeit von Oberflächensicherungselementen (BAM, 2000, BRÄCKER, 2002). Sie dienen vorrangig der Erkundung von Wasserdurchtritten durch Dichtungselemente, wobei hierfür physikalische Größen, wie z.B. elektrisches Potenzial, elektrischer Widerstand, Dielektrizitätszahl und Temperatur ober-, inner- und unterhalb des zu prüfenden Dichtungselements gemessen werden.

Angewendet werden insbesondere Messungen des elektrischen Potenzials bzw. des elektrischen Widerstands zur Ortung von Fehlstellen in Kunststoffdichtungsbahnen.

3.4. Wesentliche hydrologische Prozesse in Oberflächensicherungen und Möglichkeiten einer Quantifizierung

3.4.1. Infiltration, Oberflächenabflussbildung

Der Infiltrationsvorgang, der als Eintritt des Wassers in den Boden durch dessen Oberfläche zu definieren ist (s. u.a. DYCK U.A., 1980, MAIDMENT, 1992), hat innerhalb des Wasserhaushaltes eine zentrale Stellung, weil alle Prozesse innerhalb eines Halden- bzw. Deponiekörpers der Infiltration zeitlich nachgeordnet sind und entscheidend von der Infiltrationsmenge abhängen.

Oberflächenabfluss ist das Wasser, das an der Oberfläche flächenhaft abfließt. Oberflächenabfluss wird im wesentlichen durch drei Prozesse gebildet (PILGRIM, CORDERY, 1992):

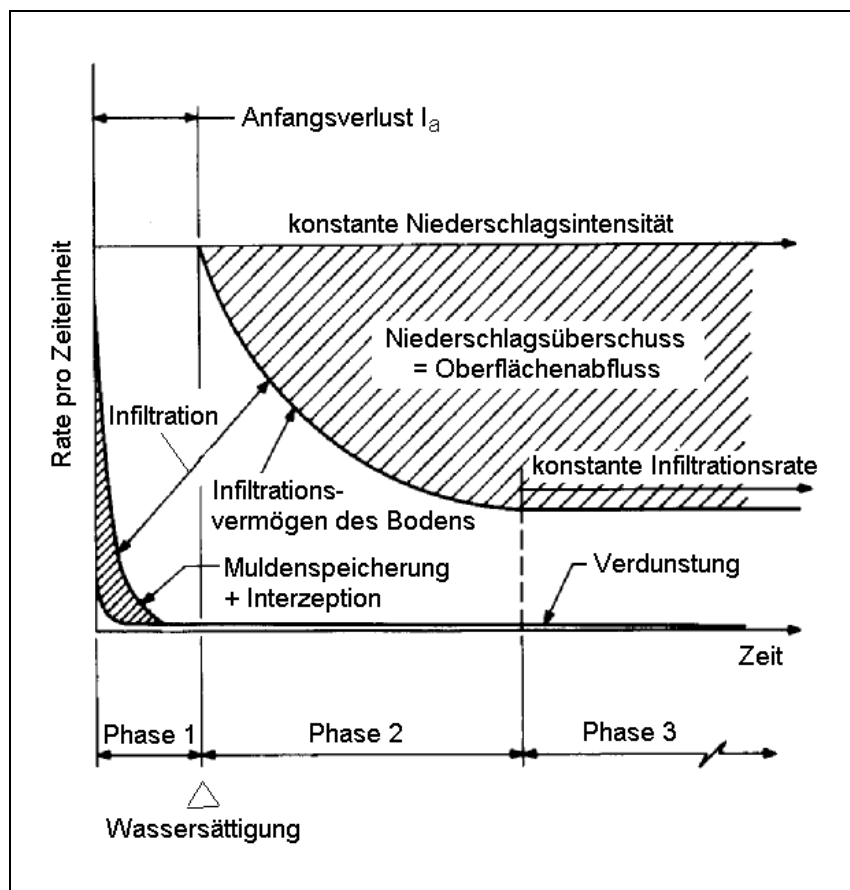
- HORTON'scher Oberflächenabfluss (HORTON, 1933): Entstehung bei Überschreiten der Infiltrationskapazität der Bodenoberfläche durch die Niederschlagsintensität (Oberflächenabfluss infolge Infiltrationsüberschuss, vgl. Abbildung 18), folglich Aufsättigung von oben
- Sättigungsflächenabfluss (DUNNE, BLACK, 1970): Oberflächenabfluss von Flächen, die sich von unten nach oben aufsättigen (z.B. infolge des Wasseraufstaus auf einer oberflächennahen schwer durchlässigen Schicht)
- Wiederaustreten von Wasser, das bereits infiltriert, versickert und hypodermisch abgeflossen ist, an der Bodenoberfläche (return flow) bzw. im Oberflächengewässer (throughflow)

Ferner kann es auch durch Niederschlagsüberstau auf extrem trockenen Oberflächen infolge der in diesem Fall sehr geringen ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten (vgl. Abschnitt 3.4.2) zu einer Oberflächenabflussbildung kommen.

Die Oberflächenabflussbildung auf Deponien, Halden und deren Oberflächensicherungen ist von folgenden Einflussfaktoren abhängig:

- Niederschlagscharakteristik (Menge, Intensität)
- Infiltrationsvermögen der Halden- bzw. Deponieoberfläche,
- Nutzung/Bewuchs,

- Bodenfeuchtezustand,
- Schichtungsverhältnisse (Möglichkeit des Wasseraufstaus)
- Oberflächengefälle und
- Hanglänge.



Phase 1: Sättigungsphase

Phase 2: Rückgangphase mit nichtlinear abnehmender Infiltrationsrate (infolge abnehmender Wasserspannung ψ an der Oberfläche)

Phase 3: Rückgangphase mit konstanter Infiltrationsrate (infolge konstanter Wasserspannung ψ an der Oberfläche, $\psi \rightarrow 0$)

Abb. 18:

Bildung des HORTON'schen Oberflächenabflusses (verändert nach RAWLS ET AL., 1992)

Die Möglichkeiten einer Quantifizierung von Infiltration und Oberflächenabfluss sind vielfältig (umfassende Übersicht s. RAVI, WILLIAMS, 1998):

- einfache empirische Verfahren: Abflussbeiwertverfahren (ATV, 2000), Curve-Number-Verfahren (Us Scs, 1985)
- klassische empirische Infiltrationsmodelle (z.B. HORTON, 1940, PHILIP, 1957, HOLTAN, 1961)
- physikalisch determinierte Infiltrationsmodelle: GREEN-AMPT-Modell (GREEN, AMPT, 1911, IBRAGIMOV ET AL., 2001), Modelle auf Basis der RICHARDS-Gleichung (RICHARDS, 1931, s. Abschnitt 3.4.2)

3.4.2. Wasserbewegung

Die Theorie der Wasserbewegung für Böden im allgemeinen ist in einer Vielzahl von Publikationen beschrieben (s. z.B. ISSS, 1963, 1975, 1976, HILLEL, 1980, GARDNER, 1986, FEDDES ET AL., 1988, KUTILEK, NIELSEN, 1994). Anwendungsseitig spezifiziert, jedoch nicht neu bezüglich der Prozesstheorie, findet sich in BERGER (1998) eine Zusammenstellung für Oberflächensicherungen von Deponien.

Für die Bewegung von Wasser im Boden sind eine Reihe von Kräften verantwortlich: Gravitation, Adsorption, Kapillarkräfte, hydrostatische Kräfte und weitere. Statt der Kräfte ist es gegenwärtig üblich, die potenzielle Energie (Lageenergie, Potenzial) zu betrachten. Das Gesamtpotential ist die Arbeit, die erforderlich ist, um eine Mengeneinheit Wasser von dem gegebenen Zustand im Boden auf ein definiertes Bezugsniveau zu bringen. Es wird i.d.R. entweder als Druck (in hPa) oder als Druckhöhe (in cm Wassersäule WS) angegeben.

Das Gesamtpotenzial ψ lässt sich in verschiedene Teilpotenziale aufsplitten (diese Aufsplittung wird in der Literatur nicht einheitlich gehandhabt, s. z.B. BERGER, 1998):

- Gravitationspotenzial ψ_z infolge der Erdanziehung (Höhe und Vorzeichen abhängig vom gewählten Bezugsniveau)
- Matrixpotenzial ψ_m infolge von Kapillarkräften in der Aerationzone (per Definition immer negativ, hinsichtlich des absoluten Betrages mit der Saugspannung ψ übereinstimmend)
- hydrostatisches (piezometrisches) Potenzial ψ_h , ausschließlich unter wassergesättigten Bedingungen auftretend (immer positiv)
- Auflastpotenzial ψ_a hervorgerufen durch Drücke, die über die Festphase übertragen werden (immer positiv)
- Gaspotenzial (pneumatisches Potenzial) ψ_g als Folge von Gasdrücken im Boden (kann positiv, aber auch negativ sein)
- osmotisches Potenzial ψ_o , verursacht durch im Wasser gelöste Stoffe (im Grunde Sonderfall, da nur auf das Wasser wirkend, nicht aber auf die Bodenlösung, immer negativ)

Für den Wassertransport in der Aerationzone im allgemeinen und in Oberflächensicherungssystemen im speziellen sind für die meisten Anwendungsfälle im Zusammenhang mit wasserhaushaltlichen Untersuchungen jedoch ausschließlich von praktischer Bedeutung:

- das Gravitationspotenzial ψ_z : in versickerungsrelevanten Perioden im Ergebnis von infiltrationswirksamen Niederschlägen (prinzipiell in allen Oberflächensicherungsschichten auftretend)
- das Matrixpotenzial ψ_m : in Zeiten geringer Bodenfeuchte wirksam (vor allem in der Rekultivierungsschicht von Bedeutung)
- das hydrostatische Potenzial ψ_h : im Zusammenhang mit dem (i.d.R. zeitlich begrenzten) Wasseraufstau auf wasserundurchlässigen bzw. wasserhemmenden Schichten von Bedeutung (betrifft vor allem Drainelemente, ggf. auch, obgleich nicht erwünscht, die Rekultivierungsschicht)

Potentialunterschiede (vom höheren zum niedrigerem Potenzial) bewirken eine Wasserbewegung.

Für den stationären eindimensionalen Wasserfluss unter gesättigten Bedingungen gilt das DARCY-Gesetz (DARCY, 1856):

$$Q = -k_f \cdot A \frac{d\psi_h}{dz} \quad (5)$$

mit: Q - Durchfluss [m^3/s]

k_f - (gesättigter) Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert, gesteinsabhängig) [m/s]

ψ_h - hydrostatisches Potenzial [m]

z - Fließstrecke [m]

Mit dem DARCY-Gesetz sind Versickerungsphasen quantifizierbar, in Folge dessen es zu einer Aufsättigung des Bodens kommt. Ferner kann es für den Wassertransport in Drainelementen und in überstauten Dichtschichten angewendet werden, wenn die Gültigkeitsgrenzen beachtet werden (Zusammenstellung s. BERGER, 1998):

- starrer, sich zeitlich und räumlich nicht verändernder, homogener und isotroper Porenraum
- räumlich zusammenhängendes, inkompressibles Porenwasser mit homogener Dichte
- unbegrenzte Verformbarkeit des Porenwassers bei der Einwirkung von Schubspannungen (NEWTON'sche Flüssigkeit)
- keine Entgasung, keine chemischen Wechselwirkungen Porenwasser/Gestein
- eindimensionale, stationäre und laminare Strömung

Für Oberflächensicherungen von Bedeutung bezüglich der Anwendbarkeit des DARCY-Gesetzes ist vor allem die letztgenannte Voraussetzung. Diese verliert für sehr kleine bzw. sehr große Strömungsgeschwindigkeiten ihre Gültigkeit (s. z.B. MATTHESS, UBELL, 1983 sowie BUSCH U.A., 1993), d.h. die Proportionalität zwischen hydraulischem Gefälle und Durchfluss gilt dann nicht mehr. Wie sich die Abhängigkeiten in den sich an den Gültigkeitsbereich angrenzenden Strömungsbereichen gestalten, zeigt die Abbildung 19.

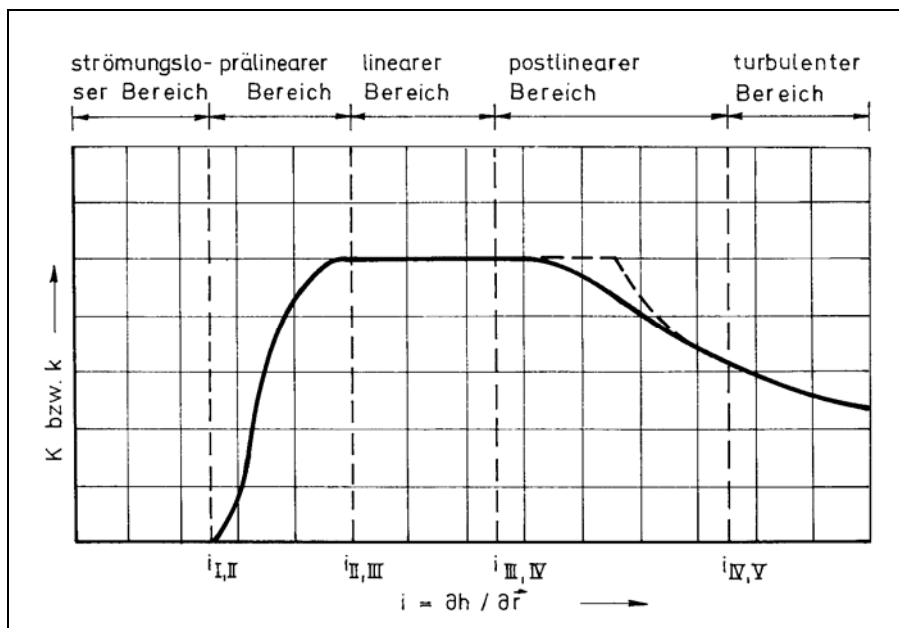


Abb. 19:

Strömungsbereiche
(aus BUSCH U.A.,
1993)

Die Abbildung 20 macht deutlich, dass die Abgrenzung der Strömungsbereiche von den die Strömungsgeschwindigkeit bzw. den Durchfluss beeinflussenden Größen abhängig ist, nämlich von der Art des Lockergesteins (und damit von der Korngröße d) sowie vom hydraulischen Gefälle i ($\Delta h / \Delta l$, vgl. Gleichung 5).

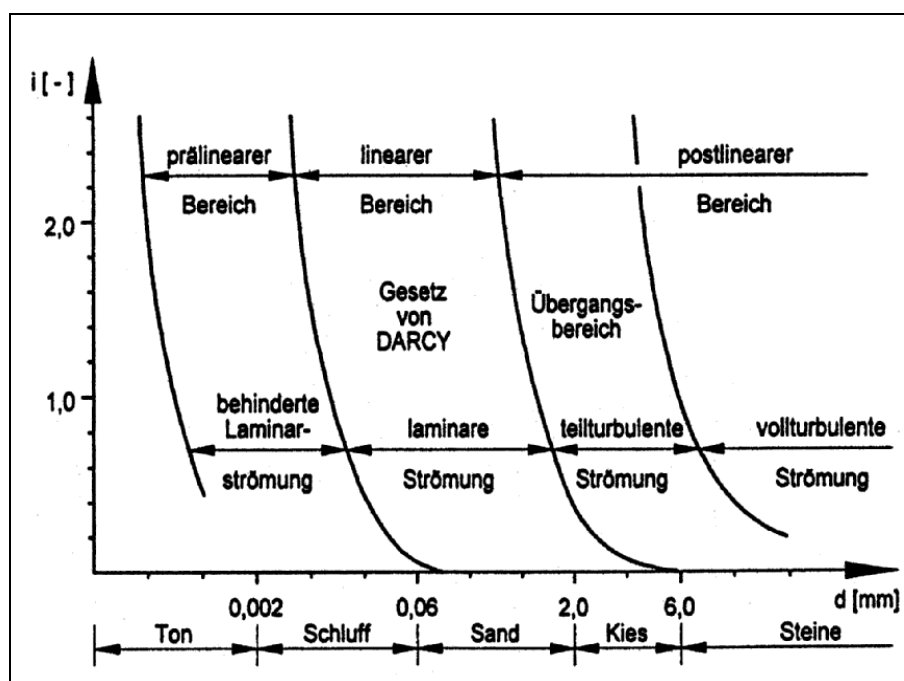


Abb. 20:

Gültigkeitsbereich des DARCY-Gesetzes (vereinfacht nach MATTHESS, UBELL, 1983, aus HAIMERL, 2001)

Nach BUSCH U.A. (1993) gewinnen im postlinearen Bereich zunehmend Trägheitskräfte (Zentrifugalkräfte, Stoßverluste infolge Querschnittsänderungen, ...) an Bedeutung. Bei sehr hohen Strömungsgeschwindigkeiten treten Turbulenzen und damit turbulente Reibungskräfte auf. Im prälinearen Bereich werden Haftkräfte zunehmend spürbar.

Bezogen auf Oberflächensicherungssysteme hebt BERGER (1998) hervor:

- Die Strömung in Drainschichten (vgl. Abschnitte 3.3.5.3 und 5.3) ist in den postlinearen Bereich einzuordnen. Auf deren hydraulische Wirksamkeit hat dies jedoch keinen praktisch relevanten Einfluss. Nach RAMKE (1991) führt die Berücksichtigung des nichtlinearen Fließverhaltens zu nur 1 % erhöhten Wasseraufstauhöhen in der Drainschicht.
- Mineralische Dichtschichten (vgl. Abschnitt 3.3.5.4) liegen bezüglich des Strömungsverhaltens im prälinearen Bereich. Die Fehler, die auf Grund der Anwendung des DARCY-Gesetzes auftreten, sind jedoch weitaus geringer als die infolge der Austrocknung hervorgerufene Erhöhung der Wasserwegsamkeit durch mineralische Dichtschichten (s. Abschnitt 3.3.5.4).

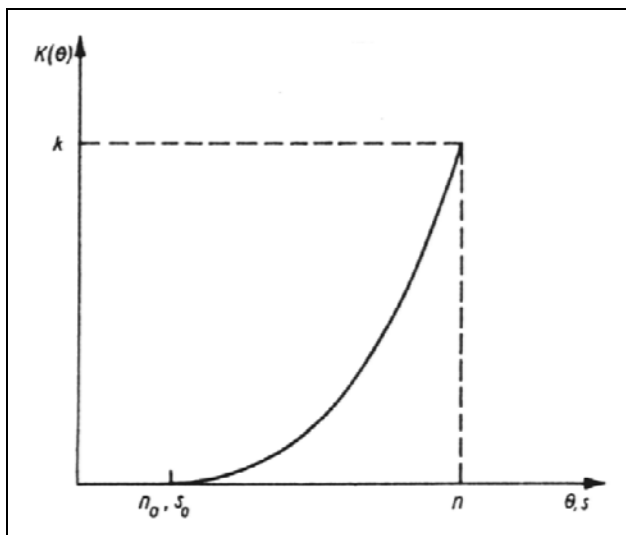
Zur Quantifizierung des stationären ungesättigten Wasserflusses kann die DARCY-BUCKINGHAM-Gleichung (BUCKINGHAM, 1907) verwendet werden:

$$Q = -k(\psi, \Theta) \cdot A \cdot \frac{\partial \psi}{\partial z} \quad (6)$$

mit: $k(\psi, \Theta)$ - ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m/s]
 ψ - Gesamtpotenzial [m WS]
 (alle anderen Größen \rightarrow s. Gleichung 5)

Die hydraulische Leitfähigkeit entspricht bei Wassersättigung dem k_f -Wert und verringert sich mit abnehmendem Wassersättigungsgrad stark nichtlinear (prinzipieller Verlauf \rightarrow s. Abbildung 21, beispielhaft für Feinsand und Kies \rightarrow s. auch Abbildung 15), wofür nach PHILIP (1969) folgende Gründe anzuführen sind:

- Rückgang der durchflossenen Fläche
- Wasserfluss in kleineren Poren und damit Zunahme des Fließwiderstandes (dadurch, dass die großen Poren zuerst entwässern)
- Erhöhung der effektiven Fließstrecke um Lufteinschlüsse herum



- n_0 - minimaler wassererfüllter Hohlraumanteil
- S_0 - minimaler Bodenwassergehalt
- n - Gesamthohlraumanteil
- S - Sättigungswassergehalt
- $k(\Theta)$ - ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit
- k - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Abb. 21:
 Abhängigkeit der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit vom Wassersättigungsgrad bzw. vom Wassergehalt des Bodens (aus DYCK, PESCHKE, 1995)

Sowohl das DARCY-Gesetz für gesättigte Bedingungen als auch die DARCY-BUCKINGHAM-Gleichung für ungesättigten Fluss gelten für stationäre Bedingungen. Da sich der Wassergehalt des Bodens z.B. infolge Verdunstung verändern kann, ist eine Verknüpfung mit der

Kontinuitätsgleichung (Masseerhaltungsgesetz) notwendig. Die Verbindung von DARCY-BUCKINGHAM-Gleichung und Kontinuitätsgleichung führt zur RICHARDS-Gleichung (RICHARDS, 1931):

eindimensionale Form (bei nach oben gerichteter z-Achse):

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k(\psi, \Theta) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right] \quad (7)$$

mit: t - Zeit [s]
(alle anderen Größen \rightarrow s. Gleichungen 5 bzw. 6)

Unter wasserungesättigten Bedingungen wird ψ für praktische Aufgabenstellungen einzig durch das Matrixpotenzial ψ_m repräsentiert. Dabei ist ψ genau wie die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit stark vom Wassersättigungsgrad (Bodenfeuchte) abhängig. Der Zusammenhang $\psi(\Theta)$ ist mittels Wassergehalts-Saugspannungskurven (auch Saugspannungs-Sättigungs-Kurven bzw. pF-Kurven genannt) darstellbar (s. Abbildung 22).

Wegen der extremen Nichtlinearität der $k(\psi, \Theta)$ - sowie $\psi(\Theta)$ -Beziehungen ist die RICHARDS-Gleichung i. allg. nicht analytisch lösbar.

Für die Zusammenhänge von $k(\psi, \Theta)$ sowie $\psi(\Theta)$ existieren eine Reihe von Funktionen (sog. Pedo-Transfer-Funktionen), die durch Anpassungen an Messwerte gewonnen worden sind. Gegenwärtig am häufigsten genutzt werden die Funktionen nach VAN GENUCHTEN (1980) und MUALEM (1976):

Wassergehalts-Saugspannungsbeziehung:

$$\Theta(\psi) = \Theta_R + \frac{\Theta_S - \Theta_R}{[1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n]^m} \quad (8)$$

mit: Θ - aktueller Wassergehalt [cm^3/cm^3]
 ψ - Saugspannung [hPa]
 Θ_R - Restwassergehalt (für Θ_R gilt: $d\Theta/d\psi = 0$) [cm^3/cm^3]
 Θ_S - Sättigungswassergehalt [cm^3/cm^3]
 α, n, m - empirische Parameter ($m = 1 - 1/n$)

Beziehung zur Ermittlung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit:

$$k(\psi) = k_f \frac{\{[1 - (\alpha \cdot / \psi /)^{n-1}] \cdot [1 + (\alpha \cdot / \psi /)^n]^{-m}\}^2}{[1 + (\alpha \cdot / \psi /)^n]^{m/2}} \quad (9)$$

- mit: $k(\psi)$ - ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/d], abhängig von ψ bzw. über Gleichung 8 abhängig von Θ
 k_f - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/d]

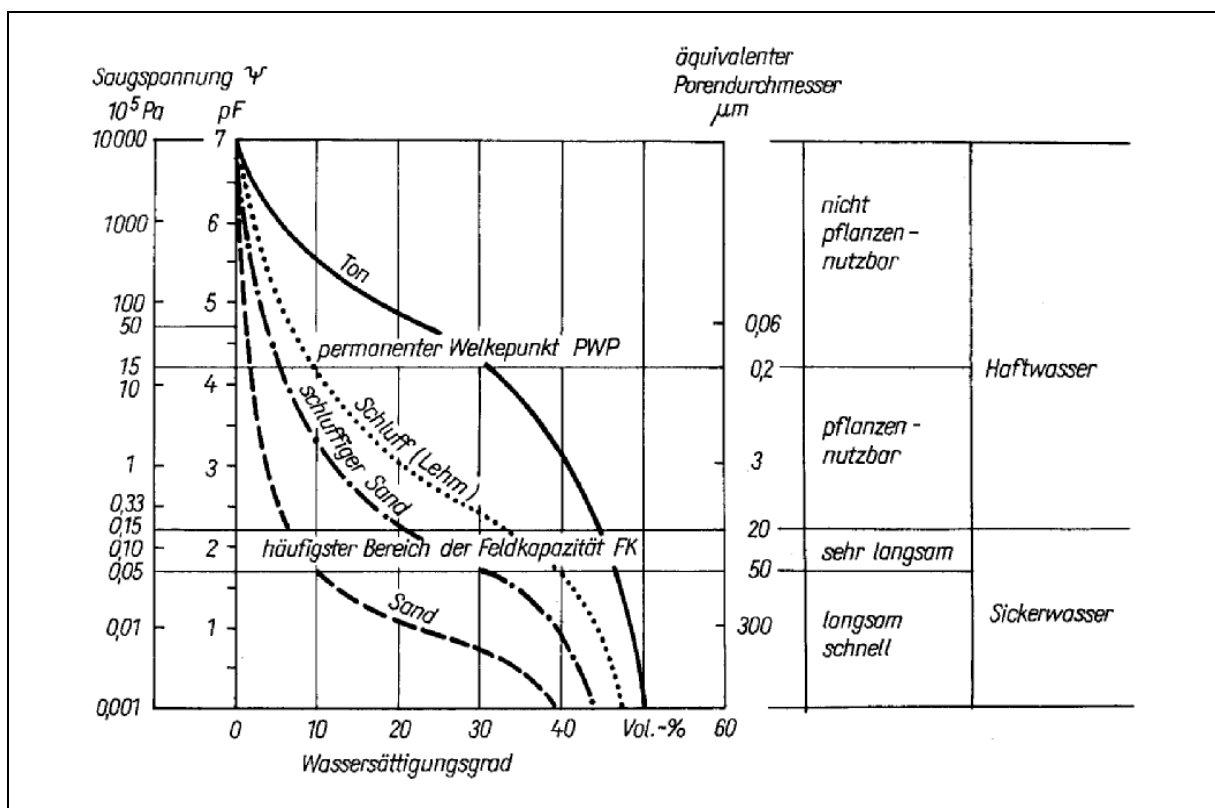


Abb. 22: Saugspannungs-Sättigungs-Beziehungen für ausgewählte Sedimente (aus JORDAN, WEDER, 1995, verändert)

Für die in den Gleichungen 8 und 9 enthaltenen empirischen Parameter werden u.a. in WESSOLEK U.A. (1991), BOHNE U.A. (1993), WÖSTEN (1997), WAGNER ET AL. (2001) Beziehungen angegeben, die im wesentlichen von der Korngrößenverteilung, der Trockenrohichte und dem Humusgehalt abhängig sind.

3.4.3. Verdunstung

In Oberflächensicherungen kommen prinzipiell alle Arten der Verdunstung (Transpiration durch Pflanzen, Bodenevaporation, Interzeption, vgl. Abschnitt 2.1) vor. Da eine Begrünung integraler Bestandteil von Sicherungsmaßnahmen ist (s. Abschnitt 3.3.4), haben die Transpiration sowie die Interzeption im Vergleich zur Evaporation einen ungleich höheren Stellenwert. Dem Verdunstungsprozess kommt alles in allem gesehen eine zentrale Bedeutung zu. Wasser, das durch die Verdunstung umgesetzt wird, reduziert gleichzeitig die Abflüsse (oberirdisch, hypodermisch bzw. in unterliegende Schichten). Es ist folglich häufig ein erklärtes Ziel von Wasserhaushaltsuntersuchungen im Zusammenhang mit der Sicherung von Deponien und Halden, die Verdunstung zu maximieren (s. u.a. Abschnitte 3.2, 8.2 und 8.3).

Der Prozess der Verdunstung sollte im System der Oberflächensicherung auf die Rekultivierungsschicht begrenzt sein. Dies ist vor allem durch einen geeigneten Schichtenaufbau (vgl. Abschnitt 3.2) sowie durch verdunstungsintensivierende Eigenschaften der Rekultivierungsschicht (s. Abschnitt 3.3.5.2) erreichbar. Unbedingt zu verhindern ist die Wirkung der Verdunstung in mineralischen Dichtungsschichten (s. Abschnitt 3.3.5.4).

In DYCK, PESCHKE (1995) werden 5 prinzipielle Möglichkeiten bezüglich der Quantifizierung der Verdunstungsmodellierung genannt und erläutert:

- Methoden des turbulenten Massentransportes, z.B. mittels Diffusionsmodell oder mittels "Eddy-Flux-Methode",
- Methoden der Energiebilanz,
- Wasserbilanzmethoden sowie kombinierte Wasser- und Energiebilanzen,
- Verwendung von meteorologischen Klimadaten für die Berechnung der potenziellen (maximal möglichen) Evapotranspiration und
- Bodenwasserhaushaltsgleichungen mit einem Quell-Senken-Term (sog. Entzugsfunktionen)

Praktikabel sind insbesondere die beiden letztgenannten Methoden, die vor allem aus diesem Grund häufig zur Erfassung der Verdunstung von Oberflächensicherungen genutzt werden. Sie liefern Verdunstungswerte hoher zeitlicher Auflösung sowohl für vegetationslose Stand-

orte als auch für bewachsene Standorte unter Berücksichtigung von petrophysikalischen, pflanzenphysiologischen und klimatischen Parametern. Der Verdunstungsprozess wird dabei in seine Bestandteile Evaporation und Transpiration aufgesplittet und separat berechnet.

3.5. Notwendigkeit der Modellierung von hydrologischen Prozessen in Oberflächensicherungssystemen

Die vorangegangenen Kapitel 3.2 bis 3.4 haben verdeutlicht, dass es zum einen eine Vielzahl von wasserhaushaltlich relevanten Prozessen gibt, die in Oberflächensicherungssystemen ablaufen und dass zum anderen eine ganze Reihe von Möglichkeiten existieren, auf den Wasserhaushalt einer Oberflächensicherung Einfluss zu nehmen. In der Abbildung 23 sind die wesentlichen innerhalb von Oberflächensicherungssystemen ablaufenden hydrologischen Prozesse noch einmal zusammengefasst.

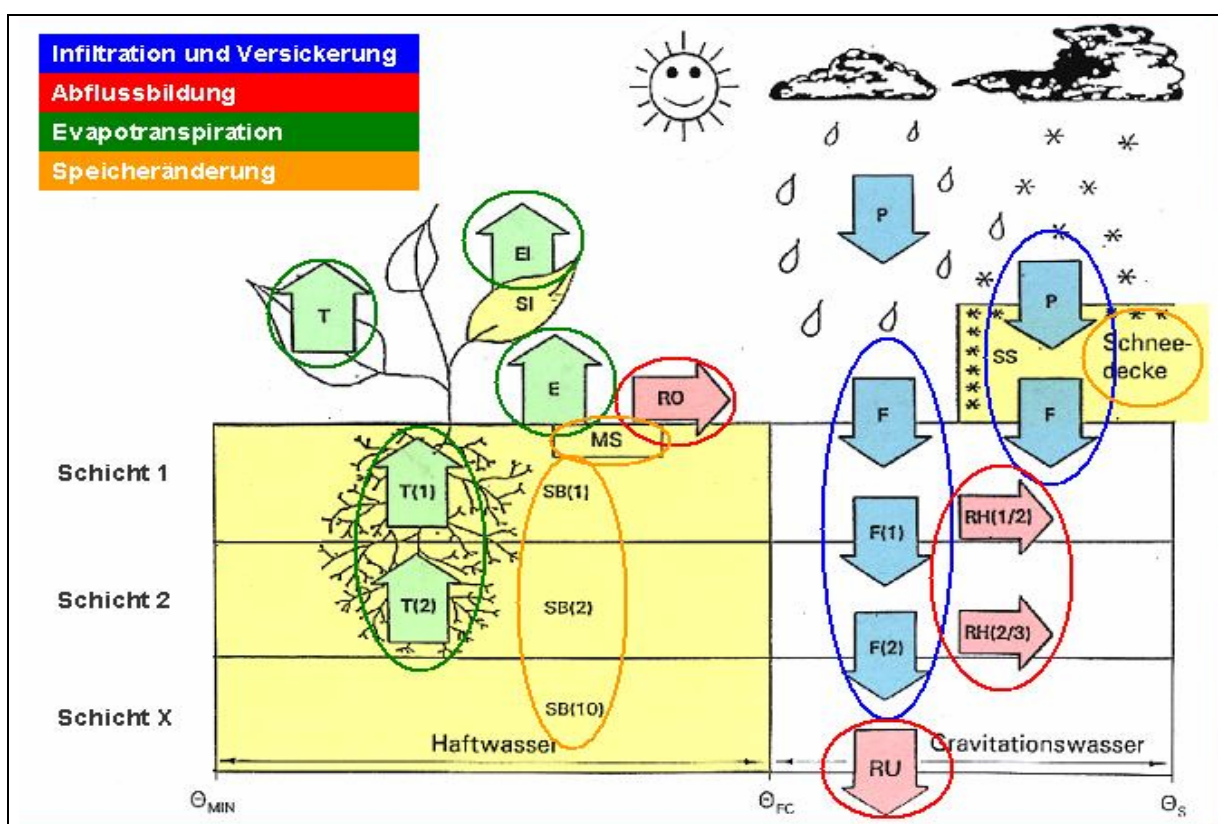


Abb. 23: Wesentliche innerhalb von Oberflächensicherungen ablaufende hydrologische Prozesse (Erklärung der Symbole \rightarrow s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis)

Die Abbildung 24 soll einen Überblick über die Steuerungsmöglichkeiten bezüglich des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen vermitteln. Oberflächensicherungssysteme lassen sich folglich in entscheidendem Maße durch Betrachtungen zum Wasserhaushalt analysieren und optimieren. Dabei sind recht unterschiedliche Optimierungskriterien anzusetzen (s. Tabelle 9).

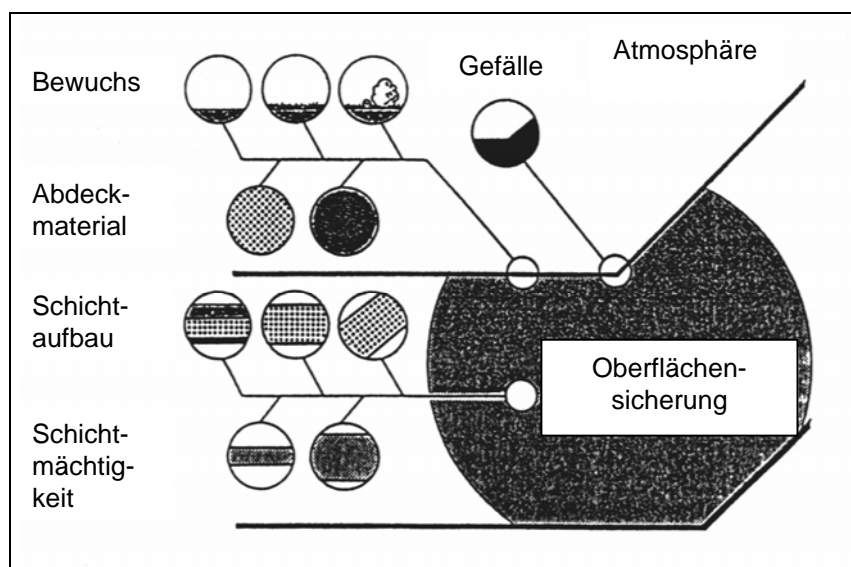


Abb. 24:

*Steuerungsmöglichkeiten
bezüglich des Wasser-
haushaltes von Ober-
flächensicherungen*

Die im System der Oberflächenwasserhaltung ablaufenden hydrologischen Prozesse zeichnen sich durch folgende drei wesentliche Charakteristika aus:

- hohe Komplexität,
- intensive Verflechtung untereinander und mit anderen nichthydrologischen Prozessen,
- zum Teil hohe Dynamik (insbesondere Oberflächenabfluss- und laterale Abflussbildung).

Bezüglich einer Quantifizierung der wasserhaushaltlichen Prozesse eignen sich zum einen in-situ-Messungen (Lysimeter, Testfelder) und zum anderen mathematische Ansätze. Dabei sollten sich beide Möglichkeiten nicht gegenseitig ausschließen sondern als gegenseitige Ergänzung angesehen werden. So können z.B. bestimmte Zustände bzw. nicht messbare Größen in Lysimetern/Testfeldern durch mathematische Ansätze beschrieben werden. Andererseits dienen in-situ-Messungen zur Kalibrierung (Eichung) und Validierung (Nachweis der Gültigkeit) mathematischer Beziehungen.

Tabelle 9: Optimierungskriterien bezüglich des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen

Kriterien (Reihenfolge = Wertigkeit)	wesentliche Abhängigkeiten	klimatisch von besonderem Interesse
SICKERWASSERMENGEN: - innerhalb der Oberflächensicherung - in den Deponiekörper - zur Basisdichtung - in den Untergrund - ins Grundwasser	- klimatische Bedingungen - Schichtenaufbau - Schichteigenschaften - Bewuchs - biologische Umsetzungsprozesse (bei Deponien)	- langjährig mittlere Verhältnisse - Nassperioden - Nassjahre
AUSTROCKNUNG MINERALISCHER DICHTSCHICHTEN: - Rissbildung - Durchwurzelung	- klimatische Bedingungen - Schichtenaufbau - Schichteigenschaften - Überdeckungsmächtigkeit des mineralischen Dichtelements - Quell-/Schrumpfungsverhalten der Tonminerale des Dichtsubstrats	- Trockenperioden - Trockenjahre
OBERFLÄCHENABFLUSSBILDUNG: - Bemessung der Entwässerungssysteme, ggf. von Rückhalteräumen - maximale Einleitmengen in die Vorflut - Gefahren bezüglich Bodenerosion	- klimatische Bedingungen - Oberflächenmorphologie - pedologische Eigenschaften der Oberfläche - Bewuchs	- Starkregenereignisse
LATERALE ABFLUSSBILDUNG: - Drainwassermengen - Bemessung von Drainelementen	- klimatische Bedingungen - Schichtenaufbau - Schichteigenschaften - Bewuchs	- Starkregenereignisse
STAUWASSERBILDUNG: - Standsicherheit - ggf. erhöhte Sickerwasserbildung	- klimatische Bedingungen - Schichtenabfolge - pedologische und geotechnische Eigenschaften der Schichten	- Nassperioden - Nassjahre - Starkregenereignisse
BEWUCHSENTWICKLUNG: - Verdunstungsverhalten (Interzeption, Transpiration) - Standsicherheit - Bodenerosion	- klimatische Bedingungen - Bewuchsart - Exposition (Ausrichtung) - pedologische Eigenschaften insbesondere der Rekultivierungsschicht - Nährstoffangebot	- Trockenperioden - Trockenjahre

Wegen der hohen Komplexität, Verflechtung und zum Teil hohen Dynamik der in Oberflächensicherungen ablaufenden hydrologischen Prozesse eignen sich einfache Gleichungen lediglich zur Berechnung einzelner Teilprozesse, nicht aber zur Quantifizierung des Systems insgesamt. Hierfür sind komplexe Simulationsmodelle ein gegenwärtig weit verbreitetes Werkzeug. Nach BERGER (1998) sind derartige Modelle für Untersuchungen zum Wasserhaushalt von Oberflächensicherungssystemen für folgende Aufgabenstellungen nützlich:

a) Planungsphase:

- Vergleich verschieden aufgebauter und parametrisierter Oberflächensicherungssysteme hinsichtlich der hydrologischen Wirksamkeit
- Abschätzung der langfristigen hydrologischen Wirksamkeit von Oberflächensicherungssystemen
- Optimierung einzelner Sicherungsschichten hinsichtlich ihrer wasserhaushaltlichen Wirksamkeit
- Ermittlung von Parametern, die besonders sensitiv auf den Wasserhaushalt wirken und folglich im Rahmen der Qualitätsüberwachung während des Einbaus eine hohe Bedeutung haben

b) Risikoabschätzung:

- Abschätzung der Risiken, die von bereits bestehenden (i.d.R. älteren) Sicherungssystemen ausgehen

c) Nachsorgephase:

- Abschätzung der Wasserhaushaltsgrößen von Oberflächensicherungssystemen in der entsprechend der Gesetzlichkeiten (TAA, 1991, TASI, 1993, DEPV, 2002) geforderten Nachsorgephase, nicht zuletzt auch hinsichtlich möglicher zeitlicher Veränderungen

Die Palette hierfür geeigneter Methoden ist groß (s. auch Abschnitt 7.1). Sie reicht von praktikablen, überschaubaren Verfahren (z.B. nach RENGER, WESSOLEK, 1990 zur Abschätzung jährlicher Werte der Verdunstung von Oberflächensicherungen) über anwendungsorientierte Box-Wasserhaushaltsmodelle, zu denen HELP (s. Abschnitt 7.2) und BOWAHALD (s. vor allem Abschnitte 4 und 5) zählen bis hin zu komplexen numerischen Modellen, wie z.B. HYDRUS-2D (ŠIMŮNEK ET AL., 1999) oder SUMMIT (DÖLL, 1996), die u.a. eine prozessadäquate Modellierung des Austrocknungsverhaltens von mineralischen Dichtungselementen gestatten.

4. Das Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD

4.1. Modelltyp

Der Begriff „Modell“ wird in den verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen nicht einheitlich verwendet. So kommt z.B. BREZINKA (1984) allein auf 15 verschiedene Bedeutungen für den Bereich der Pädagogik. In den Naturwissenschaften ist ein Modell häufig als Abbild der Natur definiert. In DYCK, PESCHKE (1995) wird die Verbindung von Prozess, System und Modell herausgearbeitet:

- Prozess: quantitative oder qualitative Veränderung mit der Zeit, stets in einem System ablaufend
- System: gegenüber seiner Umgebung abgegrenzte Gesamtheit von Elementen, die eine Eingabe (z.B. Wasser) und eine Ausgabe in eine zeitliche Beziehung setzt
- Modell: Beschreibung/Quantifizierung der Eingabe-Ausgabe-Transformation (Systemoperation, s. Abbildung 25)

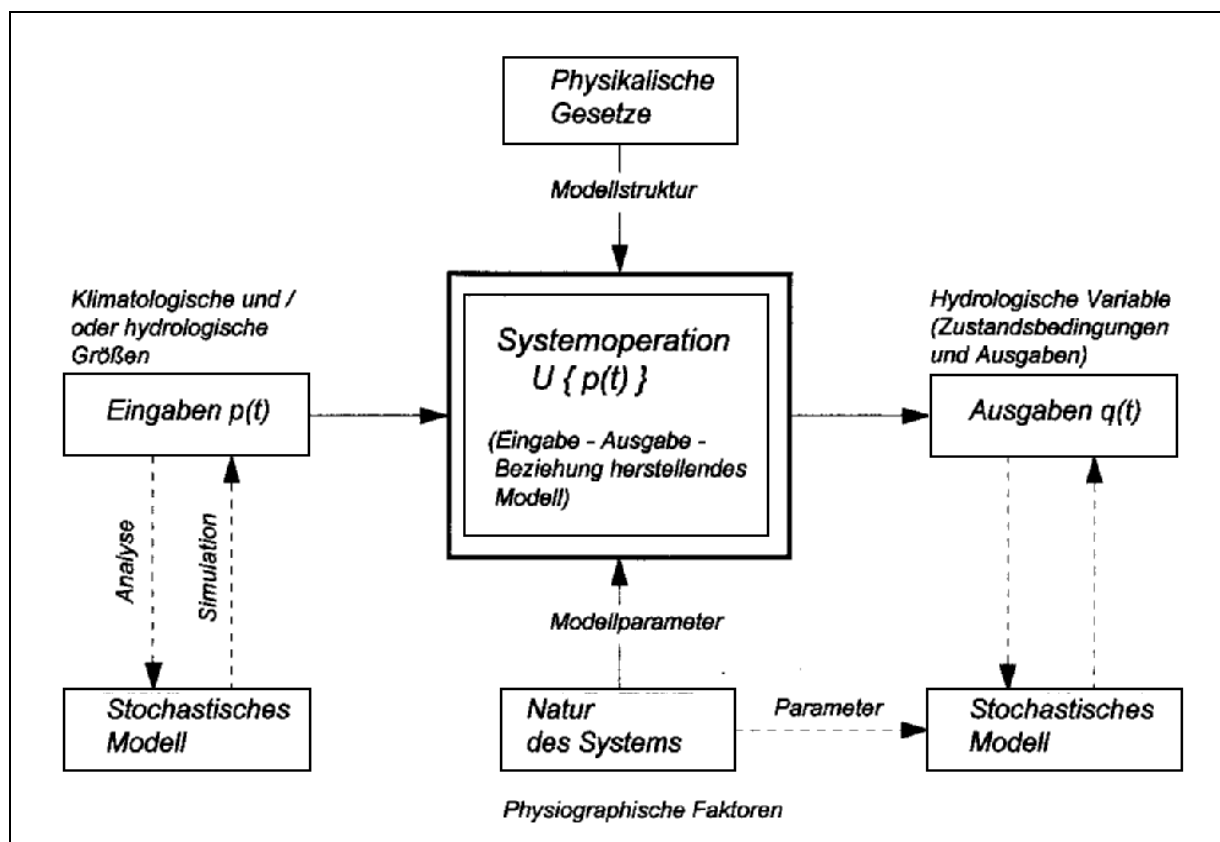


Abb. 25: Konzept der Systemoperation eines Eingabe-Ausgabe-Modells (aus DYCK, PESCHKE, 1995)

Ebenfalls vielfältig sind die Möglichkeiten einer Klassifizierung von Modellen. In BERGER (1998) wird ein diesbezüglicher Überblick gegeben. Die Abbildung 26 zeigt eine Klassifizierungsmöglichkeit auf, in der die wesentlichen Kriterien einer Modellklassifizierung, wie sie sich auch in anderen Quellen (z.B. BUSCH U.A., 1995, PESCHKE U.A., 1997, BERGER, 1998) wiederfinden, zusammengefasst sind.

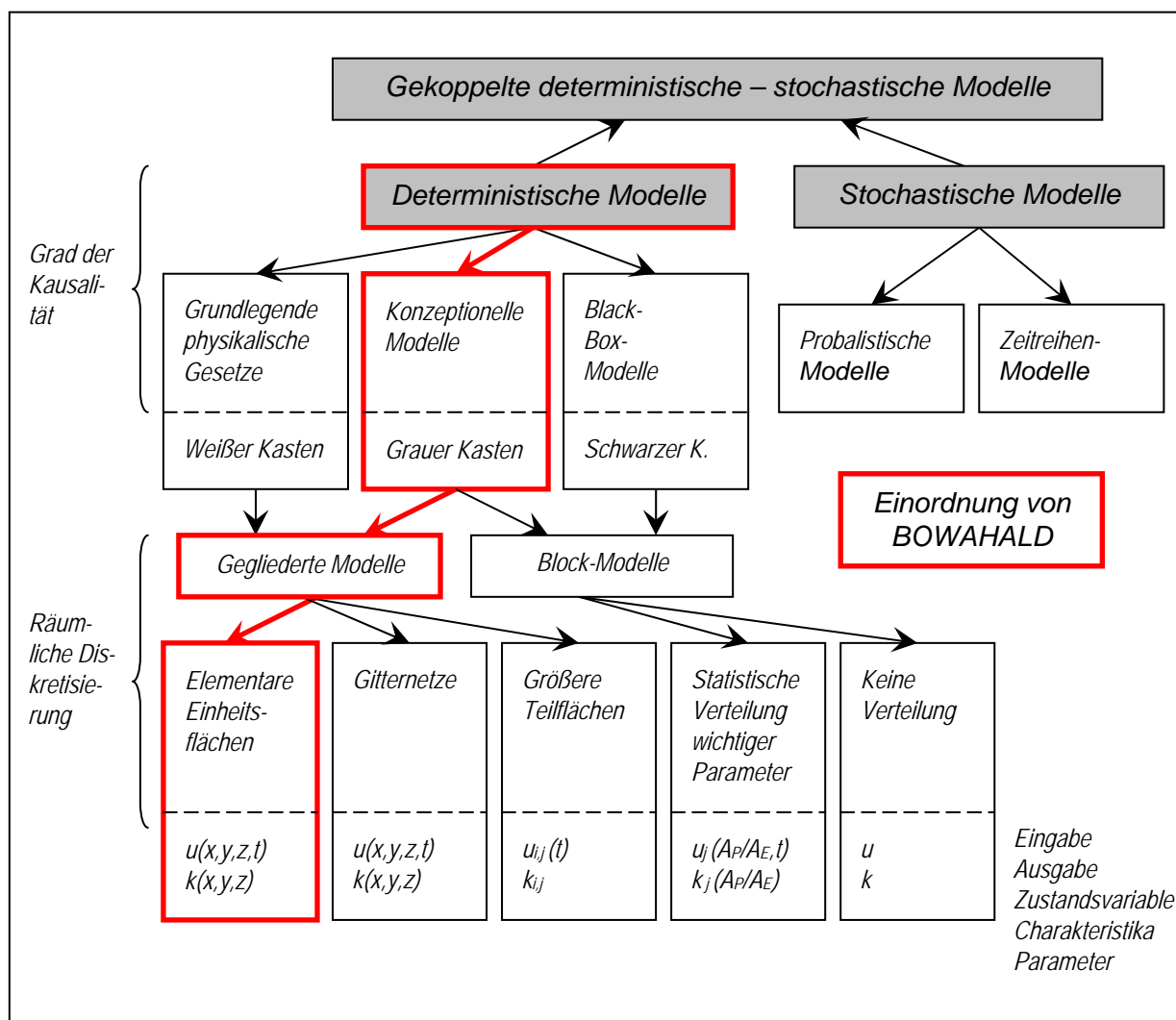


Abb. 26: Klassifizierung hydrologischer Modelle nach BECKER, SERBAN (1990), verändert, mit Einordnung des Modells BOWAHALD

Nach der in der Abbildung 26 dargestellten Klassifizierung ist das Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD in die Gruppe der konzeptionellen (Box-) Modelle einzuordnen. Die räumliche Diskretisierung orientiert sich an elementaren Einheitsflächen (s. auch Abschnitt 4.4).

4.2. Zur Historie des Modells

Seinen Ursprung hat das Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD im Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM, dessen Anfänge in die 1980-er Jahre zurückgehen (DUNGER, 1985, 1989, PESCHKE ET AL., 1986, GURTZ, 1988) und das zunächst als hydrologisches Teilmodell zur Simulation des Stickstoffaustrags aus Böden (DOMROESE, 1986) fungierte. In den 1990-er Jahren kamen unter dem Gesichtspunkt isotopehydrogeologischer Aufgabenstellungen Modellerweiterungen und –anwendungen zum Tritiumtransport in der ungesättigten Bodenzone hinzu (HEBERT U.A., 1994, DUNGER, 1995, ERNST, 1997, SCHERF, 1997).

Ebenfalls in den 1990-er Jahren wuchs das Interesse einer Modellierung des Wasserhaushaltes im Zusammenhang mit den Bergehalden des ehem. Uranerzbergbaus der Wismut. Aufbauend auf dem Modell BOWAM wurden entsprechende Spezifizierungen für Oberflächenabdeckungen von Halden vorgenommen, in dessen Ergebnis das Modell BOWAHALD entstand (HÄHNE U.A., 1995, DUNGER, HÄHNE, 1996, DUNGER, 1998, HELING, DUNGER, 1998, ECKART, DUNGER, 1999). Bei den Spezifizierungen zu berücksichtigen waren insbesondere, dass auf den z.T. steil geneigten Böschungen der Bildung von Oberflächen- und hypodermischen Abflüssen eine höhere Bedeutung zukommt und dass die hypodermischen Abflüsse in den geschichteten Abdecksystemen zum Teil sehr hohe Verweildauern aufweisen und deren hydraulische Entlastung folglich stark verzögert sein kann.

In den letzten 10 Jahren sind die Modellanwendungen um Oberflächensicherungssysteme von Deponien erweitert worden. Die Schwerpunkte lagen dabei auf der Quantifizierung und Optimierung des Wasserhaushaltes TASI-/DepV-konformer und alternativer Sicherungssysteme, wobei die in der Tabelle 9 (Abschnitt 3.5) aufgeführten Optimierungskriterien von Bedeutung waren (DUNGER, 1999, DUNGER, DORNBUSCH, 2000, DUNGER, 2001, 2002 b, DUNGER U.A., 2004). Im Hinblick auf Deponieoberflächensicherungen war eine Erweiterung des Modells bezüglich der Anzahl der Schichten (von ehemals 3 auf jetzt 10) sowie die Integration weiterer Nutzungsarten (ehemals: Gras, Sträucher, Bäume, jetzt: ferner landwirtschaftliche Nutzung und Sondernutzung: teil- und vollversiegelte Flächen sowie Gewässer) notwendig (DUNGER, 2002 a). Des Weiteren wurden integriert (DUNGER, 2002 a):

- die Möglichkeit der Modellierung einer zeitvariablen Vegetationsentwicklung hinsichtlich Bewuchsart, Bedeckungsgrad, Wurzelgeometrie und Entwicklungsstadien, wodurch z.B. die natürliche Sukzession (s. Abschnitt 3.3.4.6) eines Standortes nachbildbar wird
- eine Zugriffsmöglichkeit auf programminterne Bodenparameterdateien auf Grundlage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1994, 2005) bzw. des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS (MÜLLER, 1997)
- eine modellinterne Niederschlagskorrektur nach RICHTER (1995) → s. Abschnitt 4.5.1
- der Modellstart mit beliebigen Anfangsbodenfeuchten (entsprechend Einbauwassergehalten)
- ein Witterungssynthetisator, der eine modellinterne Modellierung generell mit einer Zeitdiskretisierung von einem Tag erlaubt, auch wenn nur monatliche Primärdaten zur Verfügung stehen (vgl. insbesondere Abschnitte 4.5.1 und 4.5.3)

Von den BOWAHALD-Modellweiterentwicklungen hat auch das Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM (DUNGER, 2002 c) profitiert. Modellinhaltlich sind die Modelle BOWAM und BOWAHALD gegenwärtig bis auf deponierelevante Defaultwerte, die beim Modell BOWAM fehlen, angeglichen.

4.3. Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung von BOWAHALD

Das Modell BOWAHALD wurde speziell zur Modellierung der wesentlichen hydrologischen Prozesse, die innerhalb von Deponie- bzw. Haldenoberflächensicherungssystemen ablaufen, entwickelt bzw. weiterentwickelt (s. Abschnitt 4.2). Der Spezifik von Oberflächensicherungssystemen wird Rechnung getragen (vgl. Abschnitt 3):

- möglicherweise beachtliche Hangneigungen
- hohe Variationen der pedologischen Eigenschaften der Materialien, die zur Oberflächensicherung (Rekultivierungs-, Speicher-, Drainage- und Dichtungsschichten) verwendet werden
- halden- und deponiespezifische Vegetationen (z.B. natürliche Sukzession, s. Abschnitt 3.3.4.6)
- ggf. Berücksichtigung der Gegebenheiten der Aufstandsfläche und des Untergrundes

Die Hauptanwendungsbereiche des Modells sind:

- Wasserhaushaltsuntersuchungen zum Istzustand einer Halde bzw. Deponie
- Planungsszenarien in Bezug auf die wasserhaushaltliche Optimierung einer Oberflächensicherung (Schichtenaufbau, Schichtparameter)
- Sickerwasserprognosen von Halden-/Deponieflächen (entsprechend Forderung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BBODSCHV, 1999)
- Einschätzung der Chancen für eine ausreichende Vegetationsentwicklung sowie Untersuchungen zum Stressverhalten der Vegetation in Abhängigkeit von den Speichereigenschaften der Rekultivierungsschicht → qualitative Aussagen zu den Gefahren bezüglich eines Wurzeltiefenwachstums in bzw. durch mineralische Dichtungselemente
- eine qualitative Einschätzung der Langzeitbeständigkeit vorhandener bzw. zu planender Sicherungsmaßnahmen (hinsichtlich pedologischer Parameter der Sicherungsschichten sowie der Dauer und Beständigkeit von Renaturierung/Begrünung)

Folgende hydrologische Prozesse finden Berücksichtigung:

- potenzielle und reale Evapotranspiration (einschließlich Interzeption sowie Wasserentzug aus dem Kapillarsaum)
- Schneeakkumulations- und -ablationsmengen
- Oberflächenvernässung und Oberflächenabflussbildung
- Infiltrations- und Versickerungsprozesse, Sickerwasseraufstau (Stauwasserbildung)
- hypodermische Abflussbildung
- Restdurchsickerung an der Modellbasis (ggf. Grundwasserneubildung, falls Modellbasis = Grundwasseroberfläche)
- vertikale Bodenfeuchteverteilung

Geeignet ist das Modell BOWAHALD insbesondere für folgende Oberflächensicherungssysteme (s. auch Abschnitt 3.2):

- Regelaufbau nach TA Siedlungsabfall, insbesondere Deponieklassen 0 und I (Sicherungssysteme ohne KDB)
- Abdeckungen/Abdichtungen von Altablagerungen mit mineralischen Substraten (z.B. qualifizierte Abdeckungen)
- temporäre Abdeckungen

Keine Eignung besteht für Kapillarsperren (s. Abschnitt 3.3.5.4). Ferner ist das Modell wegen der hohen Bedeutung des Sekundärporensystems, der hohen Parameterunsicherheiten und ggf. dem Stattfinden von aeroben/anaeroben bzw. thermischen Wasserumsetzungsprozessen in Ablagerungen (vgl. Abschnitt 2.2.3) nur bedingt für nicht oberflächengesicherte Deponien/Halden anwendbar.

4.4. Modellstruktur, -ein- und -ausgabegrößen, zeitliche und räumliche Diskretisierung

Einen Überblick über die Modellstruktur hinsichtlich der verwendeten Ansätze und der damit erfassbaren Haupteinflussfaktoren soll die Abbildung 27 vermitteln. Einen Überblick über die wesentlichen Modellein- und Ausgabegrößen gibt die Tabelle 10. Sämtliche zur Modellierung benötigten Eingangsdaten und -parameter sind physikalisch determiniert und mit vertretbarem Aufwand beschaffbar. Es werden keine „exotischen“ Parameter benötigt.

Die zeitliche Diskretisierung orientiert sich an der zeitlichen Auflösung der meteorologischen Daten. Folgende meteorologischen Datensätze sind verarbeitbar:

- tägliche meteorologische Messwerte
- monatliche meteorologische Messwerte
- langjährige Monatsmittelwerte

Modellintern wird unabhängig vom meteorologischen Datenmaterial mit einer Zeitdiskretisierung von 1 Tag gearbeitet (im Falle monatlicher meteorologischer Messwerte bzw. langjähriger Monatsmittelwerte erfolgt eine Synthetisierung von Tageswerten, vgl. Abschnitte 4.5.1 und 4.5.3).

Räumlich horizontal ist das zu bearbeitende Objekt in Hydrotope zu untergliedern (Flächen mit gleichen oder zumindest ähnlichen hydrologischen Eigenschaften). Anhaltspunkte für die Untergliederung können unterschiedliche Expositionen und Gefälle, unterschiedliche Schichtenaufbauten und verschiedenartiger Bewuchs sein.

Niederschlag	
WMO (1971, 1994), RICHTER (1995)	<ul style="list-style-type: none"> - gebiets- und saisonal variable Niederschlagskorrektur - Niederschlagssynthesierung
Interzeption	
MERIAM (1960), ECKSTEIN U.A. (1963), JUNGHANS (1975), DYCK U.A. (1980), HOYNINGEN-HUENE (1983)	<ul style="list-style-type: none"> - Bewuchsart - Vegetationsbedeckungsgrad - Bestandsalter - Jahreszeit
Schneeakkumulation und Schneeschmelze	
"Tagesgradverfahren", DYCK U.A. (1980), WMO (1994)	<ul style="list-style-type: none"> - Bewuchsart
Muldenspeicherung	
MANIAK (1982, 1992)	<ul style="list-style-type: none"> - Bewuchsart - Hangneigung
Oberflächenabfluss / Infiltration	
US SCS (1972, 1985, 1986), HAAN (1982), SCHROEDER ET AL. (1994), WOOLHISER ET AL. (1990)	<ul style="list-style-type: none"> - k_f-Wert der Oberfläche - Bewuchsart - Bodenfeuchte - Hangneigung und -länge
Evapotranspiration	
TURC (1961), IVANOV (1954), PENMAN (1948), HAUDE (1955), GOLF (1981), GURTZ (1982), WENDLING U.A. (1991), DVWK (1996), KOITZSCH (1977), KOITZSCH U.A. (1980)	<ul style="list-style-type: none"> - Exposition - Hangneigung - Bewuchsart - Vegetationsbedeckungsgrad - nutzbare Feldkapazität - Wurzeltiefe und -dichteverteilung
Hypodermischer Abfluss	
DARCY-Gesetz (DARCY, 1856)	<ul style="list-style-type: none"> - Schichtenfolge, Schichtgefälle - k_f-Wertunterschiede der Schichten - Hanglänge, Bodenfeuchte
Sickerwasserbildung / Versickerung	
DARCY-Gesetz, Kontinuitätsgleichung	<ul style="list-style-type: none"> - k_f-Wert - entwässerbare Porosität

Abb. 27: Modellstruktur des Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodells BOWAHALD

Tabelle 10: Wesentliche Ein- und Ausgabewerte des Modells BOWAHALD

Eingabedaten und -parameter:
<u>Meteorologische Daten</u> (Diskretisierung: Tages-, Monatswerte, langjährige Monatsmittel): <ul style="list-style-type: none"> - mittlere Lufttemperatur - mittlere Luftfeuchtigkeit - Summe der Globalstrahlung ^{*)} bzw. Sonnenscheindauer ^{*)} - mittlere Windgeschwindigkeit ^{*)} - Summe der Niederschlagsmenge, ggf. Niederschlagsverteilung ^{**)}
<u>Geographische und morphologische Parameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - geographische Breite und mittlere Höhe ü. NN - dominante Exposition - Hangneigung - mittlere Hanglänge bzw. mittlere Länge bis zur hydraulischen Entlastung
<u>Pedologische Parameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (k_f-Wert) - Sättigungswassergehalt ^{**) , Feldkapazität ^{**) , Welkepunkt ^{**) und kapillare Steighöhe ^{**))}}}} - Schichtenabfolge (vertikaler Aufbau), Schichtanzahl und Schichtmächtigkeit - Wassergehalt zu Beginn eines Simulationslaufs ^{*)}
<u>Nutzungsparameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - landwirtschaftliche Nutzung: Winter-, Sommergetreide, Hackfrüchte, Mais bzw. ohne besondere Informationen - Wald: Nadel-, Laub- Mischwald bzw. ohne besondere Informationen - Grünland: Dauergrünland/Wiese, Weide bzw. ohne besondere Informationen - unbewachsene Flächen - Ortschaft: Wohn-, Industrie- bzw. Gewerbegebiet - Gewässer
<u>Bewuchsparameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - Vegetationsbedeckungsgrad ^{**) und Bewuchsuppigkeit ^{**))}} - Durchwurzelungstiefe ^{**) und Wurzeldichteverteilung ^{**))}} - Tiefe der Evaporationswirkung ^{**))} - Waldaufbau: einstöckig, mehrstöckig ^{**))} - Waldschadensstufe (nur bei Waldnutzung) ^{**))} - Versiegelungsgrad (nur bei Ortschaft)
Simulationsergebnisse:
<ul style="list-style-type: none"> - potenzielle und reale Evapotranspiration (einschließlich Interzeption) - Oberflächenvernässung und Oberflächenabfluss, Infiltrationsmengen - Schneeakkumulations- und -ablationsmengen - Muldenspeichermengen - hypodermischer Abfluss - Sickerwassermengen von Schicht zu Schicht, Sickerwasseraufstau - Durchsickerung an der Modellbasis, ggf. Grundwasserneubildung - Bodenfeuchteverteilung innerhalb der Aerationzone bis zur Modellbasis - Bilanzfehler

^{*)} Eingabe nicht zwingend notwendig

^{**) Es werden Default-Werte angeboten.}

Das Modell BOWAHALD ist für jedes Hydrotop einzeln anzuwenden. Soll der Wasserhaushalt für ein Objekt, das aus mehreren Hydrotopen besteht, modelliert werden, so müssen die Ergebnisse eines jeden Hydrotops entsprechend der Flächenanteile der Einzelhydrotope gewichtet werden.

Bezüglich der Vertikaldiskretisierung können maximal 10 verschiedene Schichten mit unterschiedlichen pedologischen Eigenschaften (k_f -Werte, Porositäten, Mächtigkeiten) betrachtet werden, die in maximal 200 Teilschichten weiter untergliedert werden können.

4.5. Theorie der Wasserhaushaltsmodellierung in BOWAHALD - Modellinhalt

4.5.1. Niederschlagskorrektur, Niederschlagssynthese

Für die BOWAHALD-Modellierung werden punktuell gemessene Werte (i.d.R. des Deutschen Wetterdienstes DWD) genutzt. Bei allen hierfür genutzten Messgeräten (HELLMANN-Niederschlagsmesser, Niederschlagsschreiber, Kippwaage, Ombrometer, s. u.a. BAUMGARTNER, LIEBSCHER, 1990, DYCK, PESCHKE, 1995, HAD, 2000) treten systematische Messfehler auf, die auszugleichen sind. U.a. in SEVRUK (1982), WMO (1982), BAUMGARTNER, LIEBSCHER (1990), MAIDMENT (1992), SINGH, (1992), DYCK, PESCHKE (1995) sowie RICHTER (1995) wird auf drei Fehlerursachen verwiesen:

- Windfehler (Überwehung des Niederschlagsmessers vor allem bei Schnee und Nieselregen),
- Benetzungsfehler (Verluste infolge der Benetzung des Auffangtrichters) und
- Verdunstungsfehler (Verdunstung von Benetzungswasser sowie aus dem Sammelgefäß).

Alle Fehler führen dazu, dass mit den genannten Messgeräten zu wenig gemessen wird. Die o.g. Autoren verweisen deshalb darauf, dass eine Niederschlagskorrektur bei prozessadäquater und fehlerarmer Quantifizierung des Wasserhaushaltes unabdingbar ist. In Deutschland waren noch bis vor etwa 10 Jahren prozentuale Korrekturen verbreitet (ehem. DDR: + 9 %, DYCK, U.A., 1980, Alt-BRD: + 10 %, BAUMGARTNER, LIEBSCHER, 1990). Prozentuale Korrekturen berücksichtigen jedoch nicht die jahreszeitlichen Unterschiede hinsichtlich der Höhe der Messfehler.

Wegen des höheren Anteils gering intensiver Niederschläge und des Auftretens von Schnee sind die Messfehler (insbesondere des Wind- und Benetzungsfehlers, die in Deutschland den größten Anteil am Gesamtfehler ausmachen, DYCK, PESCHKE, 1995) im Winter deutlich höher als im Sommer. In RICHTER (1995) finden sich Untersuchungsergebnisse des DWD zu Abhängigkeiten des Messfehlers von der Niederschlagsart und der Geschütztheit der Niederschlagsmessstation. Die Korrektur nach RICHTER (1995) hat sich zu einem Standardverfahren entwickelt, dass breite Akzeptanz und Anwendung gefunden hat.

Für die Korrektur von Tagessummen des Niederschlages wird in RICHTER (1995) die folgende Exponentialfunktion abgeleitet:

$$P_K = P + b \cdot P^c \quad (10)$$

mit: P_K - messfehlerkorrigierter Tagesniederschlagswert [mm]
 P - unkorrigierter Messwert des Tagesniederschlages [mm]
 b - Koeffizient (abhängig von der Horizontalabschirmung der Messstelle und der Niederschlagsart, vgl. Tabelle 11)
 c - Koeffizient (abhängig von der Niederschlagsart, s. ebenfalls Tabelle 11)

Tabelle 11: Abhängigkeit der Koeffizienten b und c (s. Gleichung 10) von der Horizontalabschirmung (Stationslage hinsichtlich Geschütztheit) und der Niederschlagsart (nach RICHTER, 1995)

Horizontalabschirmung H_A ¹⁾		2°	5°	9,5°	16°	c
Niederschlagsart:						
Regen (Sommer ²⁾)	$b \rightarrow$	0,345	0,310	0,220	0,245	0,38
Regen (Winter ³⁾)	$b \rightarrow$	0,340	0,280	0,240	0,190	0,46
Mischniederschlag ⁴⁾	$b \rightarrow$	0,535	0,390	0,305	0,185	0,55
Schnee ⁵⁾	$b \rightarrow$	0,720	0,510	0,330	0,210	0,82

- 1) $H_A = 2^\circ \rightarrow$ freie Stationslage
 $H_A = 5^\circ \rightarrow$ leicht geschützte Stationslage
 $H_A = 9,5^\circ \rightarrow$ mäßig geschützte Stationslage
 $H_A = 16^\circ \rightarrow$ stark geschützte Stationslage
- 2) hydrologisches Sommerhalbjahr (Mai – Oktober) für Temperaturen $T > 2^\circ\text{C}$
- 3) hydrologisches Winterhalbjahr (November – April) für Temperaturen $T > 2^\circ\text{C}$
- 4) für Temperaturen $1^\circ\text{C} < T \leq 2^\circ\text{C}$
- 5) für Temperaturen $T \leq 1^\circ\text{C}$

Je nach regionaler Lage (Gebietszuordnung) und Geschütztheit der Messstation ergeben sich monatsvariable prozentuale Faktoren, die in der Tabelle 12 aufgeführt sind. Es wird deutlich, dass mit Ausnahme einer stark geschützten Stationslage die jährlich mittleren Korrekturwerte über den ehemals pauschal angesetzten Werten von 9 bzw. 10 % liegen.

Tabelle 12: *Prozentuale Korrekturen der Niederschlagswerte nach RICHTER (1995)*

Ge- biet	Geschütz- theit	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
I	a	20,8	23,6	20,0	16,0	12,0	10,3	10,5	10,3	11,5	13,6	16,2	18,9
	b	17,3	17,9	15,5	13,6	10,8	9,2	9,4	9,3	10,2	11,2	12,9	14,6
	c	13,4	13,7	12,6	11,6	9,8	8,4	8,5	8,4	9,1	9,7	10,6	11,6
	d	9,5	9,6	9,4	9,4	8,5	7,3	7,5	7,3	7,8	7,8	8,0	8,4
II	a	27,5	29,0	23,6	18,2	12,3	10,3	10,5	10,5	12,1	14,2	19,1	22,7
	b	20,5	21,5	17,8	15,0	10,9	9,3	9,4	9,5	10,9	11,6	15,0	17,3
	c	15,2	15,8	14,0	12,4	9,8	8,3	8,6	8,6	9,6	10,2	12,0	13,2
	d	10,3	10,7	10,0	9,6	8,5	7,3	7,5	7,5	8,2	8,2	8,7	9,2
III	a	31,6	33,5	26,9	18,3	12,5	10,4	10,8	10,5	12,6	15,5	21,8	26,5
	b	23,3	24,5	20,3	15,1	11,1	9,8	10,0	9,5	11,5	12,7	16,8	19,8
	c	17,3	17,9	15,5	12,7	10,1	8,8	9,1	8,5	10,2	11,0	13,3	15,0
	d	11,5	11,8	10,7	10,0	8,6	7,7	8,0	7,5	8,7	8,8	9,5	10,3
IV	a	31,7	30,5	25,6	18,8	10,4	8,1	7,9	8,2	9,6	13,4	21,3	26,9
	b	23,0	22,2	19,4	15,0	9,0	7,2	7,1	7,3	8,6	10,6	16,0	19,7
	c	16,2	15,7	14,3	11,9	8,0	6,5	6,3	6,6	7,7	8,8	12,1	14,4
	d	10,6	10,2	9,6	8,7	6,7	5,7	5,6	5,8	6,5	6,8	8,3	9,5

Gebietszuordnung (regionale Lage):

- I: westlicher Teil des Norddeutschen Tieflandes einschließlich Schleswig-Holstein und Rheintal sowie Südwestdeutschland ohne westliches Saarland und Schwarzwald
- II: mittlerer Teil des Norddeutschen Tieflandes sowie westliche Mittelgebirge von der Eifel bis zum Westharz und der Bereich zwischen Frankenhöhe, Steigerwald und Oberpfälzer Wald bis 700 m NN
- III: östlicher Teil des Norddeutschen Tieflandes und östliche Mittelgebirge bis 700 m NN
- IV: Alpenvorland südlich der Donau einschließlich tieferer Lagen der Alpen sowie Schwäbische Alb und Bayerischer Wald bis 1000 m NN

Stationsgeschütztheit: a - frei, b - leicht geschützt, c - mäßig geschützt, d - stark geschützt

Der Vorteil einer Verwendung von monatlichen meteorologischen Daten liegt im geringeren Aufwand bezüglich Datenbeschaffung und Handling im Vergleich zu täglichen Werten begründet. Dies ginge allerdings zu Lasten der Simulationsgenauigkeit, wenn nicht eine modellinterne Simulation auf Tagesbasis erfolgen würde. Hierfür werden aus den wesentlichen monatlichen meteorologischen Daten Temperatur und Niederschlag tägliche Werte synthetisiert. Die Synthese der Niederschlagswerte soll im folgenden erläutert werden. Bezüglich der Synthese der Tagestemperaturen sei auf Abschnitt 4.5.3 verwiesen.

Ausgangspunkt waren statistische Untersuchungen des Programmautors an zehnjährigen Tagesreihen (hydrologische Jahre 1992 bis 2001) von 24 im Internet (www.dwd.de) frei verfügbaren meteorologischen Stationen des DWD (Lage s. Abbildung 28) zu folgenden Parametern:

- mittlere monatliche Niederschlagshäufigkeiten
- durchschnittlicher Wert des größten Tagesniederschlages, bezogen auf die Monatssumme des Niederschlages
- durchschnittliche Abnahme der Niederschlagshöhen des zweitgrößten, drittgrößten ..., kleinsten Tagesniederschlages, bezogen auf den größten Tagesniederschlag

Die Verteilung der mittleren monatlichen Niederschlagshäufigkeiten sieht für die 24 Stationen folgendermaßen aus (s. Tabelle 13):

- größte Häufigkeiten im hydrologischen Winterhalbjahr (insbesondere im November, Dezember und März)
- geringste Häufigkeiten im hydrologischen Sommerhalbjahr (insbesondere im Mai, Juni und August)

Bezüglich der Größe der maximale Tagesniederschläge sind folgende Abhängigkeiten feststellbar:

- geringste Tagesmaxima im Winter (insbesondere im Dezember und Januar)
- höchste Tagesmaxima im Sommer (Juni bis September)

Die Anzahl der Niederschlagstage je Monat und das Maximum des Tagesniederschlages sind im Modell für jeden Monat entsprechend Tabelle 13 festgelegt.

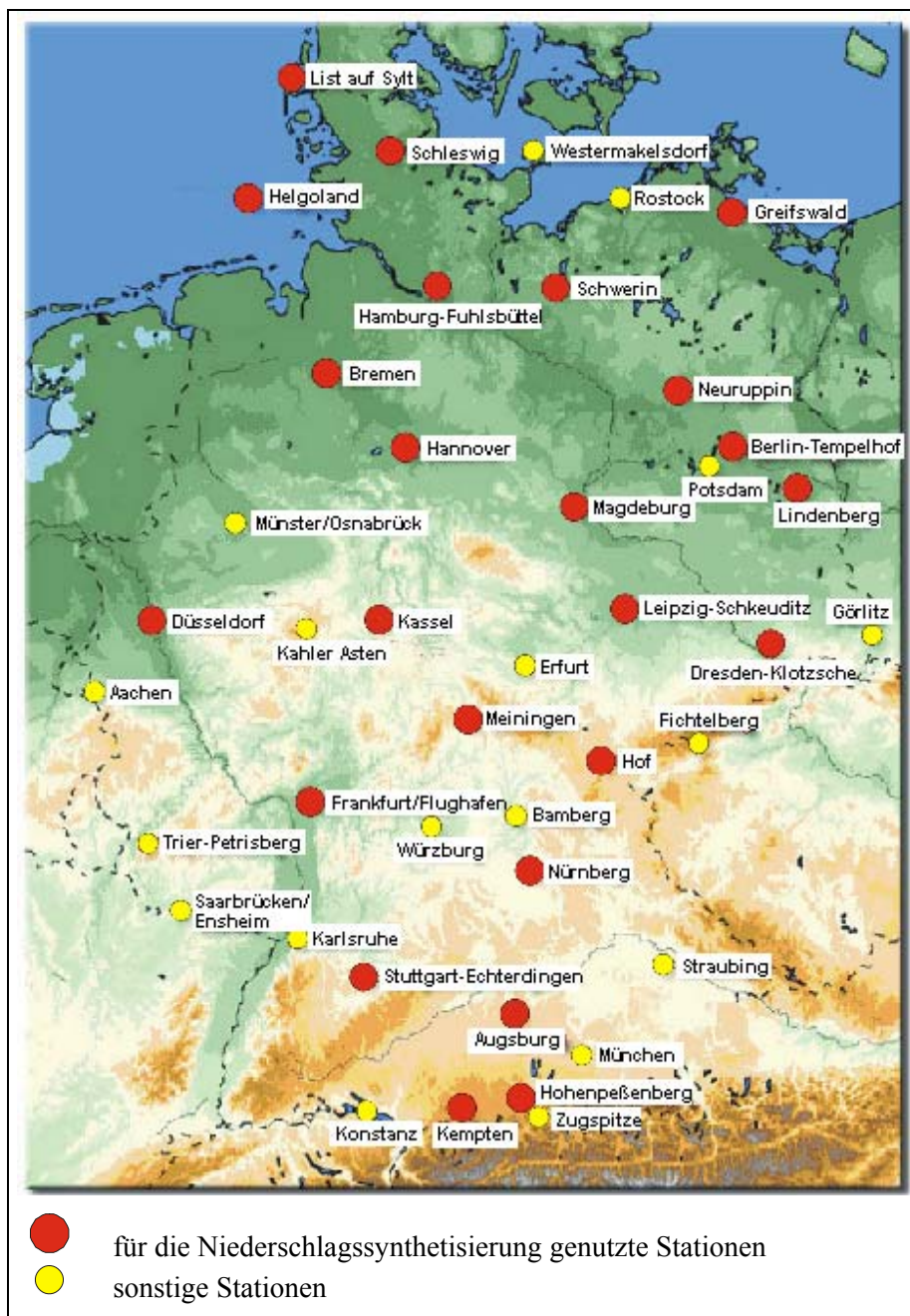


Abb. 28:
 Zur Niederschlags-synthesierung ge-nutzte frei verfügbare DWD-Stationen (Kartengrund-lage: DWD, Sta-tionskennzeichnung s. Anlage 3)

Bezüglich der Synthese des zweitgrößten und aller weiteren Tagesniederschlagssummen hat sich im Ergebnis von Regressionsuntersuchungen (Programm Regres 3.3, SCHUMACHER, 1995) eine Exponentialgleichung als Gleichung mit der besten Anpassung gezeigt:

$$PD(I) = PD(1)/100 \cdot (A \cdot e^{B \cdot I}) + 0,2 \quad \text{mit} \quad B = \ln(1/A/100) \quad (11)$$

- mit: PD - Tagessumme des Niederschlages [mm]
- I - Nummer des Niederschlages (1 = größter Niederschlag ...) []
- A - Parameter der Exponentialfunktion (A = 120 ... 160, stationsabhängig)

Tabelle 13: Innerjährliche Verteilung von Niederschlagshäufigkeiten und Tagesmaximum des Niederschlages

Monat	Niederschlagshäufigkeit [%] (Jahreshäufigkeit = 100 %)	Maximum der Tagesniederschlags [%] (bezogen auf die Monatsniederschlagssumme)
Januar	8,3	29,7
Februar	8,7	31,7
März	9,4	34,1
April	7,8	36,5
Mai	7,2	38,7
Juni	7,7	40,5
Juli	8,2	41,9
August	7,5	42,3
September	8,2	41,1
Oktober	8,7	37,5
November	9,0	33,1
Dezember	9,3	29,5

Für den Fall, dass Messwerte zur mittleren Häufigkeitsverteilung der Niederschläge vorliegen (statistischen Routineangaben des DWD, enthalten z.B. in den Jährlichen Witterungsberichten), kann eine Anpassung des Parameters A der Gleichung 11 durchgeführt werden. Für die Anpassung werden folgende Messwerte benötigt:

- mittlere Jahresniederschlagsmenge,
- mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssumme,
- mittlere Anzahl der Tage je Jahr mit Niederschlägen ≥ 10 mm/d,
- mittlere Anzahl der Tage je Jahr mit Niederschlägen ≥ 1 mm/d und
- mittlere Anzahl der Tage je Jahr mit Niederschlägen $\geq 0,1$ mm/d.

Für diesen Fall wird die Gleichung 11 für alle Monatsniederschläge der zur Verfügung stehenden Reihe für $A = 120 \dots 160$ (d.h. in insgesamt 41 Schritten) zum Ansatz gebracht. Dabei werden für den gesamten Modellierungszeitraum die modellierten Niederschlagsverteilungen mit den Messwerten verglichen. Die Niederschlagsverteilung mit den geringsten Abweichungen zu den Messwerten wird als Optimum angesehen und für die nachfolgende Niederschlagssynthese verwendet. Kriterium für das Optimum ist die Fehlerquadratsumme der o.g. synthetisierten und gemessenen Größen. Die Güte der Synthese wird dem Nutzer in allen Ausgabefiles ausgegeben.

Liegen keine Messwerte zur Niederschlagsverteilung vor, so wird $A = 130$ gesetzt (hierfür ergaben sich im Mittel für alle untersuchten Stationen die besten Ergebnisse). Die Zuordnung der synthetisierten Niederschläge zu den einzelnen Tagen erfolgt nach dem Zufallszahlenprinzip. Die synthetisierten täglichen Niederschläge finden Eingang in alle nachfolgenden Teilmodelle.

Verglichen mit anderen Synthetisierungsverfahren (MARKOV-Kette, Autoregression-Gleitmittelmodelle, BARDOSSY, 1993) handelt es sich bei dem für das Modell BOWAHALD erarbeiteten Algorithmus um einen einfachen empirischen Ansatz, der jedoch hinreichend genau ist, wie im folgenden gezeigt werden wird.

In den Tabellen 14 und 15 sind die wesentlichen Ergebnisse zu den Untersuchungen zusammengefasst, die bezüglich der Gütetests zur Niederschlagssynthese durchgeführt worden sind. Die Tabelle 14 enthält eine Übersicht über folgende wesentliche gemessene und modellierte Niederschlagscharakteristika:

- mittlere Jahressumme des unkorrigierten Niederschlages P_A
- mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssumme P_{DMAX}
- mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen n_p von mindestens 0,1, 1 und 10 mm/d

Grundlagen der Synthetisierung sind:

- die monatlichen Summen des Niederschlages (im Fall monatlicher Messwerte für die untersuchten hydrologischen Jahre 1992 bis 2001)
- die langjährig mittleren monatlichen Summen des Niederschlages (für den Fall langjährig monatlicher Mittelwerte für die untersuchten hydrologischen Jahre 1992 bis 2001)
- die gemessenen Niederschlagscharakteristika (mittlere Niederschlagsjahressummen, mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssummen sowie mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen von mindestens 0,1, 1 und 10 mm/d)

In der Tabelle 14 sind die Ergebnisse sowohl für die 24 zur Kalibrierung des Synthetisierungsverfahrens genutzten DWD-Stationen als auch die 18 sonstigen Stationen, die nicht zur Kalibrierung verwendet wurden (vgl. Abbildung 28, Stationskennzeichnung s. Anlage 3), aufgeführt. Die sonstigen Stationen dienen vor allem der Modellvalidierung.

Die Detailergebnisse enthalten die Anlagen 4 (Synthese auf Grundlage monatlicher Messwerte) und 5 (Synthese auf Grundlage langjährig monatlicher Mittelwerte).

Tabelle 14: Gemessene und BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge für ausgewählte Messstationen des DWD

Monatliche Messwerte	Status	n	Messung	Synthese	Mittlere Abweichung
Jahressumme des unkorrigierten Niederschlages [mm/a]	K	24	722	722	0
	V	18	860	860	0
	K + V	42	781	781	0
Mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssumme [mm/d]	K	24	36,3	36,3	0,0
	V	18	39,9	39,9	0,0
	K + V	42	37,8	37,8	0,0
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen $\geq 0,1$ mm/d []	K	24	181,4	182,1	+0,7
	V	18	186,1	186,1	0,0
	K + V	42	183,4	183,8	+0,4
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen $\geq 1,0$ mm/d []	K	24	121,3	121,6	+0,3
	V	18	127,7	127,6	-0,1
	K + V	42	124,0	124,2	+0,2
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen $\geq 10,0$ mm/d []	K	24	18,5	18,2	-0,3
	V	18	24,5	23,8	-0,7
	K + V	42	21,1	20,6	-0,5

Langjährige monatliche Mittelwerte	Status	n	Messung	Synthese	Mittlere Abweichung
Jahressumme des unkorrigierten Niederschlages [mm/a]	K	24	722	722	0
	V	18	860	860	0
	K + V	42	781	781	0
Mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssumme [mm/d]	K	24	36,3	36,3	0,0
	V	18	39,9	39,9	0,0
	K + V	42	37,8	37,8	0,0
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen $\geq 0,1$ mm/d []	K	24	181,4	181,2	-0,2
	V	18	186,1	186,2	+0,1
	K + V	42	183,4	183,6	+0,2
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen $\geq 1,0$ mm/d []	K	24	121,3	121,1	+0,2
	V	18	127,7	126,7	-1,0
	K + V	42	124,0	123,5	-0,5
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen $\geq 10,0$ mm/d []	K	24	18,5	17,0	-1,5
	V	18	24,5	21,8	-2,7
	K + V	42	21,1	19,1	-2,0

Status: K – zur Kalibrierung genutzt, V – zur Validierung genutzt

n – Anzahl der verwendeten Messstationen

Die Jahressummen sowie das mittlere Tagesmaximum des Niederschlages werden unabhängig davon, ob monatliche Messwerte oder langjährig monatliche Mittelwerte zur Synthetisierung genutzt werden, ohne jegliche Abweichungen synthetisiert. Die Abweichungen bezüglich der Verteilung der Niederschläge (Niederschlagstage mit Niederschlagssummen von mindestens 0,1, 1 und 10 mm/d) sind alles in allem gering. Tendenziell besser gelingt die Synthetisierung von Tageswerten auf der Grundlage monatlicher Messwerte. Einige wenige Syntheseergebnisse können nur bedingt befriedigen. Es sind dies insbesondere Niederschläge von mehr als 10 mm/d und betrifft vorrangig die Bergstationen (vgl. Anlagen 4 und 5).

Für die hinsichtlich der Niederschlagskorrektur unterschiedlichen vier Gebiete nach RICHTER (vgl. Gebietszuordnung unter Tabelle 12) zeigen sich keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Güte der Synthese (vgl. ebenfalls Anlagen 4 und 5).

Entscheidend für die Güte der Synthetisierung täglicher Niederschläge (und im übrigen auch Temperaturen, vgl. Abschnitt 4.5.3) ist, wie sich die Modellierungsergebnisse unterscheiden, die mit täglichen bzw. monatlichen meteorologischen Messwerten oder aber lediglich langjährigen Monatsmittelwerten erhalten werden. Hierüber gibt die Tabelle 15 Aufschluss. Betrachtet wurden zwei verschiedene typische Oberflächensicherungen:

- **System 1:** eine Oberflächenabdeckung (z.B. für Halden bzw. für Deponien der Klasse DK 0, vgl. Abschnitt 3.2)
- **System 2:** eine Oberflächenabdichtung (z.B. nach DK I, s. ebenfalls Abschnitt 3.2)

Den Modellrechnungen liegen folgende Annahmen und Modellparameter zugrunde:

- normal entwickelter Gras-Krautbewuchs mit 90 % Vegetationsbedeckungsgrad
- nach West exponierte Böschung mit einer Neigung von 1 : 3 und einer Länge von 50 m
- 1 m mächtige Rekultivierungsschicht aus sandig-lehmigem Schluff (Uls) mit einer mittleren Lagerungsdichte (Ld 3) und sich daraus nach AG BODEN (1994) ergebenden pedologischen Parametern:
 - k_f -Wert = $1,6 \cdot 10^{-6}$ m/s
 - Sättigungswassergehalt: 39,5 Vol.-%
 - Bereich der Feldkapazität (pF = 1,8): 33,0 Vol.-%

- permanenter Welkepunkt ($pF = 4,2$): 11 Vol.-%
- 0,3 m mächtige Drainschicht (k_f -Wert = $1 \cdot 10^{-3}$ m/s) → nur im Fall des Systems 2
 - 0,5 m mächtige Dichtschicht (k_f -Wert = $5 \cdot 10^{-9}$ m/s) → nur im Fall des Systems 2
 - 0,5 m mächtige Ausgleichsschicht (wasserhaushaltlich neutral, k_f -Wert = $1 \cdot 10^{-5}$ m/s)
 - Niederschlagskorrektur nach RICHTER (1995) bei Annahme einer mäßig geschützten Stationslage (Ausnahmen: die außerhalb des Gültigkeitsbereiches bezüglich der Geländehöhen liegenden Stationen Fichtelberg, Kahler Asten und Zugspitze → Vorgabe einer konstanten Niederschlagskorrektur unter Berücksichtigung der exponierten Lage der Bergstationen von 20 %)

Tabelle 15: BOWAHALD-modellierte mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) für die Sicherungssysteme 1 (Abdeckung) und 2 (Dichtung entsprechend DK I) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten

Sicherungssystem 1 (Abdeckung)	Status	n	Tageswerte	Monatswerte	Langj. monatl. Mittelwerte
Reale Evapotranspiration ETR [mm/a]	K	24	547	549	565
	V	18	538	537	553
	K + V	42	543	544	560
Oberflächenabfluss RO [mm/a]	K	24	9	9	9
	V	18	12	14	15
	K + V	42	10	11	12
Abfluss an der Basis der Oberflächensicherung (Restdurchsickerung RU [mm/a])	K	24	246	243	227
	V	18	352	361	347
	K + V	42	292	294	278
Sicherungssystem 2 (Abdichtung entsprechend DK I)	Status	n	Tageswerte	Monatswerte	Langj. monatl. Mittelwerte
Reale Evapotranspiration ETR [mm/a]	K	24	546	549	565
	V	18	536	542	552
	K + V	42	542	546	560
Oberflächenabfluss RO [mm/a]	K	24	9	9	9
	V	18	12	14	15
	K + V	42	10	11	12
Hypodermischer (Drainwasser) Abfluss RH [mm/a]	K	24	228	226	211
	V	18	332	341	327
	K + V	42	273	276	261
Abfluss an der Basis der Oberflächensicherung (Restdurchsickerung RU [mm/a])	K	24	18	17	17
	V	18	21	21	20
	K + V	42	20	19	18

Status: K – zur Kalibrierung genutzt, V – zur Validierung genutzt

n – Anzahl der verwendeten Messstationen

In Auswertung der in der Tabelle 15 sowie in den Anlagen 6 und 7 dokumentierten Modell-ergebnisse lassen sich folgende Schlussfolgerungen bezüglich des Einflusses der Zeitdiskretisierung der verwendeten meteorologischen Daten auf die Simulationsergebnisse ableiten:

- Unabhängig von der Zeitdiskretisierung der meteorologischen Daten werden die unterschiedlichen Reaktionen der beiden Systeme vor allem in Bezug auf die Aufspaltung des Sickerwassers in hypodermischen Abfluss und Restdurchsickerung deutlich. Während dessen sich die wasserhaushaltliche Wirksamkeit des Systems 1 (einfache Abdeckung) auf den Verdunstungsprozess (und in untergeordnetem Maße auf die Oberflächenabflussbildung) beschränkt, zeigt sich im Fall des Systems 2 (Abdichtung entsprechend DK I) die zusätzliche Wirksamkeit eines Dichtungselements in einer gegenüber dem System 1 deutlich reduzierten Restdurchsickerung. Die sich auf dem Dichtungselement aufstauenden Wassermengen werden dabei als lateraler Drainabfluss abgeführt.
- Bezogen auf die Simulationsergebnisse, die sich auf der Grundlage von real gemessenen Tageswerten ergeben, weichen die mittels der oben beschriebenen Synthetisierung erhaltenen Ergebnisse unter Verwendung monatlicher Messwerte bzw. langjährig monatlicher Mittelwerte insgesamt nur wenig voneinander ab. Dabei stimmen die Simulationsergebnisse der Modellrechnungen mit Monatswerten besser mit denen auf Basis von Tageswerten überein als die mittels langjährig monatlicher Mittelwerte erhaltenen Ergebnisse.
- Die Unterschiede hinsichtlich der langjährig mittleren Verdunstungswerte sind gering. Klammert man die 3 o.g. Bergstationen aus, so liegen die mittleren Abweichungen der modellierten Verdunstungswerte unter 1 % (Vergleich Monatswerte/Tageswerte, s. auch Anlagen 6 und 7) bzw. bei etwa 3 % (Vergleich langjährig mittlere Monatswerte/Tageswerte). Die maximalen Abweichungen für einzelne Stationen belaufen sich auf höchstens 2 % (Vergleich Monatswerte/Tageswerte, s. ebenfalls Anlagen 6 und 7) bzw. höchstens 8 % (Vergleich langjährig mittlere Monatswerte/ Tageswerte). Unter den ganz extremen klimatischen Bedingungen (s. Bergstation Zugspitze) erreichen die Abweichungen Maximalwerte von etwa 20 % (vgl. Anlagen 6 und 7). Auffällig ist, dass es die generelle Tendenz einer Überbewertung der Verdunstung für den Fall einer Verwendung

langjährig monatlicher Mittelwerte gibt. Zurückzuführen ist dies auf eine Vergleichmäßigung der modellierten Bodenfeuchte im Falle langjährig monatlicher Mittelwerte. Trockene Einzeljahre bzw. trockene Perioden, die geringe Bodenfeuchtwerte bedingen und folglich zu einer eingeschränkten Verdunstung führen (vgl. Abschnitt 4.5.8.4), fehlen ja im Falle der Verwendung langjährig monatlicher Mittelwerte.

- Auch die Unterschiede bezüglich der auf der Basis verschiedener zeitlicher Diskretisierungen modellierten Abflussmengen (Oberflächenabflüsse, hypodermische Abflüsse und Restdurchsickerungsmengen) sind gering. Ausnahmen stellen wiederum die Bergstationen dar (Ursache: Beeinflussung der Abflussbildung infolge Schneeschmelze). So liegen die mittleren Abweichungen hinsichtlich der modellierten Restdurchsickerungsmengen deutlich unter 10 % (Vergleich Monatswerte/Tageswerte, s. Anlagen 6 und 7) bzw. unter 20 % (Vergleich langjährig mittlere Monatswerte/Tageswerte). Für Einzelstationen können die Abweichungen Werte von fast 20 % (Monatswerte/Tageswerte) bzw. 30 % (langjährig mittlere Monatswerte/Tageswerte) erreichen.
- Der in diesem Abschnitt ausführlich dargestellte Ansatz zur Synthetisierung von Tagesniederschlägen, der im Modell BOWAHALD zur Anwendung gelangt, kann folglich als ausreichend kalibriert und validiert angesehen werden. Die durch die Zeitdiskretisierung des Primärdatenmaterials bedingten Simulationsungenauigkeiten sind alles in allem gering. Dies bedeutet nicht, dass es angeraten ist, z.B. wegen des ungleich geringeren Aufwandes generell auf eine Modellierung mit monatlichen Messwerten bzw. langjährig monatlichen Mittelwerten zu orientieren. Welche zeitliche Diskretisierung der meteorologischen Primärdaten angeraten ist, hängt von der jeweiligen Aufgabenstellung ab. Sind für eine größenordnungsmäßige Abschätzung des mittleren wasserhaushaltlichen Verhaltens einer Oberflächensicherung (z.B. im Rahmen der Vorplanung) ggf. langjährig monatlichen Mittelwerte ausreichend, so können die meisten anderen wasserhaushaltlichen Probleme, so z.B. Aussagen zu Chancen eine ausreichend guten Vegetationsentwicklung (s. insbesondere Abschnitte 8.2 und 8.3) oder zu Gefahren einer Stauwasserbildung (vgl. Abschnitte 3.5 und 4.5.7) ausschließlich mit real gemessenen Tages-, ggf. Monatswerten angegangen werden.

4.5.2. Modellierung der Interzeption

4.5.2.1. Definition und Haupteinflussfaktoren der Interzeption

Die Interzeption ist der Teil des Niederschlages, der bei Vorhandensein einer Vegetationsdecke auf diese auftrifft, von ihr zurückgehalten wird und evaporativ verdunstet, ohne die Bodenoberfläche zu erreichen (s. u.a. DYCK U.A., 1980, BAUMGARTNER, LIEBSCHER, 1990, MAIDMENT, 1992, SINGH, 1992, MANIAK, 2005). Die Interzeption stellt somit für alle nachfolgenden Prozesse (Infiltration, Versickerung ...) eine Verlustgröße dar.

Je nach Standortbedingungen (klimatische Situation, Bewuchsart, Bewuchsentwicklung) werden in Deutschland im langjährigen Mittel durch Interzeptionsverdunstung umgesetzt:

- in Nadelwäldern: etwa 30 - 40 % des Niederschlages (PECK, MAYER, 1996)
- in Laubwäldern: ca. 20 % des Niederschlages (PECK, MAYER, 1996)

Für landwirtschaftliche Kulturen liegen die mittleren Interzeptionsverluste in der Wachstumsperiode je nach Standortbedingungen bei etwa 10 – 15 % des Niederschlages (HOYNINGEN-HUENE, 1983). Für die Alt-BRD insgesamt wird in BAUMGARTNER, LIEBSCHER (1990) ein Wert für die Interzeptionsverdunstung von 10 % des Niederschlages angegeben. Der Prozess der Interzeption ist bei längerfristigen Wasserhaushaltsuntersuchungen für bewachsene Halden- bzw. Deponiestandorte folglich nicht vernachlässigbar.

Die wesentlichen Haupteinflussfaktoren bezüglich der Interzeption sind meteorologische und Bewuchsfaktoren (BAUMGARTNER, LIEBSCHER, 1990, DYCK, PESCHKE, 1995):

- a) meteorologische Faktoren:
 - Niederschlag (Dauer, Höhe, Intensität, zeitliche Verteilung, Art)
 - potenzielle Verdunstung
 - Windgeschwindigkeit
- b) Vegetationsfaktoren:
 - Vegetationsart
 - Vegetationsbedeckungsgrad
 - Vegetationsalter (insbesondere für Baumbewuchs relevant)
 - jahreszeitliche Entwicklung

Die Interzeptionsverdunstung wird im Modell BOWAHALD über folgende Stufen realisiert:

- Ermittlung des maximalen Interzeptionsspeichervermögens
- Ermittlung des realen Interzeptionsspeichervermögens
- Berechnung der Interzeptionsverdunstung
- Ermittlung des Niederschlages, der die Halden- bzw. Deponieoberfläche erreicht

4.5.2.2. Maximales Interzeptionsspeichervermögen

Der maximale Interzeptionsspeicher ist im Modell BOWAHALD ausschließlich von der Bewuchsart abhängig. Folgende interzeptionsrelevante Bewuchsarten sind erfassbar: Gras-/Krautbewuchs, Strauchbewuchs, Wald (Laub-, Nadel-, Mischwald ohne und mit Sekundärpflanzendecke), landwirtschaftliche Kulturen sowie teilversiegelte Flächen.

Im Falle einer unbewachsenen Halde oder Deponie bzw. für Gewässer existiert per Definition (s. Abschnitt 4.5.2.1) keine Interzeption. Für Ortschaften (voll versiegelt: 100 %) wird die Interzeption im Modell im Sinne des DVWK-Merkblattes 238 (DVWK, 1996) als Benetzungsverlust verstanden und mit 0,8 mm angenommen.

Zur Quantifizierung des maximalen Interzeptionsspeichervermögens werden bei den meisten Ansätzen für Wald die maximale Speichermenge S_{\max} in mm und für landwirtschaftliche Kulturen der Blattflächenindex BFI (Verhältnis Blattfläche zur Bodenoberfläche) verwendet.

In DUTELOFF (1987) sind Untersuchungsergebnisse aus der Literatur zum maximalen Interzeptionsspeicher für verschiedene Vegetationsarten zusammengefasst. Danach können in Anlehnung an JUNGHANS (1975) S_{\max} -Werte für Nadelwald bei etwa 6 mm und für Laubwald bei etwa 5 mm angesetzt werden. Diese Angaben decken sich in etwa mit den von ZINKE (1967) und MITSCHERLICH (1971) ermittelten durchschnittlichen Interzeptionsspeicherkapazitäten S für verschiedene Vegetationsarten (Fichte $S \approx 4$ mm, für Kiefer ≈ 3 mm, Douglasie $\approx 2,6$ mm). Die Bandbreite von Literaturwerten ist im übrigen außerordentlich hoch. Ein diesbezüglicher Überblick wird in PECK (2004) gegeben.

Die Tabelle 16 enthält Angaben zu den im Modell BOWAHALD verwendeten Werten bezüglich des maximalen Interzeptionsspeichervermögens bzw. des maximalen Blattflächenindex für verschiedene BOWAHALD-relevante Bewuchsarten.

Tabelle 16: Maximale Speichervermögen S_{MAX} für verschiedene Waldtypen und maximale Blattflächenindizes BFI_{MAX} für verschiedene landwirtschaftliche Kulturen (in Anlehnung an JUNGHANS, 1975 und HOYNINGEN-HUENE, 1983)

Waldnutzung	
Waldtyp	S_{max} [mm]
Nadelwald	6,0
Laubwald	5,0
Mischwald	5,5
Sträucher	2,0
Landwirtschaftliche Nutzung	
Pflanzenart	BFI_{MAX} []
Wintergetreide	3,5
Sommergetreide	3,0
Hackfrüchte	4,5
Mais	3,7
Dauergrünland (Wiese, Weide)	8,0

Bei Vorhandensein eines mehrstöckigen Waldaufbaus (primärer Baumbewuchs mit unterliegender Sekundärpflanzendecke) erhöht sich das maximale Interzeptionsspeichervermögen. Nach MÄGDEFRAU, WUTZ (1951), ZINKE (1967) sowie LEYTON ET AL. (1967) kann für die meisten Gräser, Kräuter, Farne, Flechten und Büsche von einer Erhöhung um maximal 2 mm ausgegangen werden. Lediglich Moose können wesentlich höhere Speicherkapazität entwickeln (nach MÄGDEFRAU, WUTZ, 1951: 14,7 mm). Für den Fall des Vorhandenseins eines Baumbewuchses mit Sekundärpflanzendecke wird im Modell BOWAHALD von einer um 2 mm erhöhten maximalen Interzeptionsspeicherkapazität ausgegangen.

Da das Alter des Baumbestandes und Schädigungen des Waldes einen großen Einfluss auf das Interzeptionsspeichervermögen haben, gilt es diese Einflüsse zu berücksichtigen. Nach ECKSTEIN U.A. (1963) kann man insgesamt 4 Wuchsklassen einteilen, für die sich nach DELFS (1954) gegenüber den in der Tabelle 16 angegebenen Werten folgende Abminderungsfaktoren bezüglich des Interzeptionsspeichers ergeben (vgl. auch DUTELOFF, 1987):

- Jungwuchs (bis zum Beginn des Kronenschlusses): $S_{MAX, JUNGWUCHS} = 0,45 S_{MAX}$
- Dickung (< 5 cm mittlerer Brusthöhendurchmesser): $S_{MAX, DICKUNG} = 0,65 S_{MAX}$
- Stangenholz (< 20 cm Brusthöhendurchmesser): $S_{MAX, STANGENHOLZ} = 0,9 S_{MAX}$
- Altholz (≥ 20 cm Brusthöhendurchmesser): $S_{MAX, ALTHOLZ} = S_{MAX}$

Anthropogene und/oder extreme klimatische Einflüsse werden im Modell BOWAHALD in folgender Art und Weise berücksichtigt (in Anlehnung an DUTELOFF, 1987):

- Schadstufe 0 (ohne Schadmerkmale): $S_{MAX, SCHADSTUFE 0} = S_{MAX}$
- Schadstufe 1 (schwach geschädigt): $S_{MAX, SCHADSTUFE 1} = 0,9 S_{MAX}$
- Schadstufe 2 (mittelstark geschädigt): $S_{MAX, SCHADSTUFE 2} = 0,7 S_{MAX}$
- Schadstufe 3 (stark geschädigt): $S_{MAX, SCHADSTUFE 3} = 0,5 S_{MAX}$
- Schadstufe 4 (abgestorben): $S_{MAX, SCHADSTUFE 4} = 0,25 S_{MAX}$

Die genannten Werte gelten für einen Vegetationsbedeckungsgrad von $a = 100$ %. Für den Fall einer nicht vollständigen Bedeckung erfolgt eine Reduzierung des maximalen Interzeptionsspeichervermögens:

$$S_{MAX}(a) = a \cdot S_{MAX} \quad (12)$$

- mit: $S_{MAX}(a)$ - vegetationsbedeckungsabhängiger maximaler Interzeptionsspeicher [mm]
 a - Vegetationsbedeckungsgrad [], $a = 0 \dots 1$
 S_{MAX} - maximales Interzeptionsspeichervermögen [mm]

4.5.2.3. Ermittlung des realen Interzeptionsspeichervermögens

Das reale Interzeptionsspeichervermögen ist im wesentlichen von zwei Faktoren abhängig:

- vom maximalen Interzeptionsspeichervermögen (abhängig von der Nutzungs-/Vegetationsart, s. Abschnitt 4.5.2.2) und
- von der jahreszeitlichen Vegetationsentwicklung.

Für Nadelbäume resultiert der jahreszeitliche Gang des realen Interzeptionsspeichers S aus der Überlagerung von Nadelwuchs- und Nadelabwurf (s. Abbildung 29). Dabei sind insgesamt drei Entwicklungsstadien relevant:

- Stadium I: Überlagerung von Nadelabwurf und Maiwuchs (Mai/Juni)
- Stadium II: Gleichgewicht zwischen Nadelwachstum und Nadelabwurf (Juli/August)
- Stadium III: ausschließlich Nadelabwurf (September-April)

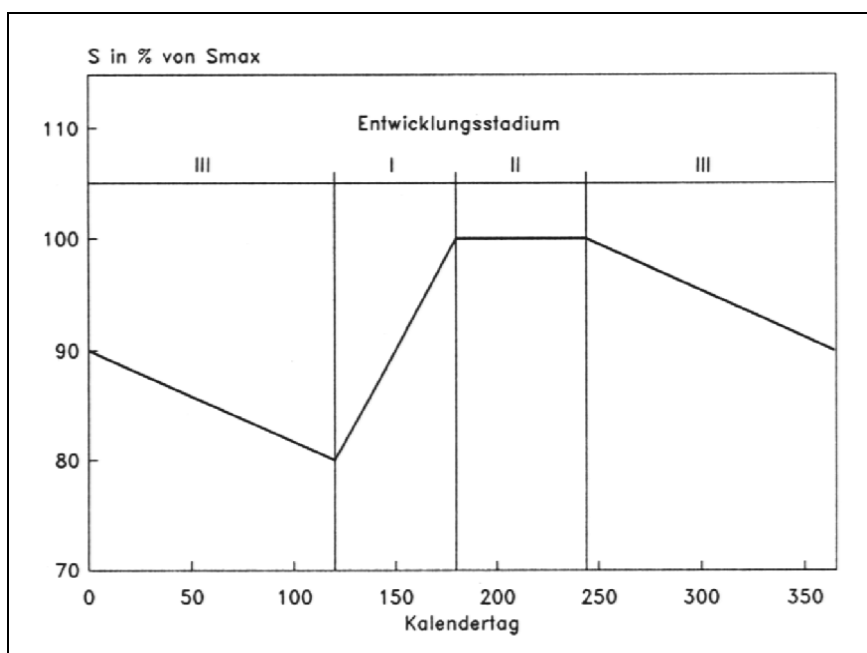


Abb. 29:

Jahreszeitlicher Gang der realen Interzeptionsspeicherkapazität für Nadelwald (nach DUTELOFF, 1987)

Für Laubbäume sind insgesamt vier jahreszeitliche Entwicklungsstadien auszuhalten (nach BRAUN, 1980):

- Stadium I: Mobilisierungsphase
- Stadium II: Wachstumsphase
- Stadium III: Depositionsphase (Laubabwurf)
- Stadium IV: Ruhephase

Zu beachten ist hierbei, dass die Entwicklungsstadien für die einzelnen Baumarten zu unterschiedlichen Zeiten beginnen bzw. enden. Hinsichtlich der zeitlichen Zuordnung der Entwicklungsstadien können zwei Laubwaldtypen unterschieden werden:

- Frühentwickler (z.B. Birke, Linde, Weide, Kastanie)
- Spätentwickler (z.B. Buche, Eiche)

In der Abbildung 30 sind die jahreszeitlichen Gänge des realen Interzeptionsspeichers S für die beiden Laubwaldtypen dargestellt.

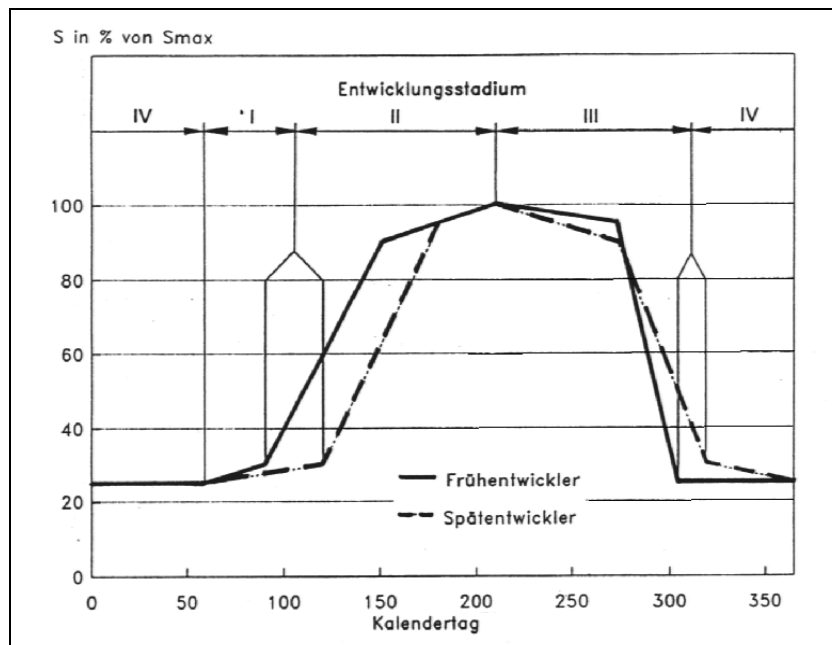


Abb. 30:

Jahreszeitlicher Gang der realen Interzeptionsspeicherkapazität für Laubwald (nach DUTELOFF, 1987)

Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass mit zunehmender Meereshöhe die Vegetationsperiode kürzer wird, erfolgt im Modell eine Korrektur des Kalendertages (nach HEYNERT, 1970):

$$KTA_{NN} = KTA \quad \text{für } KTA \leq 30 \quad (13.1)$$

$$KTA_{NN} = KTA - (0,03 H_{NN}) \quad \text{für } 30 < KTA \leq 212 \quad (13.2)$$

$$KTA_{NN} = KTA + (0,03 H_{NN}) \quad \text{für } KTA > 212 \quad (13.3)$$

mit: KTA_{NN} - höhenkorrigierter Kalendertag []
 KTA - Kalendertag []
 H_{NN} - Höhenlage [m NN]

Die Methodik für landwirtschaftliche Kulturen ist analog der für Bäume, nur dass anstelle des realen Interzeptionsspeichers S der Blattflächenindex BFI Verwendung findet. Die im Modell BOWAHALD angesetzten mittleren jahreszeitlichen Verläufe der Blattflächenindizes sind in der Abbildung 31 für ausgewählter Kulturen visualisiert.

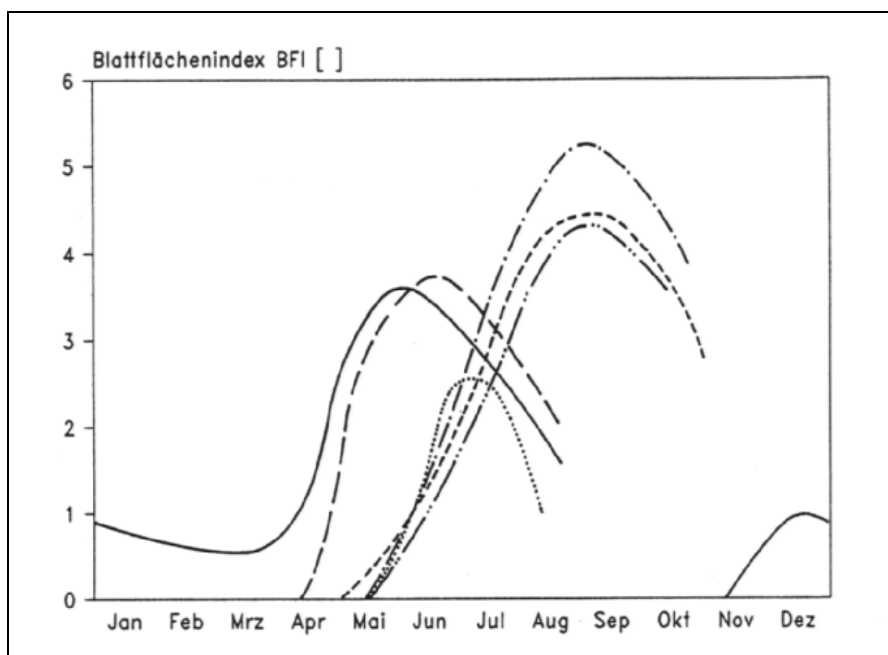


Abb. 31:
Jahreszeitlicher Gang
der Blattflächen-
indizes für verschie-
dene landwirtschaft-
liche Kulturen (nach
HOYNINGEN - HUENE,
1983)

In BOWAHALD werden die jahreszeitlichen Verläufe des realen Interzeptionsspeichers für Bäume bzw. des Blattflächenindex für landwirtschaftliche Kulturen in Abhängigkeit von der Vegetationsart auf Grundlage des ggf. auf die Geländehöhe abgeglichenen Kalendertages berechnet (vgl. Anlage 8).

4.5.2.4. Berechnung der Interzeptionsverdunstung

Zur Berechnung der Interzeptionsverdunstung von Bäumen wird im Modell BOWAHALD die empirische Gleichung von MERIAM (1960) in einer in DYCK U.A. (1980) modifizierten Form verwendet:

$$EI = S (1 - e^{-P/S}) + 0,05 \cdot P \quad (14)$$

mit EI - reale Interzeptionsverdunstung [mm]
S - realer Interzeptionsspeicher [mm]
P - Niederschlagsmenge [mm]

Das Interzeptionsmodell von MERIAM (1960) beruht auf der Annahme einer exponentiellen Auffüllung des Interzeptionsspeichers (1. Summand), das um ein Verdunstungsglied (2. Summand) erweitert ist. Für große Niederschlagshöhen ist die Interzeptionsverdunstung folglich nur noch vom Verdunstungsglied abhängig, der 1. Summand ist dann gleich dem Interzeptionsspeicher S . Die durch die Gleichung 14 ausgedrückte Abhängigkeit der Interzeptionsverdunstung ist für das Beispiel $S = 3 \text{ mm}$ in der Abbildung 32 dargestellt (aus DYCK U.A., 1980).

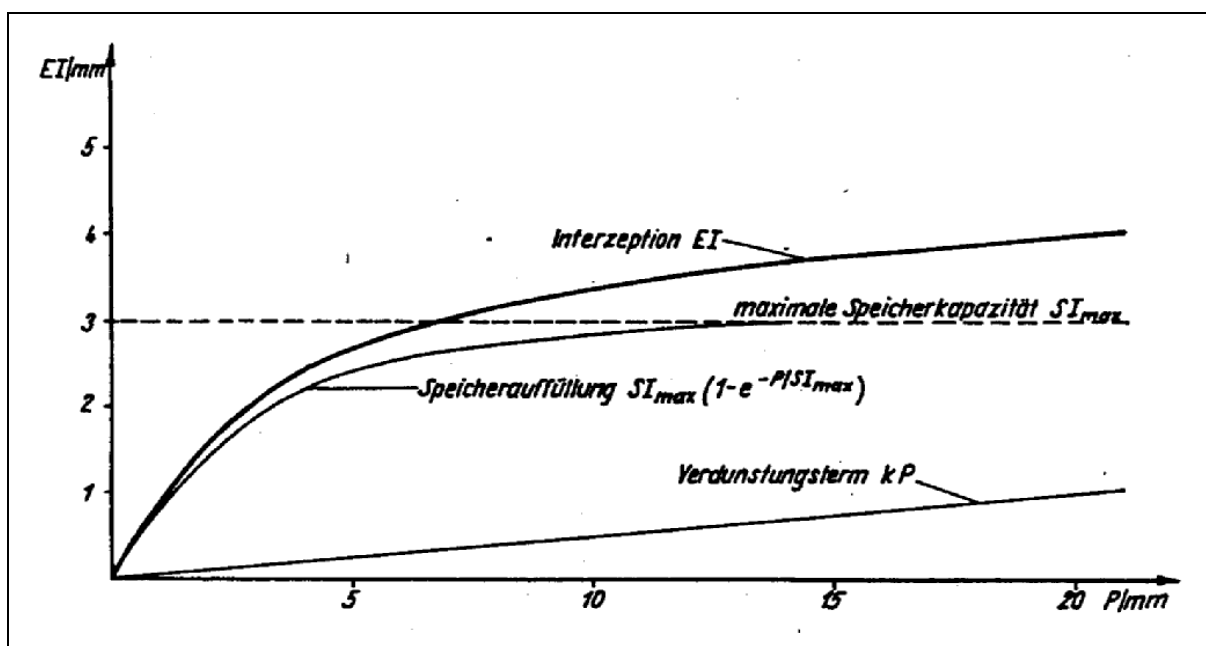


Abb. 32: Abhängigkeit der Interzeption und ihre Komponenten Speicherauffüllung und Verdunstung vom Niederschlag (aus DYCK U.A., 1980)

Für landwirtschaftliche Kulturen ergibt sich die Interzeptionsverdunstung nach HOYNINGEN-HUENE (1983):

$$EI = -0,42 + 0,245 P + 0,2 BFI - 0,0111 P^2 + 0,0271 P BFI - 0,0109 BFI^2 \quad (15)$$

mit: BFI - Blattflächenindex [], alle anderen Größen \rightarrow s. Gleichung 14

Abschließend sei vermerkt, dass die Interzeptionsverdunstung in BOWAHALD bei spärlicher Vegetation um 20 % reduziert und bei üppiger Vegetation um 10 % erhöht wird.

4.5.2.5. Ermittlung des die Oberfläche erreichenden Niederschlages

Die Ermittlung des die Oberfläche erreichenden Niederschlages ist denkbar simpel und beruht auf der Anwendung der einfachen Bilanzgleichung:

$$P_B = P - EI \quad (16)$$

mit P_B - Bestandsniederschlag (Niederschlag, der die Oberfläche erreicht) [mm]
 P - Freilandniederschlag [mm]
 EI - Interzeptionsverdunstung [mm]

4.5.3. Nachbildung von Schneeakkumulation und -ablation

Die hydrologische Bedeutung von Schneeakkumulation (Aufbau einer Schneedecke) und Schneeablation (Schneesmelze) liegt zum einen in der Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch vorübergehende Wasserspeicherung in der Schneedecke (Äquivalentwassergehalt der Schneedecke) und zum anderen in einer zeitverzögerten Wasserabgabe aus der Schneedecke. Die Prozesse von Schneeakkumulation und -ablation gewinnen in Deutschland mit zunehmender Kontinentalität (Richtung Osten) und zunehmender Orographie (Richtung Süden) an Bedeutung (HAD, 2000). Insbesondere in den Mittelgebirgen sowie in den Alpen werden zum Teil bis deutlich über 40 % des Jahresniederschlages in Form von Schnee zwischengespeichert (HAD, 2000).

Die Schneeakkumulation wird im Modell BOWAHALD relativ einfach erfasst. Es wird davon ausgegangen, dass Niederschläge, die bei Temperaturen unter 0 °C fallen, nicht in den Boden infiltrieren, sondern den Aufbau einer Schneedecke bewirken und in dieser gespeichert werden. Aus der Schneedecke ist bei Temperaturen < 0°C lediglich ein Wasseraufbrauch durch Verdunstung (vgl. Abschnitt 4.5.8) möglich.

Bezüglich der Schneesmelze interessiert vor allem die Wasserabgabe aus der Schneedecke zur Bodenoberfläche. Die Wasserabgabe aus der Schneedecke ist nicht identisch mit der Schmelzmenge, weil ein Teil des Schmelzwassers infolge der Retentionseigenschaften in der

Schneedecke zurückgehalten werden kann. Das Retentionsvermögen ist von folgenden Faktoren abhängig (s. u.a. BAUMGARTNER, LIEBSCHER, 1990, MAIDMENT, 1992, DYCK, PESCHKE, 1995):

- vom Wärmeaustausch an der Schneeoberfläche (Strahlung, Konvektion, Kondensation)
- von der Verdichtung infolge Eigengewichts
- vom Einsickern von Schmelzwasser u./o. Regen in die Schneedecke

Mögliche Methoden zur Erfassung der Schneeschmelze sind in der Tabelle 17 zusammengefasst.

Tabelle 17: Erfassung der Schneeschmelze - Methodenübersicht

Wärmehaushaltsmethoden	Gekoppelte Wärme-/Wasserhaushaltsmethoden	Empirische Formeln
<p><u>Ausgangspunkt (einfach):</u> Zusammenhang zwischen Wärme- und Wasserhaushalt der Schneedecke: Zur Bildung von 1 mm Schmelzwasser wird eine Energie von 330 kJ/m² benötigt.</p> <p><u>Umsetzung (kompliziert):</u> Wirken einer Vielzahl von Einflussfaktoren auf den Wärmehaushalt: - Temperatur der Luft und des Bodens - Strahlungsangebot - Luftfeuchtigkeit - Windverhältnisse - Wärmezufuhr durch flüssigen Niederschlag</p> <p>Erfassung einer Vielzahl von Messgrößen: - Temperaturprofile oberhalb der Schneedecke, in der Schneedecke und im Boden - Feuchtigkeitsprofile oberhalb der Schneedecke - Windprofile oberhalb der Schneedecke</p> <p>→ Modellierung sehr genau, allerdings auch sehr aufwendig → standortbezogene Anwendung → kaum übertragbar, folglich wenig praktikabel</p>		<p><u>Ausgangspunkt:</u> Vereinfachte Wärmehaushaltsverfahren</p> <p><u>Umsetzung:</u> i.d.R. einfache empirische Formeln mit wenigen Parametern: - Lufttemperatur - Luftfeuchtigkeit - Strahlung - Windstärke</p> <p><u>Beispiel:</u> Tagesgradverfahren: - Temperatur T - Tagesgradfaktor k (bewuchsabhängig)</p> <p>→ weniger genau, aber praktikabel → geeignet für solche Klimate, in denen die Schneeschmelze vorrangig durch Advektion bedingt ist (z.B. Mitteleuropa)</p>

Aus Tabelle 17 wird deutlich, dass für praktische Belange, wie z.B. Deponie- und Haldenwasserhaushaltsuntersuchungen derzeit im Grunde ausschließlich empirische Formeln in Frage kommen, die auf Vereinfachungen der Wärmehaushaltsverfahren beruhen und mit wenigen Parametern auskommen. Ein auch international gebräuchliches Verfahren ist das Tagesgradverfahren (s. u.a. DYCK, PESCHKE, 1995, SINGH & SINGH, 2001, SINGH ET AL., 2005). Zur Ermittlung der Schneeschmelzmengen wird als einzige meteorologische Einflussgröße die Temperatur verwendet. Strahlungs- und Feuchtegrößen bleiben unberücksichtigt. Das Tagesgradverfahren ist in einer großen Anzahl von Wasserhaushalts- und Niederschlag-Abfluss-Modellen implementiert (s. u.a. MARTINEC ET AL., 1994, BERGSTRÖM, 1995, SCHULLA, 1997, VAN DEURSEN, 1999).

Eine derartig vereinfachte Nachbildung des Schneeschmelzprozesses ist ausschließlich für solche Klimate möglich, in denen die Schneeschmelze vorrangig durch Advektion (Antransport warmer Luftmassen) bedingt ist und weniger durch direkte Strahlung (RACHNER, 1972). Das humide mitteleuropäische Klima zählt zu diesem Klimatyp.

Die Berechnungsgleichung der Wasserabgabe aus der Schneedecke lautet beim Tagesgradverfahren (aus DYCK U.A., 1980):

$$\Sigma G = k \cdot \Sigma D \quad (17)$$

mit: ΣG - Summe der Wasserabgabe aus der Schneedecke während einer Schmelzperiode [mm]
 ΣD - Summe der Tagesmitteltemperaturen $T > 0^\circ \text{C}$ einer Schmelzperiode
 k - Tagesgradfaktor [mm/Tagesgrad]

Ein wichtiger, die Wasserabgabe aus der Schneedecke beeinflussender Parameter ist der Tagesgradfaktor k , der im wesentlichen von Standortfaktoren und dem Schneeschmelzverlauf abhängig ist. Nach DYCK U.A. (1980) bewegt sich k für Freilandflächen (Ackerland, Grünland, Ödland) zwischen etwa 1,5 und 5 mm/ Tagesgrad. Ein in etwa deckungsgleicher Maximalwert für k wird in BAUMGARTNER, LIEBSCHER (1990) mit 4 - 5 mm/Tagesgrad angegeben. Auch in LANG U.A. (1974), KNAUF (1975) sowie WMO (1994) finden sich ganz ähnliche Werte. Für Wälder werden dagegen nur etwa 1/3 (Nadelwald) bzw. 2/3 (Laubwald) dieser Höhe erreicht (DYCK U.A., 1980).

Der Tagesgradfaktor k ist in BOWAHALD kein zeitlich konstanter Parameter (vgl. Abbildung 33). Er ist zu Beginn der Schneeschmelzperiode klein, weil:

- die Schneedecke zunächst einmal auf 0 °C erwärmt werden muss,
- nur die wärmsten Teile des betrachteten Hydrotops zur Schneeschmelze beitragen,
- das Strahlungs-Absorptionsvermögen klein ist (der Schnee ist noch weiß),
- das Wasserspeichervermögen (Retention) der Schneedecke einer schnellen Wasserabgabe entgegenwirkt.

Im Verlaufe der Schneeschmelze erreicht k seinen Höchstwert, um gegen Ende der Schmelzperiode wieder kleiner zu werden (dann ist ja bereits ein Großteil des Schnees geschmolzen). Im Falle des Hineinregens in die Schneedecke erreicht k oftmals schlagartig seinen Maximalwert, da das Retentionsvermögen der Schneedecke in diesem Fall sehr schnell erschöpft ist. Dies wird in BOWAHALD berücksichtigt.

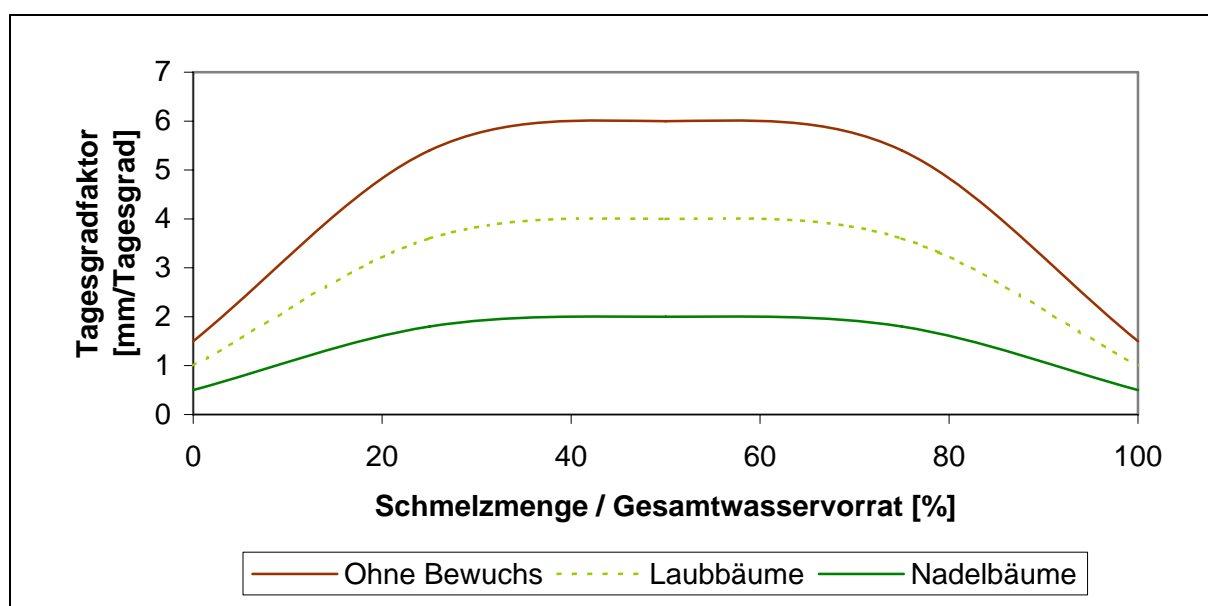


Abb. 33: Abhängigkeit des Tagesgradfaktors k während des Schneeschmelzprozesses

Die infolge Schneeschmelze zur Deponie- bzw. Haldenoberfläche gelangenden Wassermengen können zum einen in Mulden zwischengespeichert werden und zeitverzögert infiltrieren bzw. verdunsten oder aber zur Oberflächenabflussbildung beitragen. Für den Fall, dass es während des Schneeschmelzprozesses gleichzeitig regnet, erfolgt im Modell eine Superposition beider Wassermengen.

Die Genauigkeit der Schneeschmelzmodellierung ist für tägliche meteorologische Daten am höchsten, weil mit real gemessenen Temperaturen modelliert wird. Bei Verwendung von gemessenen Monatswerte bzw. langjährigen Monatsmittelwerten wird die Modellierung wegen der Verwendung synthetisch erzeugter Tagesmitteltemperaturen zunehmend ungenau.

Die Synthese der Tagesmitteltemperaturen erfolgt für gemessene Monatswerte bzw. langjährige Monatsmittelwerte folgendermaßen: Ausgangspunkt der Untersuchungen sind analog der Arbeiten zur Niederschlagssynthetisierung (vgl. Abschnitt 4.5.1) statistische Untersuchungen zu den Temperaturen für die hinsichtlich Daten frei verfügbaren meteorologischen Stationen des DWD. Untersucht wurden folgende Parameter:

- die durchschnittlichen Abweichungen der Tagesmitteltemperaturen nach oben und unten
- die durchschnittlichen Zeitdauern von Perioden mit über- und unterdurchschnittlichen Temperaturen

Aus den Untersuchungen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Es existiert eine Abhängigkeit der durchschnittlichen Temperaturabweichungen von der Jahreszeit (s. Tabelle 18). In den Wintermonaten (insbesondere im Dezember und Januar) sind die Abweichungen nach oben und unten am größten.
- Die Abweichungen vergrößern sich je 100 m Höhenzunahme um etwa 0,1 °C.
- Die Abweichungen sind in Küstennähe kleiner als die in der Tabelle 18 angegebenen Werte und in Süd- und Südostdeutschland etwas höher.
- Eine Gesetzmäßigkeit in Bezug auf die durchschnittlichen Zeitdauern von Perioden mit über- und unterdurchschnittlichen Temperaturen ließ sich nicht finden.

Tabelle 18: Mittlere Spannweiten der Tagesmitteltemperaturen DT der untersuchten DWD-Stationen

	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
DT [°C]	5,1	4,4	3,7	4,7	4,3	4,1	3,5	3,7	3,0	3,5	4,1	5,2

Die in der Tabelle 18 aufgeführten durchschnittlichen Abweichungen wurden zusammen mit den Monatsmitteltemperaturen, der geographischen Breite und der geodätischen Höhe des Deponie- bzw. Haldenstandortes für die Synthese der Tagesmitteltemperaturen genutzt.

Der innermonatliche Temperaturgang wird im Modell BOWAHALD durch eine Sinusfunktion approximiert:

$$TP(i) = TP_{MON} + 0,5 DT \cdot \sin(8i - 2 / n_{MON}) \quad (18)$$

mit: $TP(i)$ - Tagesmitteltemperatur des Tages i [°C]
 TP_{MON} - Monatsmitteltemperatur [°C]
 DT - durchschnittliche Abweichungen der Tagesmitteltemperaturen [°C] nach oben und unten, s. Tabelle 18 sowie Gleichungen 19 und 20
 i - Tag i
 n_{MON} - Anzahl der Tage im betrachteten Monat []

Die Abhängigkeit der Abweichungen der Tagesmitteltemperaturen nach oben und unten von der geodätischen Höhe wird durch folgenden linearen Zusammenhang erfasst:

$$DT(H_{NN}) = -0,2 + 0,001 H_{NN} \quad (19)$$

mit: $DT(H_{NN})$ - höhenkorrigierter Wert der Temperaturabweichung [°C]
 H_{NN} - geodätische Höhe [m NN]

Die mit zunehmender Kontinentalität größer werdenden Temperaturabweichungen (s.o.) werden durch Gleichung 20 quantifiziert:

$$DT(\varphi) = DT(H_{NN}) + DT(H) / 6,2 (52 - \varphi) / 10 \quad (20)$$

mit: $DT(\varphi)$ - breitenkorrigierter Wert der Temperaturabweichung [°C]
 $DT(H_{NN})$ - höhenkorrigierter Wert der Temperaturabweichung [°C]
 φ - geografische Breite [° nördlicher Breite]

Die mittels Gleichungen 18 bis 20 realisierte Synthese von Tagesmitteltemperaturen auf der Grundlage von Monatsmitteltemperaturen kann als hinreichend genau bezüglich der Modellierung des Wasserhaushaltes angesehen werden, wie der Vergleich mit Simulationsergebnissen zeigt, die auf der Grundlage real gemessener Tagestemperaturen erhalten werden (vgl. Abschnitt 4.5.1 sowie Anlagen 6 und 7).

4.5.4. Quantifizierung von Infiltration und Oberflächenabfluss

4.5.4.1. Methodik der Oberflächenabflussmodellierung in BOWAHALD

Die Modellierung der Oberflächenabflussbildung basiert auf täglichen Niederschlagsdaten. Werden monatliche Messdaten bzw. langjährige monatlichen Mittelwerte zur Simulation verwendet, so erfolgt eine modellinterne Synthese von Tagesniederschlägen (s. Abschnitt 4.5.1).

Das Modell BOWAHALD verwendet das Curve-Number-Verfahren (CN-Verfahren) des US Soil Conservation Service (US-SCS, 1972, 1985, 1986, HAAN, 1982), weil:

- das CN-Verfahren die wesentlichen Einflussfaktoren in Bezug auf die Oberflächenabflussbildung erfasst (s. Abschnitt 3.4.1),
- das Verfahren als sehr gut kalibriert und validiert anzusehen ist (entwickelt in jahrzehntelanger Forschungsarbeit, weltweit getestet, u.a. an ca. 1 600 Pegeln in den USA, WOOD, BLACKBURN, 1984 sowie 139 Einzugsgebieten in Australien, HOESEIN ET AL., 1989) und
- sich die Parametrisierung unkompliziert gestaltet.

Die Gleichung zur Berechnung des Oberflächenabflusses lautet (nach US SCS, 1972):

$$RO = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a) + S} \quad (21)$$

mit: RO - Oberflächenabfluss [in]
 P - Niederschlag [in]
 I_a - Anfangsverlust [in]
 S - maximales Wasserrückhaltevermögen nach Beginn der Oberflächenabflussbildung [in]
 (entspricht in etwa dem maximalen Bodenspeicher)

Der Anfangsverlust beinhaltet alle Verluste vor Beginn der Oberflächenabflussbildung (Mulden-speicherung, Interzeption, Verdunstung und Infiltration). Niederschläge kleiner dem Anfangsverlust bilden folglich keinen Oberflächenabfluss, sondern infiltrieren vollständig. Je nach konkreten Infiltrationsbedingungen und der hydrologischen Vorgeschichte kann der Anfangsverlust sehr unterschiedlich ausfallen. Im Ergebnis der mit der Entwicklung des Verfahrens durchgeführten Untersuchungen in landwirtschaftlich genutzten kleinen Einzugsgebieten ist folgende empirische Beziehung zwischen dem Anfangsverlust I_a und dem maximalen Wasserrückhalt nach Beginn der Oberflächenabflussbildung S abgeleitet worden:

$$I_a = 0,2 S \quad (22)$$

(alle Größen \rightarrow s. Gleichung 21)

Bei Verknüpfung der Gleichungen 21 und 22 erhält man folglich:

$$RO = \frac{(P - 0,2 S)^2}{P + 0,8 S} \quad (23)$$

(alle Größen \rightarrow s. Gleichung 21)

Das Wasserrückhaltevermögen nach Beginn der Oberflächenabflussbildung S ist von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig, vor allem von den Boden- und Bewuchsbedingungen, wobei diese summarisch in einem sog. CN-Faktor (Curve Number) münden, der theoretisch von 0 bis 100 % variieren kann (CN = 0 % \rightarrow vollständige Infiltration, CN = 100 % \rightarrow vollständige Oberflächenabflussbildung), praktisch jedoch zwischen 30 und 100 % liegt. Zwischen S und CN besteht folgender Zusammenhang:

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (24)$$

mit: CN - CN-Faktor [%]
(alle Größen \rightarrow s. Gleichung 21)

Bei Verwendung des CN-Faktors und unter Berücksichtigung metrischer Maßeinheiten verändert sich Gleichung 23 folgendermaßen:

$$RO = \frac{[P/25,4] - (I_a \cdot 10/CN) + (I_a/10)]^2}{(P/25,4) + [(1000 - I_a \cdot 10)/CN] - [10 - (I_a/10)]} \cdot 25,4 \quad (25)$$

(alle Größen \rightarrow s. Gleichungen 21 und 24)

mit:

$$I_a = 0,2 \left(\frac{25\,400}{CN} - 254 \right) \quad (26)$$

(alle Größen \rightarrow s. Gleichungen 21 und 24)

(Die Ziffern 25 400 und 254 ergeben sich aus der Umrechnung von Zoll in mm.)

In der Abbildung 34 ist die Gleichung 25 graphisch umgesetzt. Man erkennt deutlich, dass der Zusammenhang zwischen Niederschlag, CN-Faktor und Oberflächenabfluss mit Ausnahme der beiden Grenzzustände $CN = 0\%$ und $CN = 100\%$ nicht linear ist. Damit wird das Verfahren im Unterschied zum einfachen Abflussbeiwertverfahren (ATV, 2000) dem Umstand besser gerecht, dass die Oberflächenabflussbildung mit zunehmendem Niederschlag überproportional steigt.

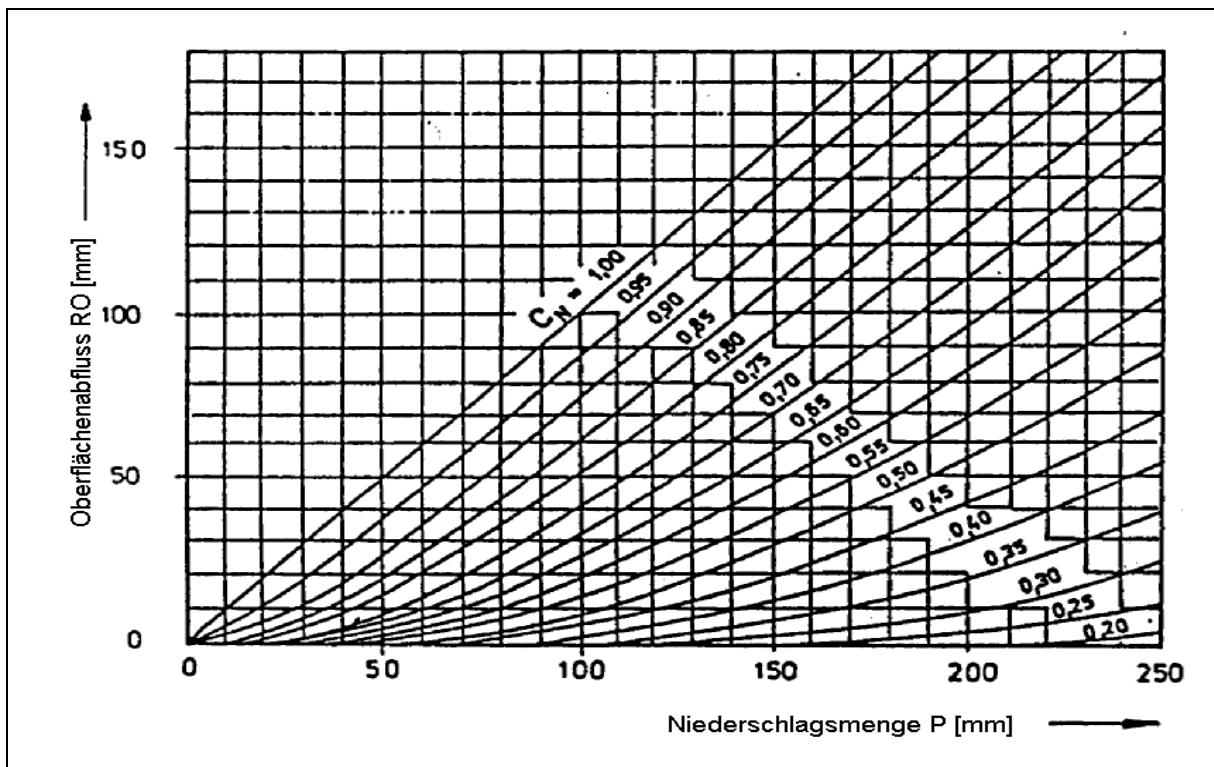


Abb. 34: Abhängigkeit der Oberflächenabflussmenge von Niederschlag und CN-Faktor (nach US-SCS, 1972)

Die CN-Werte sind empirisch ermittelt worden und liegen für verschiedene Bodentypen und Nutzungen tabellarisch vor (s. Tabelle 19). Diese Werte können nun auf die BOWAHALD-spezifischen Nutzungen übertragen werden (vgl. Anlage 9).

Die in der Tabelle 19 angegebenen CN-Faktoren gelten für mittlere Bodenfeuchteverhältnisse. Auf die Modifikation der CN-Faktoren in Abhängigkeit von den Bodenfeuchteverhältnissen wird im Abschnitt 4.5.4.2 eingegangen.

Tabelle 19: CN-Faktoren in Abhängigkeit von Bodentyp und Bodennutzung für ausgewählte Nutzungen (nach Us SCS, 1986)

Bodennutzung	CN-Faktor [%]			
	BT = 1	BT = 2	BT = 3	BT = 4
Bodentyp BT (Erklärung → s.u.)				
Ödland (ohne nennenswerten Bewuchs), Baugelände	77	86	91	94
Landwirtschaftlich genutzte Flächen:				
Hackfrüchte, Wein (nicht terrassiert)	70	80	87	90
Wein (Terrassen)	64	73	79	82
Getreide, Futterpflanzen	64	76	84	88
Weide (normal)	49	69	79	84
Weide (karg)	68	79	86	89
Dauerwiese	30	58	71	78
Wälder:				
stark aufgelockert oder geschädigt	45	66	77	83
mitteldicht	36	60	73	79
dicht	25	55	70	77
Dachflächen	98	98	98	98
Straßen/Fußwege:				
Beton, Asphalt, fugendichtes Pflaster	98	98	98	98
Reihenpflaster ohne Fugenverguss	83	89	92	93
Schotterstraßen, Kieswege	76	85	89	91
unbefestigte Straßen/Wege	72	82	87	89
Parkanlagen, Rasenflächen, Friedhöfe:				
spärliche Bewuchs (Grasbedeckung < 50 %)	68	79	86	89
durchschnittlicher Bewuchs (Gras: 50 - 75 %)	49	69	79	84
üppiger Bewuchs (Grasbedeckung > 75 %)	39	61	74	80
Wohn-, Industrie- und Gewerbegebiete:				
Versiegelungsgrad: 85 %	89	92	94	95
Versiegelungsgrad: 72 %	81	88	91	93
Versiegelungsgrad: 55 %	77	85	90	92
Versiegelungsgrad: 38 %	61	75	83	87
Versiegelungsgrad: 30 %	57	72	81	86
Versiegelungsgrad: 25 %	54	70	80	85
Versiegelungsgrad: 20 %	51	68	79	84
Versiegelungsgrad: 12 %	46	65	77	82

BT = 1: für Böden mit großem Versickerungsvermögen auch nach starker Vorfeuchtung, z.B. tiefgründige Sand- und Kiesböden

BT = 2 für Böden mit mittlerem Versickerungsvermögen, tief bis mäßig tiefgründige Böden mit mäßig feiner bis mäßig grober Textur, z.B. Sandböden, Löß, schwach lehmiger Sand

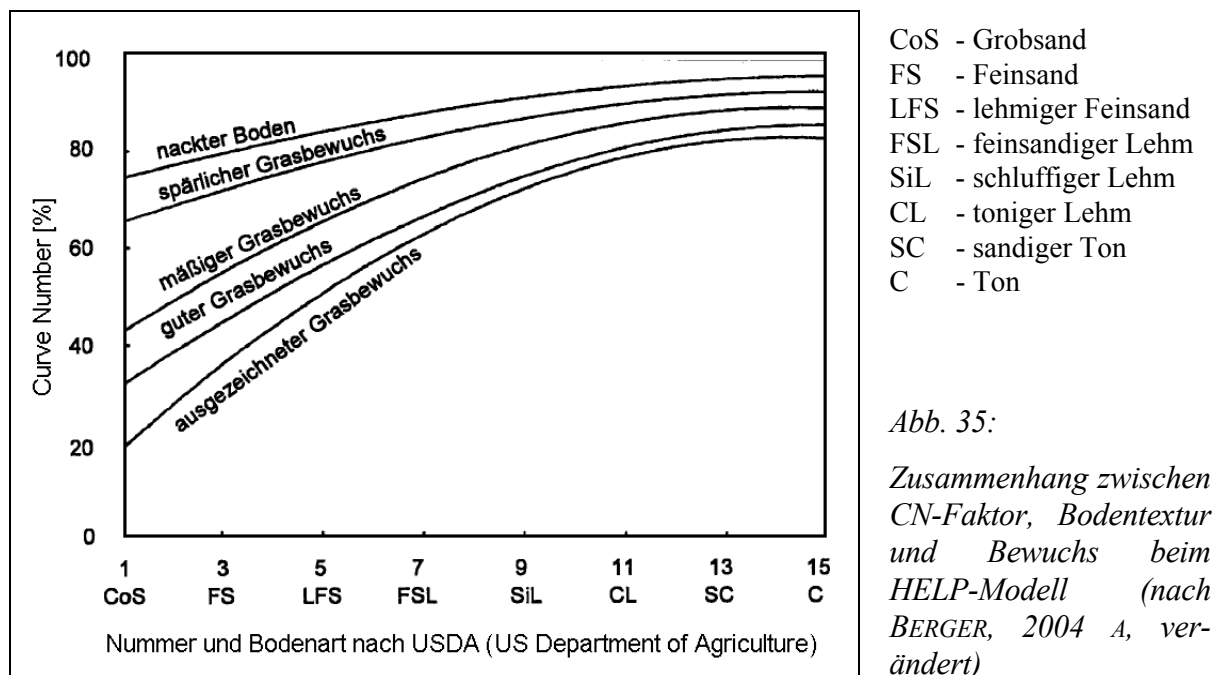
BT = 3 für Böden mit geringem Versickerungsvermögen, Böden mit feiner bis mäßig feiner Textur oder mit wasserstauender Schicht, z.B. flachgründige Sandböden, sandiger Lehm

BT = 4 für Böden mit sehr geringem Versickerungsvermögen, Tonböden, sehr flache Böden über nahezu undurchlässigem Material, Böden mit dauernd sehr hohem Grundwasserspiegel

Für eine Oberflächenabflussmodellierung ist die Verwendung von Bodentypen nicht optimal, weil es an der Grenze von einem Bodentyp zum nächsten zu Sprüngen (Diskontinuitäten) bei der Berechnung kommt. Günstiger ist die Verwendung einer bodentypabhängigen k_f -CN-Beziehung, die eine kontinuierliche Berechnung gestattet.

Die Methodik einer kontinuierlichen CN-Berechnung auf Grundlage der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (k_f -Wert) der Bodenoberfläche ist u.a. im HELP-Modell (SCHROEDER ET AL., 1994, BERGER, 1998, vgl. Abschnitt 7.2.3) umgesetzt. Diese Methodik ist für das Modell BOWAHALD übernommen und für BOWAHALD-spezifische Nutzungs-/Bewuchsarten modifiziert worden.

Im HELP-Modell können die CN-Faktoren zunächst für 5 deponiespezifische Vegetationen und insgesamt 15 Bodentexturklassen ermittelt werden (s. Abbildung 35).



Die in der Abbildung 35 enthaltenen CN-Kurven gelten hierbei ebenfalls für mittlere Bodenfeuchteverhältnisse. Die Bodentexturklassen lassen sich hinsichtlich der Infiltrationseigenschaften (k_f -Werte) genauer beschreiben (s. Tabelle 20, nach SCHROEDER ET AL., 1994).

Tabelle 20: Mittlere Filtrationskoeffizienten (k_f -Werte) für verschiedene Bodentexturklassen

Bodentexturklasse	Abkürzung nach USDA	Charakteristik	k_f -Wert [m/s]
1	CoS	Grobsand	$1,0 \cdot 10^{-4}$
2	S	Mittelsand	$5,8 \cdot 10^{-5}$
3	FS	Feinsand	$3,1 \cdot 10^{-5}$
4	LS	lehmiger Sand	$1,7 \cdot 10^{-5}$
5	LFS	lehmiger Feinsand	$1,0 \cdot 10^{-5}$
6	SL	sandiger Lehm	$7,2 \cdot 10^{-6}$
7	FSL	feinsandiger Lehm	$5,2 \cdot 10^{-6}$
8	L	Lehm	$3,7 \cdot 10^{-6}$
9	SiL	schluffiger Lehm	$1,9 \cdot 10^{-6}$
10	SCL	sandig-toniger Lehm	$1,2 \cdot 10^{-6}$
11	CL	toniger Lehm	$6,4 \cdot 10^{-7}$
12	SiCL	schluffig-toniger Lehm	$4,2 \cdot 10^{-7}$
13	SC	sandiger Ton	$3,3 \cdot 10^{-7}$
14	SiC	schluffiger Ton	$2,5 \cdot 10^{-7}$
15	C	Ton	$2,5 \cdot 10^{-7}$

Mit den BOWAHALD-spezifischen Nutzung-/Bewuchsarten direkt vergleichbar sind die Nutzungen nackter Boden und ausgezeichneter (üppiger) Grasbewuchs (vgl. Kurven in der Abbildung 35), welche die BOWAHALD-Nutzungsarten unbewachsen und Dauergrünland repräsentieren. Vergleicht man die CN-Faktoren aus Abbildung 35 mit den CN-Faktoren aus der Tabelle 19 für diese beiden Nutzungsarten, so kann man den 4 Bodentypen recht übereinstimmend die folgenden k_f -Werte zuordnen:

- Bodentyp 1: $k_f > 6 \cdot 10^{-5}$ m/s
- Bodentyp 2: $6 \cdot 10^{-5}$ m/s $\leq k_f < 8 \cdot 10^{-6}$ m/s
- Bodentyp 3: $8 \cdot 10^{-6}$ m/s $\leq k_f < 9 \cdot 10^{-7}$ m/s
- Bodentyp 4: $k_f < 9 \cdot 10^{-7}$ m/s

Auf dieser Grundlage lassen sich prinzipiell auch für alle anderen BOWAHALD-Nutzungsarten k_f -CN-Beziehungen ableiten. Für eine Auswahl von BOWAHALD-relevanten Nutzungen sind diese Beziehungen in der Abbildung 36 dargestellt. Die CN-Kurven sind im Ergebnis von Regressionsuntersuchungen (Programm Regres 3.3, SCHUMACHER, 1995) durch Funktionsgleichungen approximiert worden. Die beste Anpassung ergab sich bei allen Bewuchsarten für eine Linearkombination mit 3 Summanden (alle Gleichungen im Überblick s. Anlage 10):

$$CN = C_0 + C_1 \cdot k_{f,o} + C_2 \cdot \ln(k_{f,o}) \quad (27)$$

mit: CN - CN-Faktor [%]
 $k_{f,o}$ - k_f -Wert an der Oberfläche [m/s]
 $C_0 \dots C_3$ - Beiwerte (s. Anlage 10)

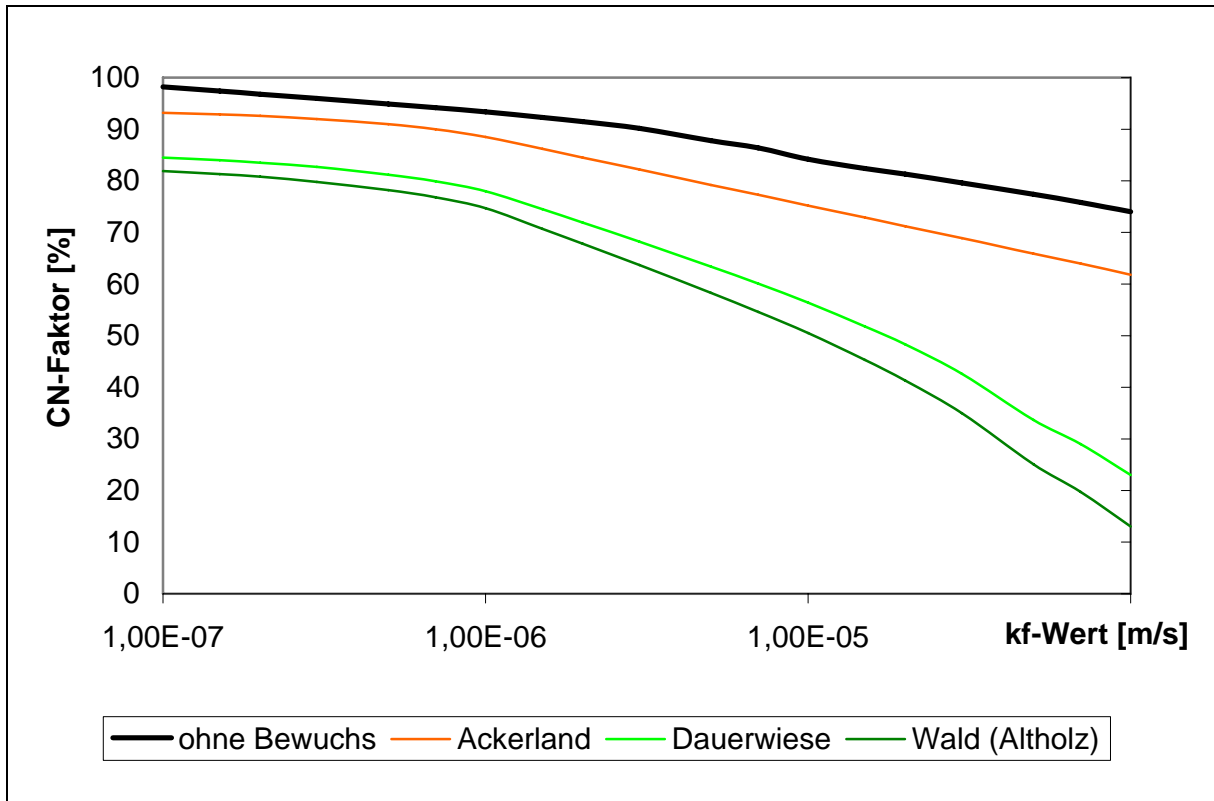


Abb. 36: Im Modell BOWAHALD verwendete k_f -CN-Beziehungen für ausgewählte Nutzungen

Mittels Gleichung 27 ist die k_f -wertabhängige Berechnung der CN-Faktoren für bewachsene und nicht bewachsene Flächen möglich. Im Falle bewachsener Flächen beziehen sich die CN-Faktoren zunächst auf einen Vegetationsbedeckungsgrad von 100 % (vollständige Bedeckung). Für nicht vollständige Vegetationsbedeckung erfolgt eine Wichtung entsprechend dem Bedeckungsgrad:

$$CN = a \cdot CN_{BEW.} + (1 - a) \cdot CN_{UNBEW.} \quad (28)$$

mit: CN - bedeckungsgradgewichteter CN-Faktor [%]
 $CN_{BEW.}$ - CN-Faktor für den bewachsenen Teil [%]
 $CN_{UNBEW.}$ - CN-Faktor für den unbewachsenen Teil [%]
 a - Vegetationsbedeckungsgrad []

Der CN-Faktor und folglich die Menge an Oberflächenabfluss sind maßgeblich vom k_f -Wert der Oberfläche abhängig (vgl. Gleichung 27). Der k_f -Wert der Oberfläche sollte folglich möglichst genau ermittelt werden. Zu priorisieren sind Infiltrometerversuche, da hiermit der tatsächlich in-situ vorhandene k_f -Wert einschließlich sekundärer Strömungswege (infolge Bioaktivität: Wurzelkanäle, Regenwurmlöcher ...) ermittelbar ist. Liegen lediglich k_f -Werte vor, die laborativ ermittelt wurden (aus Durchströmungsversuchen bzw. aus Kornverteilungskurven), so sind diese oftmals im Vergleich zu den tatsächlichen Werten zu klein, insbesondere für bewachsene Flächen.

Im Modell BOWAHALD erfolgt für den Fall, dass der k_f -Wert der Oberfläche laborativ ermittelt wurde, eine Korrektur (Erhöhung) des k_f -Wertes in Abhängigkeit vom Vegetationsbedeckungsgrad a . Die Korrektur wird in Anlehnung an das Modell HELP (SCHROEDER ET AL., 1994) ausgehend vom laborativ ermittelten k_f -Wert realisiert. Im HELP-Modell erfolgt die Korrektur in Abhängigkeit vom Blattflächenindex BFI. Da die Größe Blattflächenindex zur Ermittlung des Oberflächenabflusses im Modell BOWAHALD keine Verwendung findet (s. Gleichung 28), muss der Blattflächenindex aus dem Vegetationsbedeckungsgrad a berechnet werden (nach WITTICH, 1994):

$$k_{f, \text{korr}} = k_{f, \text{lab}} (1 + 0,5966 \text{ BFI} + 0,132659 \text{ BFI}^2 + 0,1123454 \text{ BFI}^3 - 0,04777627 \text{ BFI}^4 + 0,004325035 \text{ BFI}^5) \quad (29)$$

$$\text{mit } \text{BFI} = -2,5 \cdot \ln(1 - a) \quad (30)$$

mit: $k_{f, \text{korr}}$ - korrigierter k_f -Wert der bewachsenen Bodenoberfläche [m/s]
 $k_{f, \text{lab}}$ - laborativ ermittelter k_f -Wert der Bodenoberfläche [m/s]
 BFI - Blattflächenindex [] (Blattfläche [m²] je m² Bodenoberfläche, $\text{BFI}_{\text{max}} = 8$)
 a - Vegetationsbedeckungsgrad []

4.5.4.2. Einfluss der Bodenfeuchte auf die Oberflächenabflussbildung

Die Bodenfeuchte hat einen spürbaren Einfluss auf das Infiltrationsvermögen der Oberfläche und folglich auf die Oberflächenabflussbildung. Eine hohe Bodenfeuchte bewirkt einen erhöhten Oberflächenabfluss bei ansonsten gleichen Randbedingungen. Der Bodenfeuchteeinfluss sollte folglich bei der Modellierung berücksichtigt werden.

In BOWAHALD wird die Feuchteabhängigkeit in Anlehnung an das US-SCS-Verfahren (US-SCS, 1972, HAAN, 1982) durch 3 Feuchtestufen realisiert:

- mittlere Bodenfeuchteverhältnisse,
- geringe Bodenfeuchteverhältnisse und
- hohe Bodenfeuchteverhältnisse.

Die nach Gleichung 27 berechneten CN-Faktoren beziehen sich auf mittlere Bodenfeuchteverhältnisse. Die verschiedenen Bodenfeuchteverhältnisse werden durch eine Korrektur des CN-Faktors (bei hoher Vorfeuchte nach oben und bei geringer Vorfeuchte nach unten) berücksichtigt. Betrachtet wird ausschließlich der zu Beginn des Zeitschritts modellierte Feuchtegehalt der obersten Bodenschicht. Liegt dieser bei Feldkapazität, so wird von einer mittleren Bodenfeuchte ausgegangen und es erfolgt keine Korrektur des CN-Faktors.

Einer Bodenfeuchte unterhalb der Feldkapazität bedeutet eine geringe Bodenfeuchte. Das Infiltrationsvermögen der Oberfläche ist im Vergleich zu mittleren Feuchteverhältnissen höher, die Oberflächenabflussbildung geringer. Die Feuchtekorrektur des CN-Faktors sieht folgendermaßen aus:

$$CN_{BOFI} = CN_{TROCKEN} + (CN - CN_{TROCKEN}) \cdot \frac{\Theta_O - 0,5 (\Theta_{WP} + (\Theta_{FC} - \Theta_{WP}))}{\Theta_{FC} - 0,5 (\Theta_{WP} + (\Theta_{FC} - \Theta_{WP}))} \quad (31)$$

- mit: CN_{BOFI} - bodenfeuchtekorrigierter CN-Faktor [%]
 $CN_{TROCKEN}$ - CN-Faktor für geringe Bodenfeuchte [%] nach Gleichung 32
 CN - CN-Faktor für mittlere Bodenfeuchte [%] nach Gleichung 27
 Θ_O - Bodenfeuchte der 1. Schicht zu Beginn des Zeitschritts [Vol.-%]
 Θ_{WP} - permanenter Welkepunkt der 1. Schicht [Vol.-%]
 Θ_{FC} - Bereich der Feldkapazität der 1. Schicht [Vol.-%]

Der untere Grenzwert des CN-Faktors für geringe Bodenfeuchte ($CN_{TROCKEN}$) wird hierbei nach MANIAK (1992) berechnet:

$$CN_{TROCKEN} = \frac{0,4036 CN}{1 - 0,0059 CN} \quad (32)$$

- mit: $CN_{TROCKEN}$ - CN-Faktor für geringe Bodenfeuchte
 CN - CN-Faktor für mittlere Bodenfeuchte entsprechend Gleichung 27

Analog dazu erfolgt die CN-Korrektur für den Fall hoher Bodenfeuchte. Kriterium hierfür ist ebenfalls der modellierte Feuchtegehalt der obersten Bodenschicht. Liegt die Bodenfeuchte über dem Wert der Feldkapazität (infolge Stauwasser), so wird von hoher Bodenfeuchte ausgegangen. Die Modifikation des CN-Faktors erfolgt entsprechend Gleichung 33:

$$CN_{BOF2} = CN_{FEUCHT} - (CN - CN_{FEUCHT}) \cdot \frac{\theta_O - 0,5 (\theta_{FC} + (\theta_S - \theta_{FC}))}{\theta_{FC} + 0,5 (\theta_S - \theta_{FC}) - \theta_{FC}} \quad (33)$$

mit: CN_{BOF2} - bodenfeuchtekorrigierter CN-Faktor [%]
 CN_{FEUCHT} - CN-Faktor für hohe Bodenfeuchte [%] nach Gleichung 34
 (alle Größen \rightarrow s. Gleichung 31)

Der obere Grenzwert des CN-Faktors für hohe Bodenfeuchte wird hierbei ebenfalls nach MANIAK (1992) berechnet:

$$CN_{FEUCHT} = \frac{2,334 CN}{1 + 0,01334 CN} \quad (34)$$

mit: CN_{FEUCHT} - CN-Faktor für hohe Bodenfeuchte
 CN - CN-Faktor für mittlere Bodenfeuchte entsprechend Gleichung 27

4.5.4.3. Berücksichtigung des Hanglängen- und Hangneigungseinflusses

Weitere Modifikationen innerhalb des Teilmodells zur Quantifizierung des Oberflächenabflusses beziehen sich auf die Einflussfaktoren Hanglänge und Hangneigung. Grundlage sind Untersuchungen, die sich mathematisch umgesetzt u.a. in den Modellen KINEROS (WOOLHISER ET AL, 1990) und HELP (SCHROEDER ET AL, 1994) wiederfinden. Zur Quantifizierung des Hanglängen- und Hangneigungseinflusses sind Hunderte von Abflussuntersuchungen durchgeführt worden. Variiert wurden:

- die Bodenart,
- die Vegetationsüppigkeit,
- die Hanglänge,
- die Hangneigung,
- die Niederschlagsmenge, -dauer und zeitliche Verteilung

Basierend auf diesen Untersuchungen sind Beziehungen zwischen den o.g. Parametern und dem CN-Faktor hergestellt und Ergebnisse mit den Resultaten für geringe Hangneigung (s. Gleichungen in den Abschnitten 4.5.4.1 und 4.5.4.2) verglichen worden. Hierbei erwies sich die folgende Gleichung als Lösung mit der besten Anpassung (nach SCHROEDER ET AL, 1994):

$$CN_H = 100 - (100 - CN) \cdot [(L_{HANG} / 152,4)^2 / (HN / 0,04)]^{CN^{-0,81}} \quad (35)$$

mit: CN_H - hanglängen- und hangneigungskorrigierter CN-Faktor [%]
 CN - CN-Faktor nach Gleichung 27, 31 bzw. 33
 L_{HANG} - Hanglänge [m]
 HN - Hangneigung [°]

In der Abbildung 37 ist der Hangneigungseinfluss für verschiedene vorgegebene Hanglängen (10 m, 50 m, 100 m und 200 m) beispielhaft für den CN-Faktor $CN = 88\%$ (einem k_f -Wert von $5,2 \cdot 10^{-6}$ m/s bei unbewachsener Oberfläche entsprechend) dargestellt.

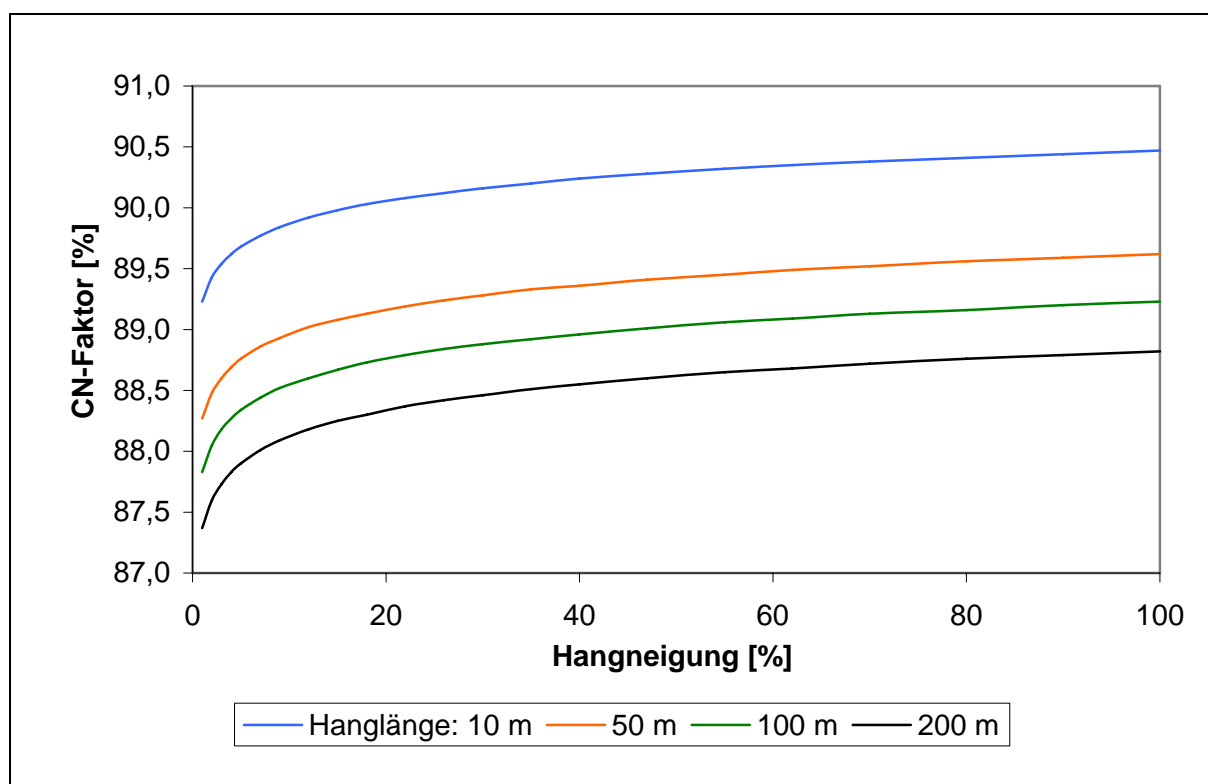


Abb. 37: Änderungen des CN-Faktors im Modell BOWAHALD in Abhängigkeit von Hanglänge und Hangneigung

4.5.4.4. Zwischenspeicherung von Oberflächenabfluss in Mulden

Unebenheiten der Landoberfläche bieten die Möglichkeit der zeitweiligen Speicherung von Niederschlagswasser. Das Niederschlagswasser wird in den Mulden zwischengespeichert, um entweder zu infiltrieren, oberflächlich abzufließen oder zu verdunsten. Alle 3 Prozesse bewirken eine zeitliche Verzögerung in Bezug auf die Transformation des Niederschlages.

Damit es zu einer Auffüllung des Muldenspeichers kommen kann, muss die Infiltrationsfähigkeit der Bodenoberfläche (Maß: k_f -Wert) während des Regen- u./o. Schneeschmelzeignisses überschritten werden. Die Muldenspeichermenge ist im wesentlichen von 4 Haupteinflussgrößen abhängig:

- von der Niederschlagsintensität,
- von den Infiltrationseigenschaften der Deponie-/Haldenoberfläche,
- von der Vegetation und
- von der Hangneigung.

Die Vegetation beeinflusst maßgebend den Maximalwert des Muldenspeichers. Das im Modell BOWAHALD verwendete Muldenspeicherteilmodell geht auf Untersuchungen verschiedener Autoren auf Versuchspartzen und in kleinen Einzugsgebieten zurück, die in MANIAK (1982) und MANIAK (1992) veröffentlicht sind (s. Tabelle 21). Der maximale Muldenspeicher ist für die Versuchspartzen auf direktem Wege mittels Regensimulatoren ermittelt worden. In natürlichen kleinen Einzugsgebieten konnte der maximale Muldenspeicher nur auf indirektem Wege durch den Vergleich der Summenkurven des Oberflächenabflusses und der Infiltration ermittelt werden.

Auf der Grundlage der in Tabelle 21 aufgelisteten maximalen Muldenspeichermengen sind diese durch Analogieschlüsse auf die im Modell BOWAHALD erfassbaren Vegetationsarten übertragen worden (vgl. Tabelle 22). Dabei wurde versucht, die Vegetationsüppigkeit zu berücksichtigen.

Tabelle 21: Maximaler Muldenspeicher für Hangneigungen kleiner 1 % im Ergebnis von Untersuchungen für kleine Einzugsgebiete und Versuchspartzen nach verschiedenen Autoren (aus MANIAK, 1992)

Boden und Bodenvegetation	Maximaler Muldenspeicher [mm]
Brache	1,4 - 1,5
schwere Böden mit keiner oder spärlicher Vegetation (Ödland)	0,6 - 1,0
schwere Böden mit dichter (üppiger) Vegetation	2,5 - 4,0
lehmiger Sand mit 45 % Grasbedeckung	4,5
lehmiger Sand mit 25 % Grasbedeckung	3,3
Alfalfa	2,5 - 7,6
Weide (Dauergrasland)	1,0 - 6,6
Wald	3,0 - 8,0
Asphalt mit Splitt, Pflaster mit Fugenverguss	0,7 - 0,9

Tabelle 22: Maximale Muldenspeichermengen für die BOWAHALD-relevanten Nutzungen für Hangneigungen kleiner 1 %

Nutzungsart	Vegetationsüppigkeit	Max. Muldenspeicher [mm]
Ackerbauliche Nutzung (NZ = 10 - 14)	spärlich	2,0 ¹⁾
	normal	3,0 ¹⁾
	üppig	4,0 ¹⁾
Wald (NZ = 20 - 23) Sträucher (NZ = 24)	spärlich	3,0 ¹⁾
	normal	5,5 ¹⁾
	üppig	8,0 ¹⁾
Grünland: Wiese, Weide (NZ = 30 - 32)	spärlich	1,0 ¹⁾
	normal	3,8 ¹⁾
	üppig	6,6 ¹⁾
Unbewachsene Flächen (NZ = 40)	-	0,8
Bebaute Flächen (NZ = 50)	-	0,0 ²⁾
Gewässer (NZ = 60)	-	-

¹⁾ Die angegebenen Werte gelten für einen Vegetationsbedeckungsgrad von 100 %. Für den Fall geringerer Bedeckungsgrade erfolgt eine bedeckungsgradgewichtete Ermittlung des maximalen Muldenspeichers in Analogie zur Gleichung 28.

²⁾ Der Wert gilt für einen Versiegelungsgrad von 100 %. Zwischenspeicherungsfähiges Wasser (z.B. zur Oberflächenbenetzung) wird im Interzeptionsteilmodell berücksichtigt (vgl. Abschnitt 4.5.2.2)

Der Prozess der Muldenspeicherung wirkt vor allem bei geringen Hangneigungen. Nach MANIAK (1992) geht die Muldenspeicherung auf die Hälfte der in der Tabelle 21 angegebenen Maximalwerte zurück, wenn das Geländegefälle ca. 5 % übersteigt. Folglich kann davon ausgegangen werden, dass bei Neigungen über 10 ... 15 % die Muldenspeicherung keine nennenswerte Rolle mehr spielt. Im Modell BOWAHALD wird von einer nichtlinearen Abnahme des Muldenspeichers im Hangneigungsbereich von 0 bis 15 % ausgegangen:

$$SM_{max}(HN) = SM_{max}(1 - 0,1195 HN + 0,0035 HN^2) \quad (36)$$

mit: $SM_{max}(HN)$ - hangneigungskorrigierter Wert der max. Muldenspeicherung [mm]
 HN - Hangneigung [%]
 SM_{max} - maximaler Muldenspeicher [mm] (s. Tabelle 22)

Der Wert der realen Muldenspeicherung ist nach oben durch den Wert der hangneigungsabhängigen maximalen Muldenspeicherung begrenzt, der nur bei großen Niederschlagswerten und geringem Infiltrationsvermögen der Bodenoberfläche erreicht wird. Im allgemeinen ist er kleiner. MANIAK (1992) schlägt für die quantitative Erfassung der Muldenspeicherung folgende Gleichung vor:

$$SM = SM_{MAX}(HN) \cdot [1 - \exp(-c \cdot RO)] \quad (37)$$

mit: SM - aktueller (realer) Wert des Muldenspeichers [mm]
 $SM_{MAX}(HN)$ - hangneigungskorrigierte maximale Muldenspeicherung [mm] (s. Gleichung 36)
 RO - Oberflächenabfluss (Infiltrationsüberschuss) [mm]
 c - Konstante (c = 1 in 0. Näherung, ohne eigene Messungen)

Im Falle des Auffüllens des real vorhandenen Muldenspeichers (SM) infolge eines Niederschlags- u./o. Schneeschmelzereignisses wird der Oberflächenabfluss um den Teil des aufgefüllten Muldenspeichers verringert. Die im Muldenspeicher zwischengespeicherten Wassermengen können zum einen potenziell verdunsten (vgl. Abschnitt 4.5.8.2) oder aber zeitverzögert infiltrieren und versickern und somit ggf. zu einer Erhöhung der Sicker- und Stauwasserwasser- sowie hypodermischen Abflussmengen (s. Abschnitte 4.5.5 bis 4.5.7) führen.

4.5.5. Quantifizierung der Versickerung im Modell BOWAHALD

Der Versickerungsvorgang wird im Modell BOWAHALD in einer einfachen Form, ausgehend vom DARCY-Gesetz (s. Abschnitt 3.4.2) in Kombination mit der Kontinuitätsgleichung nachgebildet. Ein wesentlicher Vorteil des DARCY-Gesetzes im Vergleich zum RICHARDS-Ansatz (vgl. ebenfalls Abschnitt 3.4.2) besteht in der Möglichkeit einer direkten analytischen Lösbarkeit sowie in einer unkomplizierten Parametrisierung. Nachteilig ist zweifellos, dass ausschließlich das Gravitationspotenzial erfassbar ist.

Im Modell BOWAHALD wird der Versickerungsprozess als eine Form des Wassertransports betrachtet, der durch das Gravitationswasser repräsentiert wird, welches auf Grund der geringen Saugspannung in den Grobporen nicht lange gehalten werden kann und unter dem Einfluss der Schwerkraft in tiefer gelegene Bereiche gelangt. Unter Verwendung charakteristischer Feuchteparameter wird der Bereich des Versickerungswassers durch den Sättigungswassergehalt Θ_s als obere Grenze und den Bereich der Feldkapazität Θ_{FC} als untere Grenze festgelegt. Der Verlauf und das vertikale Fortschreiten der Bodenfeuchte werden dabei durch eine Stufenfunktion (Piston-Flow) approximiert (s. Abbildung 38).

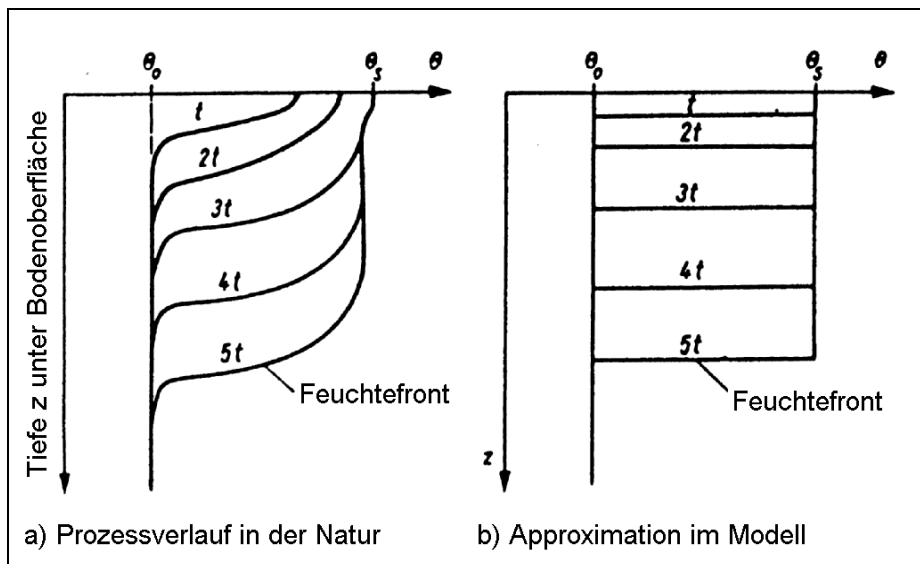


Abb. 38:

Entwicklung des Feuchteprofils in einem homogenen Boden mit der Anfangsfeuchte Θ_0 während der Versickerung (aus DYCK, PESCHKE, 1995)

In Bezug auf den Versickerungsprozess sind von hydrologischem Interesse:

- die Versickerungsmengen und
- die Versickerungsgeschwindigkeit

Zunächst soll auf die Quantifizierung der Versickerungsmengen im Modell BOWAHALD eingegangen werden.

Die an der Untergrenze einer Halden-, Deponie bzw. Bodenschicht j in die nächstfolgende Schicht versickernden Wassermengen F_j ergeben sich durch die Anwendung der Kontinuitätsgleichung (s. auch Abbildung 39):

$$F_j = F_{j-1} - (\Theta_{FC,j} - \Theta_{o,j}) \cdot d_j / 100 \text{ Vol.-%} \tag{38}$$

- mit: F_j - Sickerwassermenge an der Untergrenze der Schicht j [mm]
- F_{j-1} - Sickerwassermenge aus der darüber liegenden Schicht j - 1 [mm]
- $\Theta_{FC,j}$ - Feldkapazität der Schicht j [Vol.-%]
- $\Theta_{o,j}$ - Anfangswassergehalt der Schicht j vor Wirkung der Versickerung [Vol.-%]
- d_j - Mächtigkeit der Schicht j [mm]

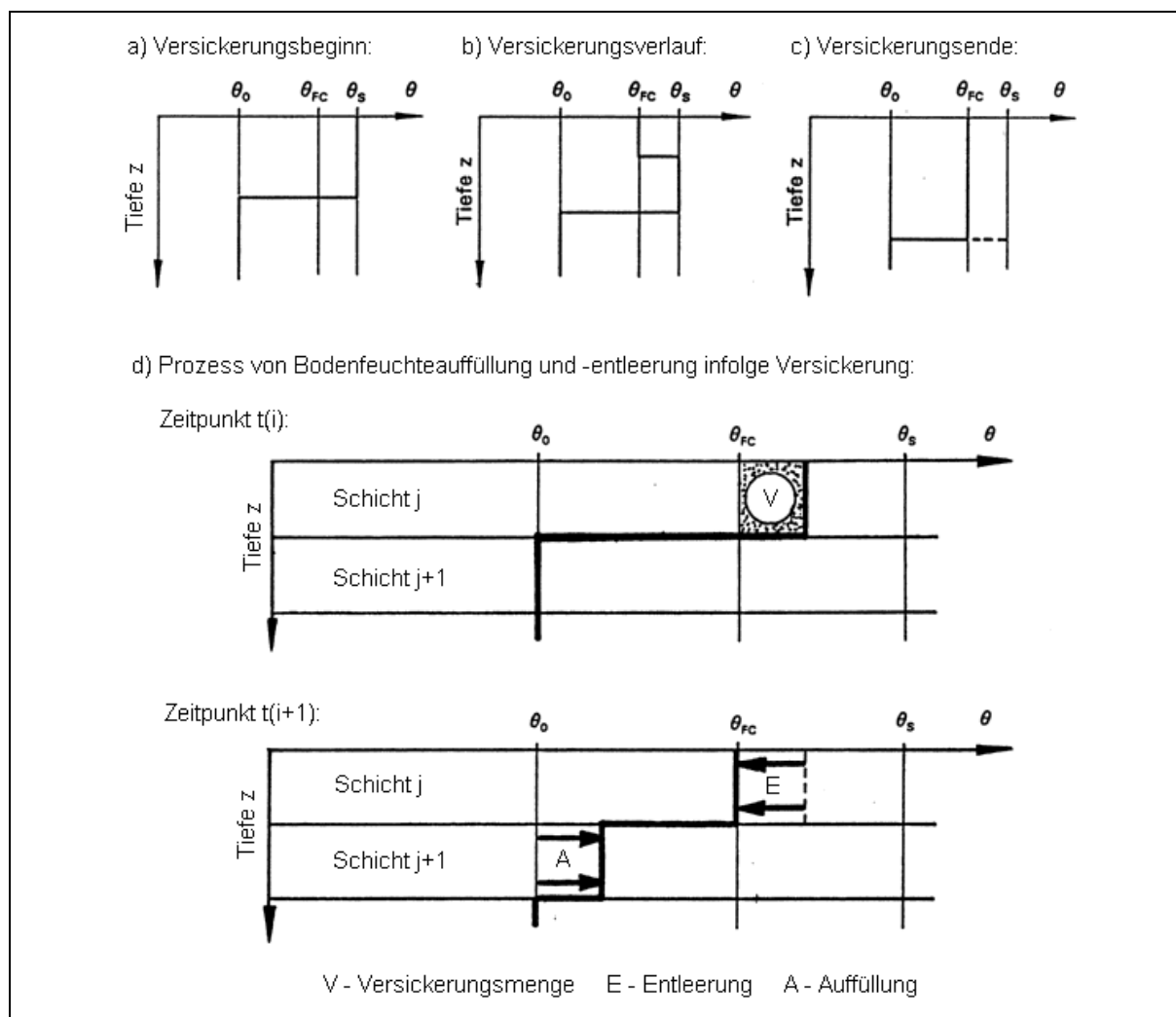


Abb. 39: Illustration zum Ablauf des Versickerungsvorganges im Modell BOWAHALD

Im Falle der Schicht 1 (Oberfläche) entspricht F_{j-1} der realen Infiltrationsmenge:

$$F = P - \Delta SM - \Delta SS - EI - RO \quad (39)$$

mit: F - reale Infiltrationsmenge an der Oberfläche [mm]
 ΔSM - Änderung der Muldenspeichermengen [mm]
 ΔSS - Änderung der in der Schneedecke gespeicherten Wassermengen [mm]
 EI - Interzeptionsverdunstung [mm]
 RO - Oberflächenabfluss [mm]

Die Sickerwassermengen von einer Halden-, Deponie- bzw. Bodenschicht in die nächstfolgende bleiben von der Größe her gleich, wenn die betrachtete Schicht eine Bodenfeuchte im Bereich der Feldkapazität aufweist. Für den Fall, dass das Versickerungsereignis die Untergrenze einer Bodenschicht verlässt, wird die Bodenfeuchte dieser Schicht dem Wert der Feldkapazität gleichgesetzt. Reichen die Versickerungsmengen für eine Durchsickerung einer Schicht nicht aus, so ergibt sich die Bodenfeuchte Θ_j zu:

$$\Theta_j = \Theta_{o,j} + F_{j-1} \cdot 100 \text{ Vol.-%} / d_j \quad (40)$$

mit: Θ_j - Bodenfeuchte der Schicht j infolge Versickerung [mm]
 (alle anderen Größen s. Gleichung 38)

Die Versickerungsmengen, die aus der untersten Halden-, Deponie- bzw. Bodenschicht ($j = n$) austreten, sind identisch mit dem Sickerwasserausfluss aus der untersten Schicht RU. Entspricht die Basis der untersten Schicht der Grundwasseroberfläche, so ist RU gleich der Grundwasserneubildungsmenge.

Das Fortschreiten eines Versickerungsereignisses wird im Modell BOWAHALD durch eine gesättigte Pfropfenströmung nachgebildet (vgl. Abbildungen 38 und 39). Durch diese Approximation vereinfacht sich im Einflussbereich der gesättigten Versickerungsströmung die DARCY-BUCKINGHAM-Gleichung zur DARCY-Gleichung (s. Abschnitt 3.4.2, Gleichungen 5 bzw. 6), weil $k(\psi, \Theta)$ zu k_f (gesättigte hydraulische Leitfähigkeit) und v zu v_f (Filtergeschwindigkeit) wird.

Entscheidend für die Geschwindigkeit des Fortschreitens eines Versickerungspfropfens ist jedoch nicht die Filtergeschwindigkeit v_f , sondern die Abstandsgeschwindigkeit v_a :

$$v_a = v_f / n \quad (41)$$

mit: v_a - Abstandsgeschwindigkeit [m/s]
 v_f - Filtergeschwindigkeit [m/s]
 n - für die Versickerung zur Verfügung stehender Hohlraumanteil []

Somit verändert sich Gleichung 6 (in Differenzenform) zu:

$$v_a = \frac{\Delta z}{\Delta t} = \frac{k_f}{n} \left| \frac{\Delta \psi (\Theta)}{\Delta z} + 1 \right| \quad (42)$$

mit: $\Delta z / \Delta t$ - Weg-Zeit-Änderung [m/s]
 (alle anderen Größen s. Gleichungen 6 und 41)

Für die gesättigte Pfropfenströmung gilt ferner $\Delta \psi \rightarrow 0$, so dass sich die Gleichung 42 weiter vereinfacht:

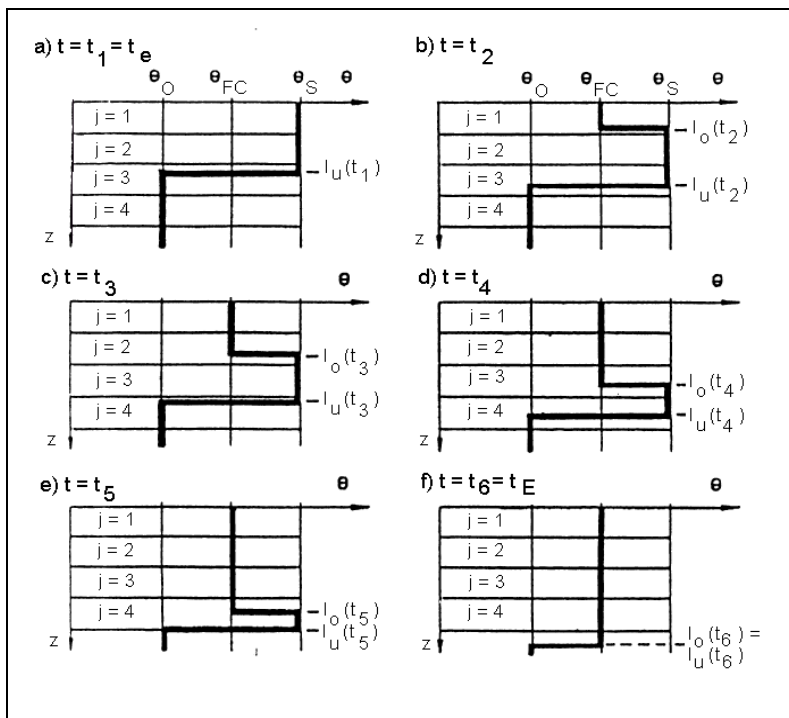
$$\Delta z = \Delta l = \frac{k_f}{n} \Delta t \quad (43)$$

mit: Δl - Änderung der Lage des Versickerungspfropfens [m]
 (alle Größen s. Gleichungen 6 sowie 41 und 42)

Bezüglich der Lageänderung eines Versickerungspfropfens muss man unterscheiden:

- die Lageänderung der Oberkante des Versickerungspfropfens und
- die Lageänderung der Unterkante des Versickerungspfropfens.

Beide Lageänderungen sind unterschiedlich groß, weil die für den Versickerungsprozess maßgebenden Hohlraumanteil verschieden groß sind. Maßgebend für das Fortschreiten der Pfropfenoberkante ist der entwässerbare Hohlraumanteil n_e , denn die Bodenfeuchte nimmt infolge Versickerung von Θ_S auf Θ_{FC} ab. Für die Pfropfenunterkante hingegen ist der auffüllbarer Hohlraumanteil n_a maßgebend, weil der Versickerungsprozess eine Zunahme der Bodenfeuchte von der Anfangsbodenfeuchte Θ_0 auf Θ_S bewirkt (s. auch Abbildung 40).



- t - Zeit
 t_e - Infiltrationsende
 t_E - Versickerungsende
 Θ - Bodenfeuchte
 Θ_{FC} - Feldkapazität
 Θ_0 - Anfangswassergehalt
 Θ_S - Sättigungswassergehalt
 l_o - Pfrופןoberkante
 l_u - Pfrופןunterkante
 j - Schicht
 z - Tiefe unter GOK

Abb. 40:

Die Verlagerung des Versickerungspfrופןs (mit verschiedenen Geschwindigkeiten von Pfrופןober- und -unterkante)

Die Gleichung 43 kann bezüglich des Fortschreitens des oberen Teils der Versickerungsfront folglich spezifiziert werden:

$$\Delta l_o = l_o(t_i) = l_o(t_{i-1}) + \frac{k_f}{n_e} \cdot \Delta t \quad (44)$$

- mit: Δl_o - Lageänderung der Oberkante des Versickerungspfrופןs [m]
 $l_o(t_i)$ - Lage der Oberkante des Versickerungspfrופןs zur Zeit t_i [m u. Gel.]
 $l_o(t_{i-1})$ - Lage der Oberkante des Versickerungspfrופןs zur Zeit t_{i-1} [m u. Gel.]
 k_f - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m/s]
 n_e - entwässerbarer Hohlraumanteil [], $n_e = (\Theta_S - \Theta_{FC}) / 100$ Vol.-% (s. Bild 40)
 Δt - Zeitänderung $\Delta t = t_i - t_{i-1}$ [s]

Analog gilt für den unteren Teil der Versickerungsfront:

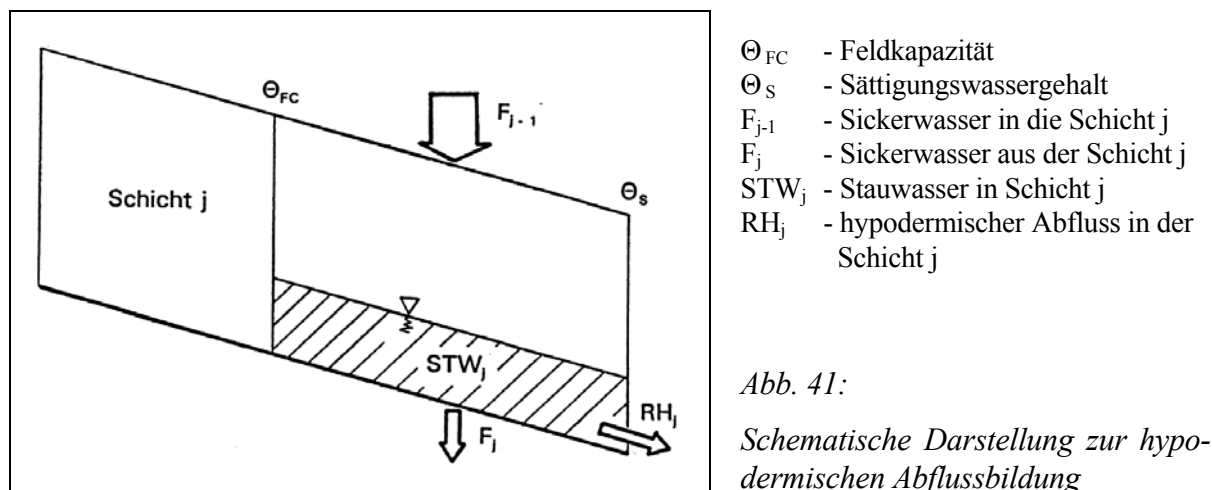
$$\Delta l_u = l_u(t_i) = l_u(t_{i-1}) + \frac{k_f}{n_a} \cdot \Delta t \quad (45)$$

- mit: Δl_u - Lageänderung der Unterkante des Versickerungspfrופןs [m]
 $l_u(t_i)$ - Lage der Unterkante des Versickerungspfrופןs zur Zeit t_i [m u. Gel.]
 $l_u(t_{i-1})$ - Lage der Unterkante des Versickerungspfrופןs zur Zeit t_{i-1} [m u. Gel.]
 n_a - auffüllbarer Hohlraumanteil [], $n_a = (\Theta_{FC} - \Theta_0) / 100$ Vol.-% (s. Bild 40)
 (alle anderen Größen s. Gleichung 44)

Der dargestellte Modellalgorithmus der Versickerung in BOWAHALD bewirkt, dass Wassergehalte oberhalb der Feldkapazität nur für kurze Zeit auftreten, da versickerndes Wasser in den Grobporen (zwischen Feldkapazität und Wassersättigung) schnell in tiefere Schichten (i.d.R. bis zur Modellbasis) gelangt. Bodenfeuchtwerte oberhalb der Feldkapazität über lange Zeiträume (Wochen, Monate) treten dadurch nur im Zusammenhang mit einer Stauwasserbildung (s. Abschnitte 4.5.6 und 4.5.7) auf.

4.5.6. Simulation von hypodermischem (halden-/deponieinternem) Abfluss

Hypodermischer Abfluss RH tritt immer dann auf, wenn Sickerwassermengen eine schwerer durchlässige Schicht erreichen, nicht in voller Höhe weitergeleitet werden können und sich folglich aufstauen (s. Abbildung 41, zur Stauwasserbildung s. auch Abschnitt 4.5.7). Diese Möglichkeit ist an der Grenze zwischen 2 Schichten gegeben, falls die untere Schicht schlechter wasserdurchlässig ist.



Die Höhe des gebildeten hypodermischen Abflusses ist abhängig:

- vom k_f -Wertunterschied
- vom k_f -Wert der Schicht, in der sich Stauwasser bildet und hypodermisch abfließt
- vom Neigungswinkel und
- von der Länge bis zur hydraulischen Entlastung (bei Drainschichten beispielsweise bis zum Drainrohr)

Analog zu anderen Teilmodellen (s. insbesondere Interzeptionsmodellierung, Abschnitt 4.5.2 und Verdunstungsmodellierung, Abschnitt 4.5.8) wird im Modell BOWAHALD in einem ersten Schritt der Wert des potenziellen (maximal möglichen) hypodermischen Abflusses berechnet. Der potenzielle hypodermische Abfluss entspricht dem hypodermischen Abfluss an einer Schichtgrenze j , wie er bei eindimensionaler Betrachtung berechnet werden würde:

$$RHP_j = [(k_{f,j} - k_{f,j+1}) \cdot \Delta t] \cdot I_j \quad (46)$$

mit: RHP_j - potenzieller hypodermischer Abfluss an der Basis der Schicht j [mm/d]
 $k_{f,j}$ - k_f -Wert der Schicht j [m/s]
 $k_{f,j+1}$ - k_f -Wert der unterhalb gelegenen nächstfolgenden Schicht [m/s]
 Δt - Zeitschritt [s]
 I_j - Gefälle der Schicht j [m/m]

Gleichung 46 gilt für sich nach unten verschlechternde Durchströmungsbedingungen: $k_{f,j} > k_{f,j-1}$. Bei gleichbleibenden oder sich verbessernden Bedingungen kann es zu keiner Bildung von hypodermischem Abfluss kommen. Beim Gefälle I_j ist zu beachten, dass zusätzlich zum Schichteinfallen das hydraulische Gefälle (Druckpotenzial) infolge Wasseraufstau Berücksichtigung findet:

$$I_j = I_{g,j} + I_{h,j} \quad (47)$$

mit: I_j - Gesamtgefälle der Schicht j [m/m]
 $I_{g,j}$ - Schichteinfallen der Schicht j (geodätisches Gefälle) [m/m]
 $I_{h,j}$ - hydraulisches Gefälle der Schicht j [m/m]

Das bedeutet, dass auch bei Nichtvorhandensein eines Schichtgefälles bei Wasseraufstau hypodermischer Abfluss gebildet wird. Das hydraulische Gefälle ergibt sich nach Gleichung 48 aus der Höhe des Stauwasserspiegels und der Länge der Schicht bis zur Austrittsstelle:

$$I_{h,j} = \Delta h_j / \Delta l \quad (48)$$

mit: $I_{h,j}$ - hydraulisches Gefälle der Schicht j [m/m]
 Δh_j - Höhe des Stauwasserspiegels über der stauenden (hypodermischen Abfluss bildenden) Schicht [m]
 Δl_j - Schichtlänge vom Topbereich bis zur hydraulischen Entlastung [m]

Da im Modell BOWAHALD die in die Horizontale projizierte Hanglänge der betrachteten Halden- bzw. Deponiefläche bis zur hydraulischen Entlastung einzugeben ist, wird die Schichtlänge vom Topbereich bis zur hydraulischen Entlastung Δl programmintern aus der Hanglänge der betrachteten Haldenfläche und dem Verhältnis von Hangneigung an der Haldenoberfläche und Gefälle der für den hypodermischen Abfluss relevanten Schicht ermittelt:

$$\Delta l_j = \cos(HN) \cdot l_{Hang} / \cos(I_j) \quad (49)$$

mit: Δl_j - Schichtlänge vom Topbereich bis zur hydraulischen Entlastung [m]
 l_{Hang} - mittlere Hanglänge des Hydrotops bis zur hydraulischen Entlastung [m]
 HN - Hangneigung [°]
 I_j - Gefälle der Schicht, auf der RH gebildet wird [°]

Auf der Grundlage des potenziellen hypodermischen Abflusses erfolgt die Berechnung der realen hypodermischen Abflussmenge. Hierzu wird zunächst die mittlere Abstandsgeschwindigkeit des hypodermischen Abflusses RH ermittelt:

$$v_{a,j} = v_{f,j} / n_e \quad (50)$$

mit: $v_{a,j}$ - mittlere Abstandsgeschwindigkeit des RH der Schicht j [m/s]
 $v_{f,j}$ - Filtergeschwindigkeit des RH der Schicht j [m/s]
 n_e - entwässerbarer Hohlraumanteil

Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit notwendigen Größen Filtergeschwindigkeit und entwässerbare Porosität werden folgendermaßen bestimmt:

$$v_{f,j} = k_{f,j} \cdot I_j \quad (51)$$

$$n_{e,j} = (\Theta_{S,j} - \Theta_{FC,j}) / 100 \% \quad (52)$$

mit: $v_{f,j}$ - Filtergeschwindigkeit der Schicht j, an deren Basis RH gebildet wird [m/s]
 $k_{f,j}$ - k_f -Wert der Schicht j [m/s]
 I_j - Gesamtgefälle der Schicht j [m/m] nach Gleichung 47
 n_e - entwässerbare Porosität []
 $\Theta_{S,j}$ - Sättigungswassergehalt der Schicht j [Vol.-%]
 $\Theta_{FC,j}$ - Bereich der Feldkapazität der Schicht j [Vol.-%]

Auf Grundlage der Abstandsgeschwindigkeit erfolgt die Berechnung der Verweildauer des hypodermischen Abflusses in der Schicht, in der hypodermischer Abfluss entsteht:

$$t_{RH,j} = \Delta l_j / v_{a,j} \cdot \Delta t \quad (53)$$

mit: $t_{RH,j}$ - Verweildauer des an der Basis der Schicht j gebildeten hypodermischen Abflusses [d]
 Δl_j - Länge der Schicht [m] nach Gleichung 49
 $v_{a,j}$ - mittlere Abstandsgeschwindigkeit der Schicht j [m/s] nach Gleichung 50
 Δt - Modellzeittakt [s]

Ist die berechnete mittlere Verweildauer des gebildeten hypodermischen Abflusses kleiner als die im Modell intern verwendete Zeitdiskretisierung von 1 Tag, entspricht die mittlere Verweildauer dem Modellzeittakt. Während eines Zeitschritts (1 Tag) fließt folglich nur ein Teil des hypodermischen Abflusses tatsächlich aus. Dieser Anteil ist der Verweildauer reziprok ($1 / t_{RH,j}$). Die Menge an tatsächlich (real) während eines Zeitschritts gebildeten hypodermischen Abflusses ist folglich genau dieser Anteil multipliziert mit dem potenziellen hypodermischen Abfluss:

$$RHR_j = (1 / t_{RH,j}) \cdot RHP_j \quad (54)$$

mit: RHR_j - reale Menge an hypodermischem Abfluss der Schicht j [mm]
 RHP_j - potenzieller hypodermischer Abfluss an der Basis der Schicht j [mm/d], s. Gleichung 46
 $t_{RH,j}$ - Verweildauer des an der Basis der Schicht j gebildeten hypodermischen Abflusses [d] nach Gleichung 53

Die (beginnend mit Gleichung 46) beschriebene Prozedur wird für alle Schichten j ($j = 1 \dots \text{max. } 10$) für jeden Zeitschritt durchgeführt. Der reale hypodermische Abfluss ergibt sich aus der Superposition aller an Schichtgrenzflächen gebildeten hypodermischen Abflussmengen. Der reale hypodermische Abfluss findet sich an der hydraulischen Entlastung wieder, wird also am Ende des Zeitschritts bilanziert. Der an den Grenzflächen im Halden- bzw. Deponiekörper verbleibende Teil bildet Stauwasser (vgl. Abschnitt 4.5.7).

4.5.7. Berücksichtigung von Staunässe und kapillarem Wasseraufstieg

Die Bildung von Staunässe ist immer dann möglich, wenn (analog zur hypodermischen Abflussbildung, s. Abschnitt 4.5.6) zwei Schichten mit unterschiedlichen pedologischen Eigenschaften übereinander liegen und die untere Schicht schlechtere Wassertransporteigenschaften besitzt (vgl. Abbildung 41).

Stau­nässe kann über längere Zeiträume auftreten, falls nur eine geringe hypodermische Abflussbildung infolge einer hohen Verweildauer des hypodermischen Abflusses (vgl. Abschnitt 4.5.6) möglich ist. Stau­nässe bewirkt einen permanenten Wasserzutritt in die unterhalb liegende Schicht. Unter extremen Bedingungen (hohe Niederschläge in verdunstungs­inaktiver Zeit und geringe Mächtigkeit der oberhalb des stauwasserbildenden Horizonts gelegenen Schichten) ist eine Vernässung bis an die Oberfläche möglich. In diesem Fall trägt die Stauwasserbildung zusätzlich zur Oberflächenabflussbildung bei.

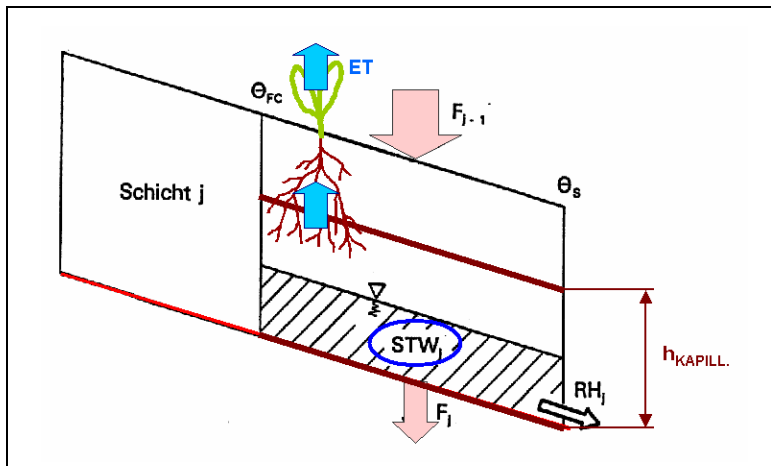
Die Menge an Stauwasser STW ergibt sich aus der Anwendung der Kontinuitätsgleichung:

$$STW_j(t_i) = STW_j(t_{i-1}) + F_{j-1}(t_i) - F_j(t_i) - RH_j(t_i) - ET_j(t_i) - KA_j(t_i) \quad (55)$$

mit: $STW_j(t_i)$ - Stauwasser der Schicht j zum Zeitpunkt t_i [mm]
 $STW_j(t_{i-1})$ - Stauwasser der Schicht j zum Zeitpunkt t_{i-1} [mm]
 $F_j(t_i)$ - Sickerwassermenge an der Untergrenze der Schicht j [mm]
 $F_{j-1}(t_i)$ - Sickerwassermenge aus der darüber liegenden Schicht $j-1$ [mm]
 $RH_j(t_i)$ - realer hypodermischer Abfluss aus der Schicht j [mm]
 $ET_j(t_i)$ - reale Verdunstung aus der Schicht j [mm]
 $KA_j(t_i)$ - kapillarer Wasseraufstieg aus der Schicht j [mm]

Das Stauwasser kann entweder (u.a. infolge Kapillaraufstieg in verdunstungsaktive Bereiche gelangen und dort) verdunsten, im Folgezeitschritt hypodermisch abfließen, in tiefer gelegene Bereiche versickern (ggf. zur Grundwasserneubildung beitragen) oder aber die Stauwassermenge weiter erhöhen.

Der kapillare Wasseraufstieg wird in der Weise berücksichtigt, dass von der Basis der Grenzfläche her, an der sich Stau­nässe bildet, ein Wassertransport bis zur kapillaren Steighöhe $h_{KAPILL.}$ (s. Abbildung 42) realisiert wird, falls an der Basis wassergesättigte Bedingungen herrschen und der darüber liegende Bereich nicht wassergesättigt ist. Reicht der Kapillarsaum bis in den Bereich der Pflanzenwurzeln, so ist ein zusätzlicher Wasserentzug durch Verdunstung möglich, der im Teilmodell der Evapotranspiration (s. Abschnitt 4.5.8) Berücksichtigung findet. Die betreffenden Schichten sind dann in der Lage, Wasser potenziell (maximal) zu verdunsten. Diese Herangehensweise ist im Vergleich zur potenzialgetriebenen Wasserbewegung (vgl. Abschnitt 3.4.2) stark vereinfacht.



ET - Verdunstung
 $h_{KAPILL.}$ - kapillare Aufstiegshöhe

(alle anderen Größen \rightarrow s. Abbildung 41)

Abb. 42:

Schematische Darstellung Behandlung des kapillaren Wasseranstiegs im Modell BOWAHALD

4.5.8. Modellierung der Evapotranspiration

4.5.8.1. Methodische Herangehensweise

Ziel der Verdunstungsmodellierung ist die Quantifizierung der Faktoren, die die Evaporation (reine Halden- bzw. Deponieverdunstung) und Transpiration (Verdunstung infolge Vegetation) beeinflussen (s. Abschnitte 2.1 und 3.4.3). Im Modell BOWAHALD erfolgt die Verdunstungsmodellierung folgendermaßen: Ausgehend von rein meteorologischen Größen (Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung, Windgeschwindigkeit) wird zunächst der Wert der potenziellen Verdunstung ETP bestimmt (s. Abschnitt 4.5.8.2). Die potenzielle Verdunstung charakterisiert die maximal mögliche Verdunstung bei gegebenen meteorologischen Größen und unbegrenzt verfügbarem Wasserdargebot (DVWK, 1996, DIN 4049). Messtechnisch erfassbar ist die potenzielle Verdunstung von Landflächen entsprechend FAO-Standard durch die Verdunstung eines 12 cm hohen einheitlichen Grasbestandes, der zu keinem Zeitpunkt einem Wasserstress ausgesetzt ist. Erreichbar ist dies dadurch, dass die Bodenfeuchte ständig bei mindestens 70 % der nutzbaren Feldkapazität (vgl. Abschnitt 3.3.5.2) liegt. Die so ermittelte potenzielle Verdunstung wird auch als Gras-Referenzverdunstung bezeichnet (ALLEN ET AL., 1994, DVWK, 1996).

Anschließend erfolgt die Ermittlung der realen (tatsächlichen) Verdunstung ETR (s. Abschnitt 4.5.8.4). Die reale Verdunstung ist der an einem Standort tatsächlich auftretende Wert der Verdunstung, der von den atmosphärischen Bedingungen (vorgegeben durch die potenzielle Verdunstung) einerseits und den Standortbedingungen (Boden- und Bewuchsbedingungen) andererseits abhängig ist (DVWK, 1996, DIN 4049, s. auch Abbildung 43).

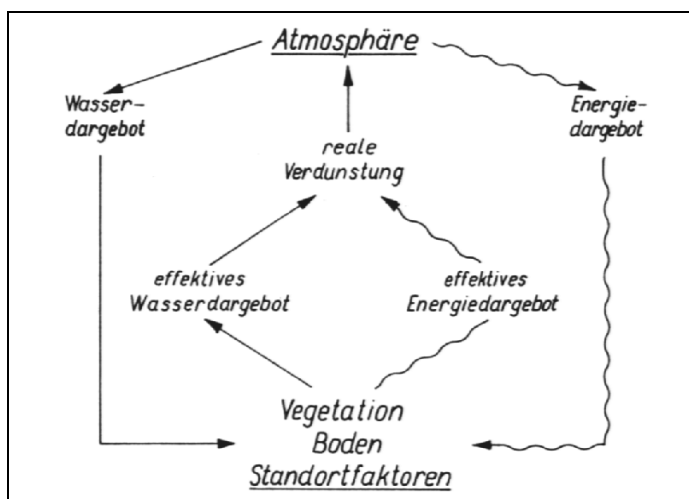


Abb. 43:

Die reale Verdunstung im System Boden – Pflanze – Atmosphäre (aus DYCK, PESCHKE, 1995)

4.5.8.2. Berechnung der potenziellen Evapotranspiration

Die potenzielle Verdunstung wird im Modell BOWAHALD auf der Grundlage physikalisch begründeter bzw. empirischer Formeln ermittelt. Je nach Datenlage kommen verschiedene Formeln zum Ansatz:

- PENMAN-Formel (PENMAN, 1948), falls alle hierfür notwendigen meteorologischen Daten (Temperatur, Luftfeuchte, Globalstrahlung u./o. Sonnenscheindauer sowie Windgeschwindigkeit) vorhanden sind,
- TURC-Formel (TURC, 1961) in Kombination mit der IVANOV-Formel (IVANOV, 1954) für den Fall, dass Informationen zur Windgeschwindigkeit fehlen bzw.
- HAUDE-Formel (HAUDE, 1955), falls zudem Strahlungsangaben fehlen

Die Entscheidung, welche Formel zum Ansatz gelangt, wird durch einen programminternen Prüfalgorithmus realisiert. Hierfür werden die meteorologische Daten hinsichtlich des Vorhandenseins bzw. Fehlens der o.g. Größen geprüft.

Die Verdunstungsermittlung erfolgt generell für das Zeitintervall von einem Tag. Liegen keine täglichen Messwerte vor, so greift das Modell auf synthetisierte Tagestemperaturen (vgl. Abschnitt 4.5.3) zurück und verwendet lediglich für alle anderen Größen (Luftfeuchte, Globalstrahlung u./o. Sonnenscheindauer sowie Windgeschwindigkeit) die monatlichen Mittelwerte, die auf Tagesmittel umgerechnet werden.

Die PENMAN-Formel zur Berechnung der potenziellen Verdunstung ETP einer stets feuchten, bewachsenen Landfläche lautet (PENMAN, 1948):

$$ETP_{PENMAN} = \frac{s}{s+y} \cdot \frac{R_n - G}{L} + \frac{y}{s+y} \cdot f(v) \cdot (e_s - e) \quad (56)$$

mit: ETP_{PENMAN} - potenzielle Evapotranspiration nach PENMAN [mm]
 R_n - Strahlungsbilanz [W/m^2]
 G - Bodenwärmestrom [W/m^2]
 L - Verdunstungsenthalpie [W/m^2]
 $f(v)$ - von Windgeschwindigkeit und Bewuchshöhe abhängige Funktion []
 $e_s - e$ - Sättigungsdefizit [hPa]
 s - Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [hPa/K]
 y - Psychrometerkonstante [hPa/K]

PENMAN hat diese Formel durch Kombination des aerodynamischen Ansatzes nach DALTON (1802) mit der Energiebilanz der Erdoberfläche über das BOWEN-Verhältnis (BOWEN, 1926, Verhältnis des als fühlbare Wärme nach oben gerichteten Energiestromes zu dem bei der Verdunstung verbrauchten latenten Energiestrom) hergeleitet.

Der Hauptvorteil der PENMAN-Formel liegt in der physikalischen Determiniertheit. Damit verbundene Vorteile sind eine Verdunstungsberechnung in hoher zeitlicher Auflösung sowie die Anwendung auch für Gebiete, für die sie nicht entwickelt wurde (BERGER, 1998). Nachteilig sind insbesondere die hohen Anforderungen an das meteorologische Datenmaterial.

Gleichung 56 verdeutlicht die Aussage bezüglich der hohen Anforderungen an das meteorologische Datenmaterial. WENDLING U.A. (1991) schlagen deshalb auf Grundlage umfangreicher Untersuchungen eine Modifizierung der PENMAN-Formel vor, die es gestattet, auf der Basis der meteorologischen Routinemessgrößen des DWD Tagessummen der potenziellen Evapotranspiration zu ermitteln. Dies erfolgt durch die Aufspaltung in einen Strahlungsterm E_S und einen Ventilations-Feuchte-Term E_V :

$$ETP_{PENMAN} = \left(\frac{s}{s+y} \cdot E_S + \frac{y}{s+y} \cdot E_V \right) \quad (57)$$

mit: E_S - Strahlungsterm
 E_V - Ventilations-Feuchte-Term
 (alle anderen Größen s. Gleichung 56)

Für E_S und E_V gilt nach WENDLING U.A. (1991) in guter Näherung:

$$E_S = 0,6 \cdot R_G / L \quad (58)$$

$$E_V = 0,063 \cdot (1 + 1,08 \cdot v_2) \cdot (e_s - e) \cdot S_R \quad (59)$$

mit: R_G - Tagessumme der Globalstrahlung [J/cm^2]
 L - Verdunstungsenthalpie [$(J/cm^2)/mm$]
 v_2 - Tagesmittel der Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe [m/s]
 $(e_s - e)$ - Tagesmittel des Sättigungsdefizits der Luft [hPa]
 S_R - Verhältnis der astronomischen Sonnenscheindauer S_o zu der bei Tag- und Nachtgleiche ($= S_o/12$)

Anstelle des Sättigungsdefizits der Luft kann auch die relative Luftfeuchtigkeit verwendet werden (im Routinebetrieb des DWD häufiger gemessen):

$$ETP_{PENMAN} = \frac{s}{s+y} \cdot \left[\frac{0,6 R_G}{L} + 0,66 (1 + 1,08 \cdot v_2) \left(1 - \frac{RLF}{100}\right) \cdot S_R \right] \quad (60)$$

mit: RLF - Tagesmittel der relativen Luftfeuchtigkeit [%]
 (alle anderen Größen s. Gleichungen 56 bzw. 58 und 59)

Für den Ausdruck $s / (s + y)$ kann näherungsweise gesetzt werden:

$$\frac{s}{s+y} \approx 2,3 \frac{T+22}{T+123} \quad (61)$$

mit: T - Tagesmitteltemperatur [$^{\circ}C$]
 (alle anderen Größen s. Gleichung 56)

Werte der astronomisch möglichen (maximalen) Sonnenscheindauer, die für die PENMAN-Formel benötigt werden, sind Tabellen entnehmbar (s. Tabelle 23) bzw. berechenbar (s. Gleichungen 62 und 63, DVWK, 1996):

$$S_o = 12,3 + \sin \zeta [4,3 + (\varphi - 51) / 6] \quad (62)$$

wobei:

$$\zeta = (0,0172 \cdot TG - 1,39) \cdot 180 / \pi \quad (63)$$

mit: S_o - astronomisch mögliche Sonnenscheindauer [h/d]
 TG - fortlaufender Tag des Jahres (1. Jan. = 1, 31. Dez. = 365)
 φ - geographische Breite [$^{\circ}$ n. Br.]

Tabelle 23: Maximal mögliche tägliche Sonnenscheindauer [h/d] in Abhängigkeit von der geographischen Breite (Nordhalbkugel), bezogen auf die Monatsmitte (aus DVWK, 1996)

Nördl. Breite	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
46°	9,2	10,3	11,9	13,5	15,0	15,7	15,3	14,1	12,6	10,9	9,6	8,6
47°	9,0	10,3	11,9	13,6	15,1	15,8	15,5	14,2	12,6	10,9	9,4	8,5
48°	8,8	10,2	11,9	13,6	15,2	16,0	15,6	14,3	12,6	10,9	9,3	8,3
49°	8,7	10,2	11,9	13,7	15,3	16,2	15,8	14,4	12,7	10,8	9,2	8,2
50°	8,6	10,2	11,9	13,8	15,4	16,4	15,9	15,5	12,7	10,8	9,1	8,1
51°	8,5	10,1	11,9	13,9	15,5	16,5	16,1	14,6	12,7	10,8	9,0	8,0
52°	8,3	10,0	11,9	13,9	15,7	16,7	16,3	14,6	12,7	10,7	8,9	7,8
53°	8,2	9,9	11,9	14,0	15,9	16,7	16,4	14,8	12,7	10,6	8,7	7,6
54°	8,0	9,9	11,9	14,1	16,1	17,1	16,6	14,9	12,7	10,6	8,6	7,4
55°	7,9	9,8	11,9	14,2	16,2	17,3	16,7	15,0	12,7	10,6	8,5	7,3

Die Verdunstungsenthalpie L (vgl. Gleichungen 56, 58 und 60) charakterisiert die zur Verdunstung von 1 l/m^2 (= 1 mm) Wasser während eines vorgegebenen Zeitraumes notwendige Energie. Für schneebedeckte Flächen ist L in etwa konstant und beträgt 283 J/cm^2 . Ansonsten kann L nach Gleichung 64 berechnet werden (DVWK, 1996):

$$L = 249,8 - 0,242 T \quad (64)$$

mit: L - Verdunstungsenthalpie [J/cm^2]
 T - Tagesmitteltemperatur [$^{\circ}\text{C}$]

Liegen keine Werte der Globalstrahlung R_G vor, so kann diese unter Verwendung von Werten der tatsächlichen Sonnenscheindauer und der extraterrestrischen Strahlung näherungsweise berechnet werden (DVWK, 1996):

$$R_G = R_o [0,19 + 0,55 (S / S_o)] \quad (65)$$

mit: R_G - Tagessumme der Globalstrahlung [J/cm^2]
 R_o - extraterrestrische Strahlung [J/cm^2]
 S - tatsächliche Sonnenscheindauer [h/d]
 S_o - astronomisch mögliche Sonnenscheindauer [h/d]

Werte der extraterrestrischen Strahlung R_o können entweder Tabellen (s. Tabelle 24) entnommen oder aber in Abhängigkeit vom Datum numerisch berechnet werden (DVWK, 1996):

$$R_o = 245 [9,9 + 7,08 \sin \alpha + 0,18 (\alpha - 51) (\sin \zeta - 1)] \quad (66)$$

mit: R_o - extraterrestrische Strahlung [J/cm^2]
 α - geographische Breite [$^\circ$ n. Br.]
 ζ - analog Gleichung 63

Tabelle 24: Extraterrestrische Strahlung [$J/(cm^2 \cdot d)$] in Abhängigkeit von der geographischen Breite (Nordhalbkugel), bezogen auf die Monatsmitte aus DVWK (1996)

Nördl Breite	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
46°	1165	1711	2495	3303	3905	4170	4036	3535	2799	1989	1322	1014
47°	1104	1652	2444	3270	3891	4169	4028	3510	2756	1932	1261	954
48°	1043	1592	2394	3236	3876	4163	4019	3485	2712	1876	1201	893
49°	982	1932	2343	3203	3862	4159	4011	3460	2669	1819	1140	833
50°	921	1472	2292	3170	3848	4156	4003	3435	2625	1763	1079	773
51°	862	1411	2238	3133	3831	4150	3992	3406	2577	1704	1019	716
52°	803	1350	2184	3096	3813	4145	3981	3377	2530	1646	960	659
53°	745	1290	2130	3058	3796	4139	3970	3349	2482	1587	900	602
54°	686	1229	2076	3021	3778	4134	3959	3320	2435	1529	841	545
55°	627	1168	2022	2984	3761	4128	3948	3291	2387	1470	781	488

Die PENMAN-Formel ist derzeit die genaueste und weltweit am meisten angewendete Formel zur Berechnung der potenziellen Verdunstung.

Liegen keine Windgeschwindigkeitsdaten vor, so wird im Modell BOWAHALD mit der empirischen Formel nach TURC (TURC, 1961) in Kombination mit der IVANOV-Formel (IVANOV, 1954) gearbeitet. Zu beachten ist, dass die in Frankreich mittels Lysimetermessungen auf Grünland entwickelte TURC-Formel bezüglich einer Anwendung für Deutschland etwas zu geringe Werte liefert und sich eine Korrektur von + 10 % (Jahresmittel) empfiehlt (DVWK, 1996). Ferner ist die TURC-Formel (s. Gleichung 67) ausschließlich für positive Temperaturen definiert und für Temperaturen $< 5 \text{ }^\circ\text{C}$ zunehmend ungenau. Im Modell BOWAHALD wird die TURC-Formel in einer nach WENDLING U.A. (1991) für mitteleuropäische Verhältnisse modifizierten Form für Temperaturen $T \geq 5 \text{ }^\circ\text{C}$ verwendet:

$$ETP_{TURC} = 1,1 \frac{(R_G + 93) (T + 22)}{150 (T + 123)} \quad (67)$$

mit: ETP_{TURC} - potenzielle Evapotranspiration nach TURC [mm]
 T - Tagemittelwert der Temperatur [$^\circ\text{C}$]
 R_G - Tagessumme der Globalstrahlung [$J/(cm^2 \cdot d)$], bei fehlenden Werten Berechnung nach Gleichung 65

Für Tagesmitteltemperaturen $T < 5 \text{ }^\circ\text{C}$ kommt die empirische Formel nach IVANOV (IVANOV, 1954) mit einer von WENDLING, MÜLLER (1984) vorgeschlagenen Korrektur zur Anwendung:

$$ETP_{IVANOV} = 3,6 \cdot 10^{-5} (25 + T)^2 (100 - RLF) \quad (68)$$

mit: ETP_{IVANOV} - potenzielle Evapotranspiration nach IVANOV [mm]
 T - Tagesmittelwert der Temperatur [$^\circ\text{C}$]
 RLF - Tagesmittelwert der relativen Luftfeuchtigkeit [%]

Für den Fall, dass lediglich Tageswerte (im Gegensatz zu allen anderen Verfahren als Terminwerte um 14.00 Uhr MEZ) der meteorologischen Größen Temperatur und relative Luftfeuchte vorliegen, wird im Modell BOWAHALD die HAUDE-Formel verwendet (HAUDE, 1955), die durch einen zusätzlichen Faktor (0,9259) nach DVWK (1996) modifiziert ist:

$$ETP_{HAUDE} = 0,9259 \cdot f [e_s(T) \cdot (1 - RLF/100)] \quad (69)$$

mit: ETP_{HAUDE} - potenzielle Evapotranspiration [mm]
 T - tägliche Lufttemperatur zum Messzeitpunkt 14.00 Uhr MEZ [$^\circ\text{C}$]
 RLF - tägliche relative Luftfeuchtigkeit um 14.00 Uhr MEZ [%]
 f - monatsabhängiger HAUDE-Faktor [mm/(hPa · d)], (Werte s. Tabelle 25)
 e_s - Sättigungsdampfdruck der Luft über Wasser um 14.00 Uhr MEZ [hPa]

Tabelle 25: Monatsvariable HAUDE-Faktoren f [mm/(hPa · d)] (aus DVWK, 1996)

	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
f	0,22	0,22	0,22	0,29	0,29	0,28	0,26	0,25	0,23	0,22	0,22	0,22

Der Sättigungsdampfdruck der Luft e_s ist temperaturabhängig und kann je nachdem, ob die um 14.00 Uhr MEZ gemessene Lufttemperatur $T \geq 0 \text{ }^\circ\text{C}$ oder $< 0 \text{ }^\circ\text{C}$ liegt, nach Gleichung 70 ($T \geq 0 \text{ }^\circ\text{C}$) bzw. 71 ($T < 0 \text{ }^\circ\text{C}$) errechnet werden:

$$e_s = 6,11 \cdot e^{(17,62 T / (243,12 + T))} \quad (70)$$

$$e_s = 6,11 \cdot e^{(22,46 T / (272,62 + T))} \quad (71)$$

(alle Größen s. Gleichung 69)

Die HAUDE-Formel ist hinsichtlich ihrer Genauigkeit für Tageswerte gegenüber den o.g. Formeln (insbesondere der PENMAN-Formel) benachteiligt (DVWK, 1996, HAFERKORN, 2000).

Bei Anwendung der HAUDE-Formel kann es vorkommen, dass rechnerisch $ETP_{HAUDE} > 7$ mm/d wird, was aus Energiegründen für Mitteleuropa unmöglich ist (DVWK, 1996). Bereits Werte > 6 mm/d sind die große Ausnahme. Tritt dieser Fall auf, so wird in BOWAHALD für diese Tage der Wert der potenzielle Verdunstung $ETP_{HAUDE} = 6$ mm/d gesetzt.

4.5.8.3. Abgleich der potenziellen Verdunstung auf die Standortbedingungen

Mit Hilfe der im Abschnitt 4.5.8.2 vorgestellten Verdunstungsformeln (PENMAN, TURC, IVANOV bzw. HAUDE) ist die Ermittlung der potenziellen Verdunstung als Gras-Referenzverdunstung für einen ebenen Standort möglich. Für Standortbedingungen, die davon abweichen, sind folglich Anpassungen der potenziellen Verdunstung notwendig.

Nachfolgend beschriebene Anpassungen führen zu Veränderungen des Wertes der potenziellen Verdunstung. Den standortangepassten Wert der potenziellen Verdunstung erhält man durch eine Superposition der nachfolgend beschriebenen Anpassungen.

Der entsprechend der im Abschnitt 4.5.8.2 vorgestellten Gleichungen erhaltene ETP-Wert wird im Modell BOWAHALD nach GOLF (1981) hinsichtlich Hangneigung und Exposition des betrachteten Hydrotops korrigiert:

$$ETP_{HANG} = H \cdot ETP \quad (72)$$

mit: ETP_{HANG} - hangneigungskorrigierter Wert der potenziellen Verdunstung [mm]
 H - expositionsabhängiger Hangneigungskorrekturfaktor [], s. Tabelle 26
 ETP - potenzielle Verdunstung nach PENMAN, TURC, IVANOV bzw. HAUDE [mm]

Tabelle 26: Hangneigungskorrekturfaktoren für verschiedene Expositionen nach GOLF (1981)

Exposition	Hangneigung [°]	Hangneigungskorrekturfaktor H
Nord	0 ... 45	$H = 1 - 0,01067 \cdot HN$
Nordost/Nordwest	0 ... 45	$H = 1 - 0,00767 \cdot HN$
Südost/Südwest	0 ... 7	$H = 1 + 0,005714 \cdot HN$
	7 ... 45	$H = 0,97 + 0,01 \cdot HN$
Süd	0 ... 7	$H = 1 + 0,01 \cdot HN$
	7 ... 45	$H = 1,0634 + 0,0004064 \cdot HN^2$
Ost/West	0 ... 45	$H = 0,997 + 0,0001025 \cdot HN^2$

Eine Hangneigungskorrektur ist insbesondere für Halden bzw. Deponien mit großen Hangneigungen von Bedeutung, noch dazu, wenn sie nord- bzw. südexponiert sind.

Die Berücksichtigung der Schneeverdunstung erfolgt unter Einbeziehung des Alters der Schneedecke (Albedo). Verwendung findet ein Ansatz nach TURČAN (in GURTZ, 1982):

$$ETP_{SCHNEE} = 0,8 \cdot ETP_{HANG} [1 - 0,4 (1 + e^{-DA * M})] \quad (73)$$

mit: ETP_{SCHNEE} - potenzielle Evapotranspiration aus der Schneedecke [mm]
 ETP_{HANG} - hangneigungskorrigierter Wert der potenziellen Verdunstung [mm]
 DA - Alterungskonstante des Schnees (GURTZ, 1982: $DA \approx 0,2$)
 M - Anzahl der Tage seit dem letzten Schneefall

Neben den genannten Hang- und Albedoanpassungen sind weiteren Korrekturen notwendig, falls der Bewuchs nicht Gras ist. Der im Modell BOWAHALD verwendete Korrekturalgorithmus lehnt sich im wesentlichen an DVWK (1996) und DOMMERMUTH, TRAMPF (1991) an. Zur Nutzungs-/Bewuchskorrektur wird ein monatsvariabler Bestandskoeffizient k_C verwendet:

$$ETP_{NUTZ.} = k_C \cdot ETP_{HANG, SCHNEE} \quad (74)$$

mit: $ETP_{NUTZ.}$ - nutzungskorrigierter Wert der potenziellen Verdunstung [mm]
 $ETP_{HANG, SCHNEE}$ - ggf. hangneigungs- u./o. albedokorrigierter ETP-Wert [mm]
 k_C - Bestandskoeffizient []

Die Bestandskoeffizienten k_C können entsprechend der konkreten Bestandsentwicklung im Simulationszeitraum monatsvariabel eingegeben werden. Fehlen konkrete Informationen zur Bestandsentwicklung, so werden BOWAHALD-intern k_C -Werte in Abhängigkeit von der Nutzung bereitgestellt (nach DVWK, 1996 und DOMMERMUTH, TRAMPF, 1991, s. Anlage 11).

Damit können nutzungs- und jahreszeitlich bedingte Unterschiede der potenziellen Verdunstung im Vergleich zur Gras-Referenzverdunstung im Modell BOWAHALD berücksichtigt werden, wie sie u.a. im Zusammenhang mit Lysimeteruntersuchungen nachweisbar sind (vgl. z.B. HAFERKORN, 2000). In der Abbildung 44 sind BOWAHALD-interne k_C -Werte für ausgewählte Nutzungen visualisiert.

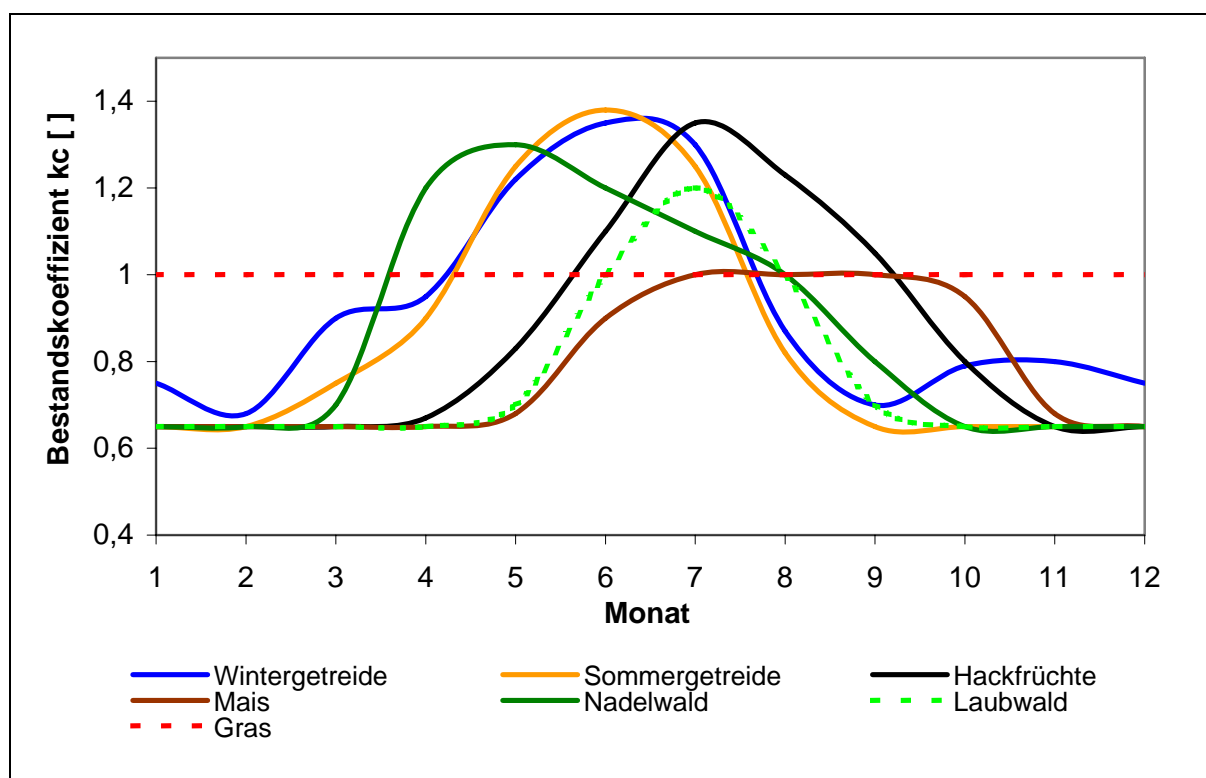


Abb. 44: Mittlerer Jahresverlauf des Bestandskoeffizienten k_C im Modell BOWAHALD für ausgewählte Nutzungen

Wie aus Abbildung 44 und Anlage 11 entnehmbar ist, können die langjährig mittleren Werte der potenziellen Verdunstung in Einzelmonaten durchaus um mehr als 30 % von der Gras-Referenzverdunstung abweichen. In HAFERKORN (2000) werden für Einzelmonate in extremen Jahren sogar Abweichungen um den Faktor 2 und mehr angegeben.

4.5.8.4. Ermittlung der realen Evapotranspiration

Die reale Verdunstung (Evapotranspiration, s. auch Abschnitt 2.1) wird im Modell BOWAHALD entsprechend des Ansatzes nach KOITZSCH (KOITZSCH, 1977 sowie KOITZSCH U.A., 1980) ermittelt, wie ihn u.a. die Berechnungsberatung der ehm. DDR verwendet hat. Methodisch ist der Ansatz dadurch gekennzeichnet, dass der standortkorrigierte Wert der potenziellen Verdunstung den Maximalwert der realen Verdunstung darstellt (bei optimalem Wasserdargebot) und ausgehend von den konkreten Bewuchsfaktoren dieser Maximalwert ggf. (bei nicht optimalem Wasserdargebot) durch Reduktionsfunktionen abgemindert wird.

Die Evapotranspiration wird dabei in die Bestandteile Evaporation und Transpiration aufgesplittet. Die Wichtung der Anteile Evaporation / Transpiration erfolgt entsprechend der Pflanzenbedeckung (quantifiziert durch den Vegetationsbedeckungsgrad):

$$ETR = ETP \cdot [a \cdot r_T(\Theta) \cdot f_T(z) + (1 - a) \cdot r_E(\Theta) \cdot f_E(z)] \quad (75)$$

mit: ETR - reale Evapotranspiration [mm]
 ETP - potenzielle Evapotranspiration [mm]
 a - Vegetationsbedeckungsgrad []
 $r_T(\Theta)$ - Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion der Transpiration (s. Abbildung 47)
 $r_E(\Theta)$ - Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion der Evaporation (s. Abbildung 48)
 $f_T(z)$ - tiefenabhängige Entnahme-Dichte-Funktion der Transpiration (s. Abbildung 45)
 $f_E(z)$ - tiefenabhängige Entnahme-Dichte-Funktion der Evaporation (s. Abbildung 49)

Zunächst sollen die Abhängigkeiten für die Transpiration betrachtet werden. Bezüglich der Transpiration sind folgende Einflussfaktoren von besonderer Relevanz:

- die Höhe der Bodenfeuchte,
- deren vertikale Verteilung,
- die maximale Wurzeltiefe und
- die vertikale Dichteverteilung der Pflanzenwurzeln.

Die Entnahme-Dichte-Funktion für die Transpiration $f_T(z)$ kann folgendermaßen ausgedrückt werden (KOITZSCH, 1977):

$$f_T(z) = f_0 \cdot \left[1 - \frac{z}{d_w} \right] \cdot \left[1 + \frac{s \cdot z}{d_w} \right] \quad (76)$$

mit: $f_T(z)$ - tiefenabhängige Entnahme-Dichte-Funktion der Transpiration []
 f_0 - Faktor zum Abgleich des Gesamtbetrages der Entnahme-Dichte-Funktion auf den Wert 1 (vgl. Gleichung 77)
 z - Tiefe [mm u. Gel.]
 d_w - maximale Wurzeltiefe [mm u. Gel.]
 s - Krümmungsparameter []

Der Krümmungsparameter s charakterisiert die Tiefenabhängigkeit des transpirativen Wasserentzuges (erfolgt der Entzug vorrangig aus den oberflächennahen Bereichen oder eher aus tieferen Bereichen, vgl. Abbildung 45). Der Parameter s ist abhängig von der maximalen

Wurzeltiefe, vom Bereich der maximalen Wurzeldichte und von der Üppigkeit des Bewuchses.

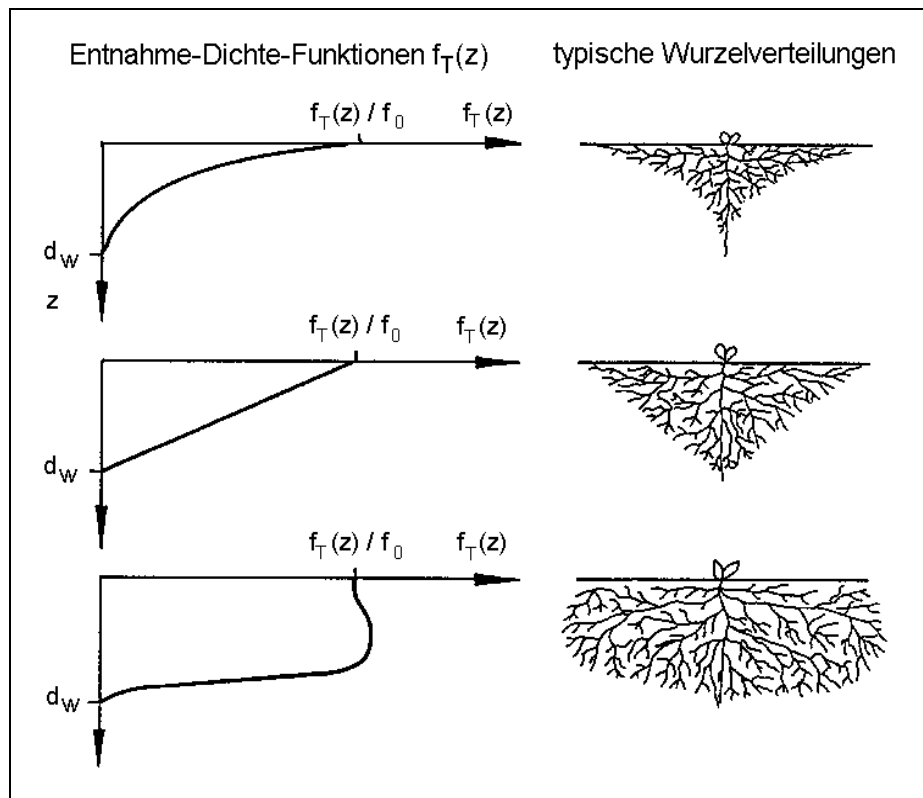


Abb. 45:
Entnahme-Dichte-Funktionen der Transpiration in Abhängigkeit von der Verteilung der Pflanzenwurzeln

Der Abgleich des Gesamtbetrages der Entnahme-Dichte-Funktion $f_T(z)$ auf den Wert 1 erfolgt durch den Parameter f_0 :

$$f_0 = \frac{1}{\int_0^{d_w} f_T(z) dz} \tag{77}$$

(alle Größen s. Gleichung 76)

Die Gleichung 76 ist im Modell BOWAHALD in der Art umgesetzt, dass die Entnahme-Dichte-Funktion der Transpiration für jede Halden-/Deponie-/Bodenschicht für die Mitte der jeweiligen Schicht berechnet wird (s. Gleichung 78). In der Gleichung 78 ist der Abgleich des Gesamtbetrages der Entnahme-Dichtefunktion auf den Wert 1 bereits berücksichtigt:

$$f_T(z) = \frac{\left[1 - \frac{j-0,5}{d_w}\right] \cdot \left[1 + \frac{s(j-0,5)}{d_w}\right]}{\sum_{j=1}^n f_T(z)} \quad (78)$$

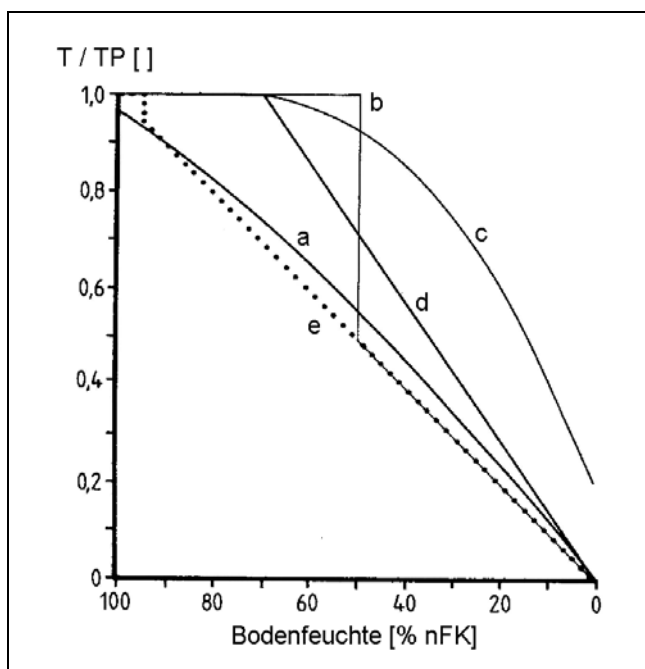
mit: j - Schichtnummer ($j = 1 \dots n$) []
 n - Schichtenanzahl insgesamt (von der Oberfläche bis zur maximalen Wurzeltiefe z_w) []
 (alle anderen Größen s. Gleichung 76)

Neben der Wurzelverteilung hat die Bodenfeuchte gleichermaßen Einfluss auf den transpirativen Wasserentzug (vgl. Gleichung 75). Hinsichtlich der Abhängigkeit der Transpiration von der Bodenfeuchte lassen sich insgesamt vier Bereiche einteilen (s. z.B. THORNTHWAITTE, MATTER, 1955, MINHAS ET AL., 1974):

- vernachlässigbare Transpiration oberhalb der Feldkapazität (O_2 -Mangel, CO_2 -Überschuss, Bodenkühle)
- maximale Transpirationsleistungen (in Höhe der potenziellen Transpiration) im Bereich der Feldkapazität
- Abnahme der Transpiration bei Austrocknung des Bodens (Bereich zwischen Feldkapazität und permanenten Welkepunkt)
- keine Transpiration infolge Austrocknung beim permanenten Welkepunkt und darunter (derart starke adsorptive Bindung des verbleibenden Bodenwassers an die Bodenpartikel, dass die Saugspannung der Pflanzenwurzeln zum Wasserentzug nicht ausreicht)

Insbesondere im Bereich zwischen Feldkapazität und permanentem Welkepunkt herrscht keine Einigkeit bezüglich der quantitativen Abhängigkeit der Transpiration von der Bodenfeuchte. In der Literatur werden für diesen Bereich eine Vielzahl von Kurven angegeben (Zusammenstellungen in MINHAS ET AL., 1974 sowie ERNSTBERGER, 1987, vgl. auch Abbildung 46). Nach MINHAS ET AL. (1974) zeichnen hierfür unterschiedliche Randbedingungen verantwortlich, unter denen die Ergebnisse gewonnen worden sind:

- abweichende Boden- und Pflanzenarten,
- verschiedenartige experimentelle Techniken sowie
- ein ungleiches Niveau der potenziellen Verdunstung.



- a) SPONAGEL (1980)
- b) HEGER (1978)
- c) RINGER U.A. (1974)
- d) VAN BAVEL (1967)
- e) PFAU (1966), ALBRECHT (1962)

Abb. 46:

Verhältnis der aktuellen zur potentiellen Transpiration in Abhängigkeit vom pflanzennutzbaren Bodenwasser (aus ERNSTBERGER, 1987, verändert)

In Anlehnung an THORNTHWAITE, MATTER (1955), VAN BAVEL (1967), FEDDES ET AL. (1976, 1980), KOITZSCH (1977) sowie KOITZSCH U.A. (1980) wird im Modell BOWAHALD eine lineare Abhängigkeit des Verhältnisses reale/potenzielle Transpiration im Bereich zwischen Feldkapazität und permanentem Welkepunkt angenommen (s. Abbildung 47).

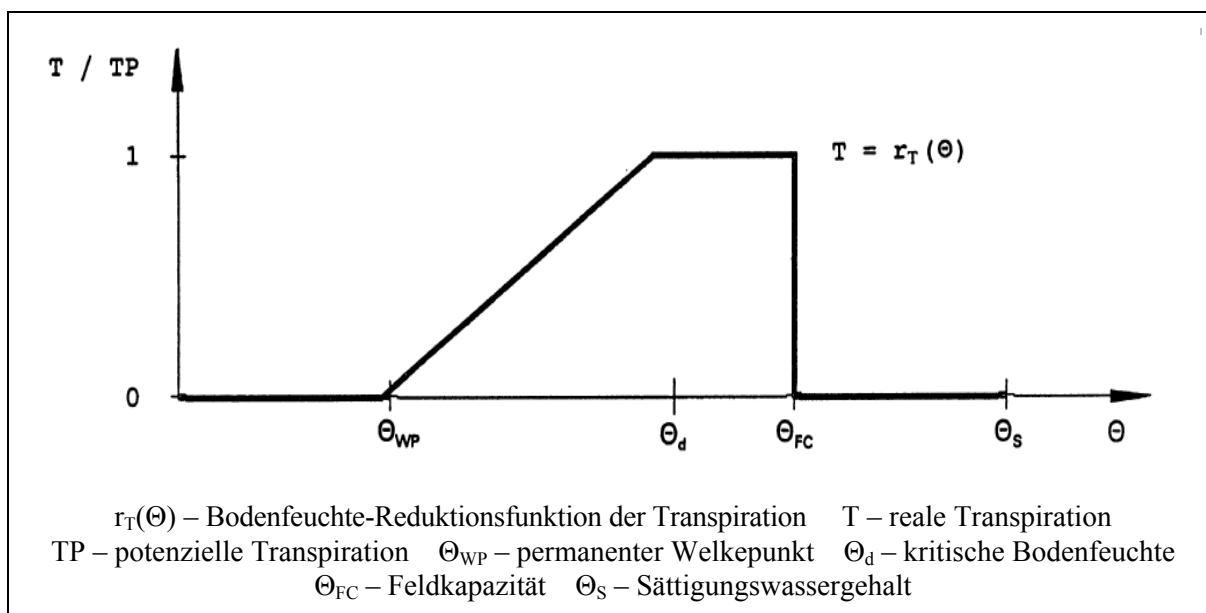


Abb. 47: Abhängigkeit des transpirativen Entzuges T von der Bodenfeuchte Θ (Modell BOWAHALD)

Abbildung 47 zeigt, dass der Entzug durch Pflanzen im Bereich der Feldkapazität Θ_{FC} optimal ist und unter diesen optimalen Bedingungen dem Wert der potenziellen Verdunstung ETP entspricht. Erst bei Unterschreitung eines kritischen Feuchtwertes Θ_d , der bei etwa 80 % der Feldkapazität liegt (WENKEL U.A., 1978), weicht der Wert der realen Transpiration zunehmend von der potenziellen Transpiration ab und strebt beim permanenten Welkepunkt Θ_{WP} gegen Null. Für die Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion der Transpiration $r_T(\Theta)$ (s. Abbildung 47) werden modellintern für jede Halden-, Deponie- bzw. Bodenschicht von der Oberfläche bis zur maximalen Wurzeltiefe folgende Geradengleichungen angesetzt:

$$r_T(\Theta) = 0 \quad \text{für } 0 \leq \Theta \leq \Theta_{WP} \quad (79 \text{ a})$$

$$r_T(\Theta) = (\Theta - \Theta_{WP}) / (\Theta_d - \Theta_{WP}) \quad \text{für } \Theta_{WP} \leq \Theta \leq \Theta_d \quad (79 \text{ b})$$

$$r_T(\Theta) = 1 \quad \text{für } \Theta_d \leq \Theta \leq \Theta_{FC} \quad (79 \text{ c})$$

$$r_T(\Theta) = 0 \quad \text{für } \Theta_{FC} \leq \Theta \leq \Theta_S \quad (79 \text{ d})$$

mit: $r_T(\Theta)$ - Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion der Transpiration []

Θ - aktueller Bodenfeuchtwert [Vol.-%]

Θ_{WP} - permanenter Welkepunkt [Vol.-%]

Θ_d - kritischer Bodenfeuchtwert [Vol.-%], ab dem eine Reduktion der Transpirationsleistung der Vegetation stattfindet (reale Transpiration $T <$ potenzieller Transpiration TP , s. Abb. 47, nach WENKEL U.A., 1978 gilt: $\Theta_d \approx 0,8 \Theta_{FC}$)

Θ_{FC} - Bereich der Feldkapazität [Vol.-%]

Θ_S - Sättigungswassergehalt [Vol.-%]

Für unbewachsene Halden oder Deponien wird der Entzug ausschließlich durch die Evaporation realisiert. Verantwortlich für die Höhe der Evaporation sind die pedologischen Eigenschaften der Halden-/Deponieoberfläche sowie die Bodenfeuchteverteilung. Für den Verdunstungsteil Evaporation lauten in Analogie zur Transpiration die Gleichungen für die Entnahme-Dichtefunktion $f_E(z)$ und die Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion $r_E(\Theta)$ (s. Abbildungen 48 und 49) in Anlehnung an KOITZSCH (1977):

$$f_E(z) = \frac{(x+1) \cdot \ln \left[\frac{x \cdot j_E + j}{x \cdot j_E + j - 1} \right] - \frac{1}{j_E}}{\ln \frac{x+1}{x} (x+1) - 1} \quad (80)$$

mit: j - Schichtnummer ($j = 1 \dots n$) []

x - Krümmungsparameter der Evaporation [] (s. Gleichung 82)

j_E - unterste Schicht des evaporativen Entzugs []

(alle anderen Größen s. Gleichung 75)

$$\begin{aligned}
 r_E(\Theta) &= 0 && \text{für } 0 \leq \Theta \leq \Theta_{min} && (81 a) \\
 r_E(\Theta) &= (\Theta - \Theta_{min}) / (\Theta_{FC} - \Theta_{min}) && \text{für } \Theta_{min} \leq \Theta \leq \Theta_{FC} && (81 b) \\
 r_E(\Theta) &= 1 && \text{für } \Theta_{FC} \leq \Theta \leq \Theta_S && (81 c)
 \end{aligned}$$

mit: $r_E(\Theta)$ - Bodenfeuchte-Reduktionsfunktion der Evaporation []
 Θ_{min} - minimaler Wassergehalt [Vol.-%], im Modell BOWAHALD: $\Theta_{min} = 0,6 \Theta_{WP}$
 (alle anderen Größen s. Gleichungen 79 a - d)

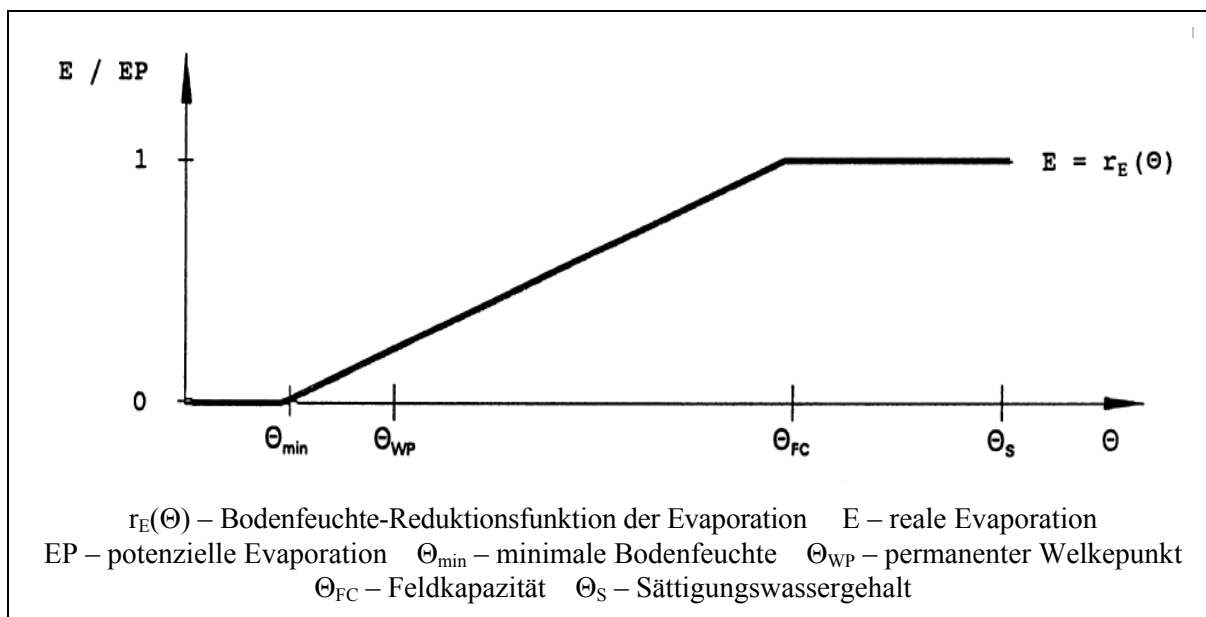


Abb. 48: Abhängigkeit des evaporativen Entzuges E von der Bodenfeuchte Θ (Modell BOWAHALD)

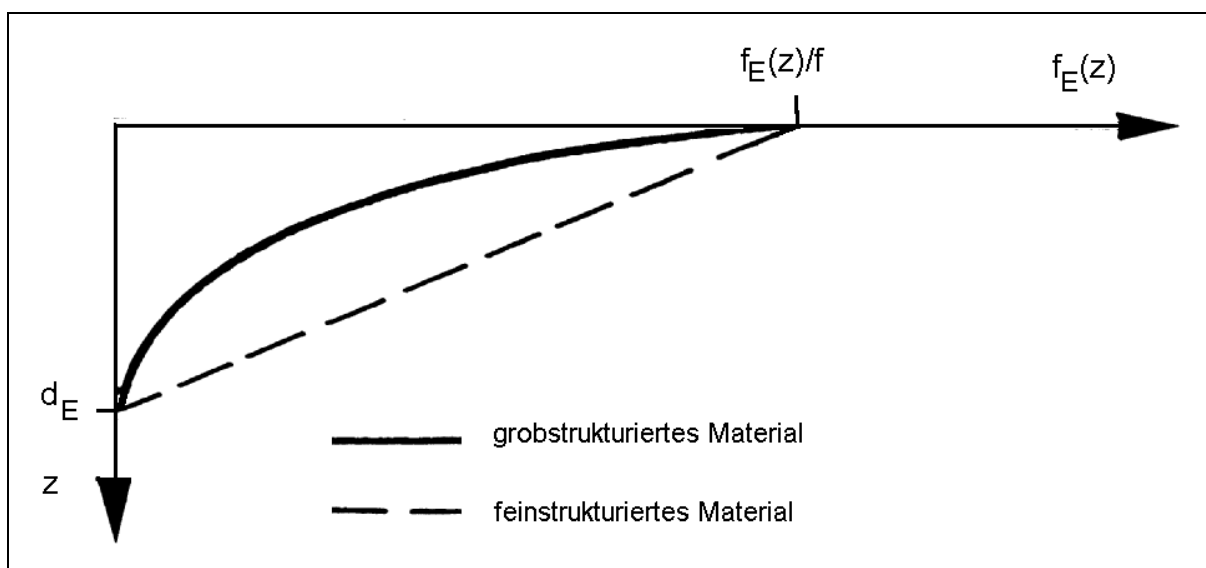


Abb. 49: Tiefenabhängige Entnahme-Dichte-Funktion für die Evaporation (Modell BOWAHALD)

Die Abhängigkeit des Evaporationsentzuges von der Bodenfeuchte ist ähnlich der des Pflanzenentzuges. Allerdings reicht der Bereich des maximalen Entzuges bis an den Sättigungswassergehalt. Auch ist noch eine Wassermenge im Bereich des permanenten Welkepunktes entziehbar (WENDLING, 1984, s. Abbildung 48).

Der Krümmungsparameter x in Gleichung 80 beschreibt den Verlauf der Teufenabhängigkeit des Evaporationsentzuges (s. auch Abbildung 49 - in Analogie zum Krümmungsparameter s für die Transpiration). Er ist vor allem von der Gesteinsart an der Oberfläche abhängig und wird im Modell BOWAHALD durch Gleichung 82 berechnet:

$$x = 0,119643 - 0,008544 \cdot \lg(k_{f,o} \cdot 86\,400\,s) \quad (82)$$

mit: x - Krümmungsparameter der Evaporation []
 $k_{f,o}$ - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Oberfläche [m/s]

Damit werden für grobstrukturiertes Bodenmaterial die größten Entzugsanteile aus den oberflächennahen Bereichen realisiert, wogegen bei feinstrukturiertem Material ein sehr viel gleichmäßigerer Entzug modelliert wird.

Für teilweise mit Pflanzen bedeckte Standorte erfolgt in Anlehnung an KOITZSCH (1977) sowie KOITZSCH U.A. (1980) eine Wichtung der Entnahmeanteile durch Evaporation und Transpiration entsprechend dem Vegetationsbedeckungsgrad (s. auch Gleichung 75). Durch die Anwendung der Gleichungen 78 bis 82 (bei vegetationsabhängiger Wichtung) auf alle durch Evaporation und Transpiration beeinflusste Schichten (bis zur maximalen Entzugstiefe durch Evaporation z_E bzw. bis zur maximalen Wurzeltiefe z_w) ist ferner die Bodenfeuchteabnahme infolge Verdunstung quantifizierbar (s. Abschnitt 4.5.9).

Sofern genaue Informationen zu Vegetationsbedeckungsgraden und maximalen Wurzeltiefen fehlen, werden dem Programmnutzer BOWAHALD-interne Defaultwerte angeboten (s. Anlage 12) und für die Modellierung verwendet.

4.5.9. Berechnung der Bodenfeuchteänderung

Die Ermittlung des Bodenfeuchteverlaufes erfolgt schichtweise im Anschluss an die Modellierung der Teilprozesse (vgl. Abschnitte 4.5.1 bis 4.5.8). Die notwendigen Berechnungsgrößen werden dabei bereits in den vorgeschalteten Teilmodellen bereitgestellt, insbesondere aus den Infiltrations- und Versickerungsteilmodellen sowie aus dem Verdunstungsteilmodell.

Die Ermittlung des Schichtwassergehaltes einer Schicht j erfolgt durch Superposition von Teilwassermengen. Dabei vereinfacht sich die Berechnung der teilschichtvariablen Bodenfeuchtwerte durch die dem Modell zugrundeliegende Modellvorstellung einer Pfropfenströmung (vgl. Abschnitt 4.5.5, Abbildungen 38 bis 40). In Folge dessen sind nur drei Teilwassermengen auszuhalten (vgl. auch Abbildung 50):

- die Bodenfeuchteabnahme durch Evapotranspiration $\Delta\Theta_{o,j}$, bezogen auf den Anfangswassergehalt zum Beginn des Zeitschritts $\Theta_{o,j}(t_{i-1})$,
- Bereiche mit Bodenfeuchte = Feldkapazität ($\Theta = \Theta_{FC,j}$) und
- Bereiche mit Bodenfeuchte = Sättigungswassergehalt ($\Theta = \Theta_{S,j}$).

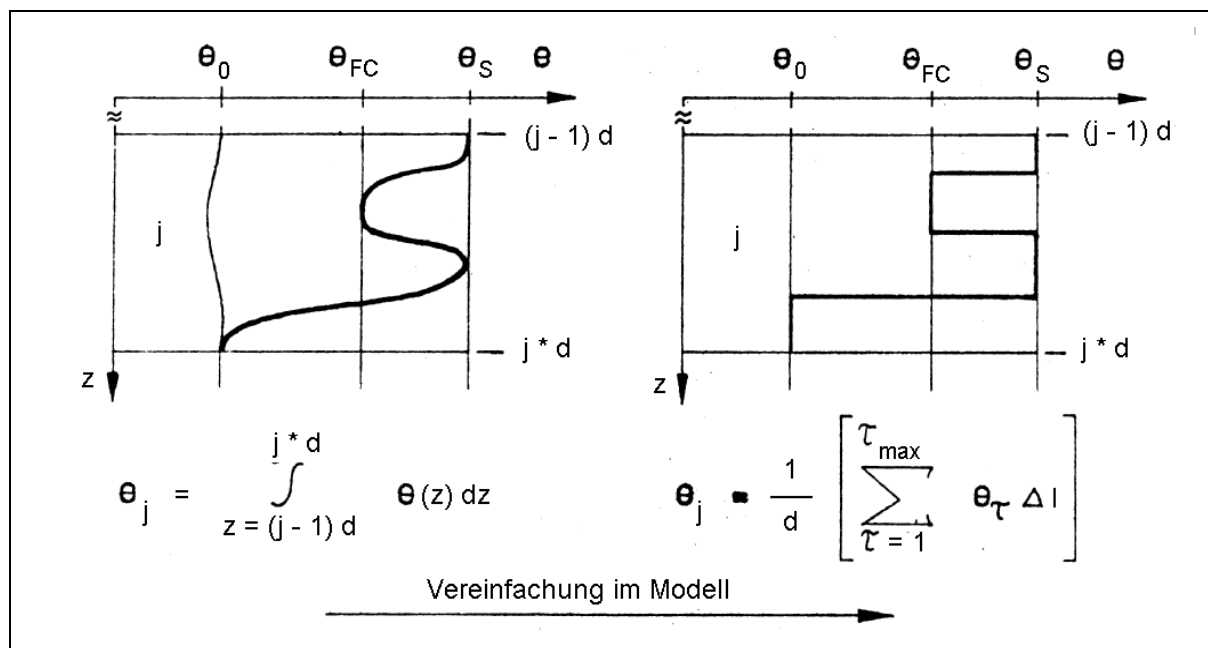


Abb. 50: Prinzip der Berechnung der aktuellen Bodenfeuchtwerte im Modell BOWAHALD

In Teillängen (vgl. Abbildung 50) ausgedrückt, lässt sich die Bodenfeuchte einer Schicht j berechnen:

$$\Theta_j(t_i) = (\Delta l_1 \cdot \Theta_{o,j}(t_i) + \Delta l_2 \cdot \Theta_{FC,j} + \Delta l_3 \cdot \Theta_{S,j}) / d_j \quad (83)$$

mit: $\Theta_j(t_i)$ - Bodenfeuchte zum Zeitpunkt t_i [Vol.-%]
 $\Theta_{o,j}(t_i)$ - verdunstungsbeeinflusste Bodenfeuchte zum Zeitpunkt t_i [Vol.-%]
 $\Theta_{FC,j}$ - Feldkapazität [Vol.-%]
 $\Theta_{S,j}$ - Sättigungswassergehalt [Vol.-%]
 $\Delta l_1 \dots \Delta l_3$ - Mächtigkeit eines Teilabschnitts [mm]
 d_j - Schichtmächtigkeit [mm]

wobei:

$$\sum_{T=1}^n \Delta l_T = d_i \quad (84)$$

(alle Größen s. Gleichung 83)

Die Bodenfeuchte der Schicht j lässt sich ebenso durch die Bilanzgleichung 85 ausrechnen:

$$\Theta_j(t_i) = \Theta_j(t_{i-1}) + F_{j-1}(t_i) - F_j(t_i) - RH_j(t_i) - ET_j(t_i) - KA_j(t_i) + \Delta STW_j \quad (85)$$

(alle Größen s. Gleichungen 55 und 83)

Im Modell werden für alle Halden-, Deponie bzw. Bodenschichten beide Gleichungen (83 und 85) verwendet. Aus der Gesamtdifferenz beider Gleichungen (in Summe über alle Schichten) ergibt sich der numerische Modellfehler, der i.d.R. deutlich kleiner als 1 % ist. Die Ausgabe des Modellfehlers ermöglicht es dem Nutzer, zu prüfen, inwieweit die Modellierung bilanzkonform erfolgt ist und erleichtert das Auffinden von Programmierfehlern.

5. Die BOWAHALD-Module ROHALDEP und DRAINAGE für Untersuchungen zum Starkregenfall

5.1. Notwendigkeiten von Untersuchungen für den Starkregenfall

Das Modell BOWAHALD wurde primär zur Quantifizierung von Oberflächensicherungen von Deponien und Halden hinsichtlich des langjährigen wasserhaushaltlichen Verhaltens entwickelt (s. Abschnitt 4). Vor allem wegen der Zeitdiskretisierung von einem Tag sind dem Modell BOWAHALD Grenzen bezüglich der Nachbildung zeitlich hochaufgelöster Prozesse (vor allem Oberflächenabfluss- und hypodermische Abflussbildung) gesetzt. Starkregenereignisse kurzer Dauer (< 1 Tag) können mittels BOWAHALD im Hinblick auf die Oberflächenabfluss- und hypodermische Abflussbildung folglich nur unzureichend nachgebildet werden.

Für eine ganze Reihe von praktischen Aufgabenstellungen, die mit dem Verhalten von Oberflächensicherungen im Starkregenfall zusammenhängen, ist eine zeitlich hochaufgelöste Quantifizierung jedoch wünschenswert, so vor allem:

- bezüglich der Bemessung von Entwässerungseinrichtungen (oberirdische Entwässerungssysteme, Drainelemente)
- Bemessung von oberirdischen Rückhalteräumen
- Berechnung von Einleitmengen in die Vorflut

Es galt folglich, die im Abschnitt 4 dargestellten BOWAHALD-Modellinhalte für Betrachtungen zum Starkregenfall zu modifizieren und zu ergänzen. Ergänzungen ergeben sich daraus, dass mit dem Modell BOWAHALD im Hinblick auf die Abflussproblematik, die im Zusammenhang mit dem Starkregenfall ausschließlich von Bedeutung ist, lediglich der Abflussbildungsprozess quantifizierbar ist, nicht aber die Prozesse der Abflusskonzentration und des Abflussverlaufs. Unter Abflussbildung wird die Transformation des auf die Erdoberfläche fallenden Niederschlages in Abfluss verstanden. Die Abflusskonzentration beschreibt die zeitliche Verteilung des Eintreffens der gebildeten Abflüsse im Gewässer (Fließ- bzw. Standgewässer). Die weitere zeitlich-räumliche Verlagerung des Abflusses im Gewässer wird als Abflussverlauf bezeichnet (s. u.a. BAUMGARTNER, LIEBSCHER, 1990, DYCK, PESCHKE, 1995).

5.2. Das Modell ROHALDEP zur Bemessung oberirdischer Entwässerungseinrichtungen von Oberflächensicherungen

5.2.1. Modellstruktur

Das Modell ROHALDEP (DUNGER, 2002 d) dient der Ermittlung von Oberflächenabflüssen (RO), die auf oberflächengesicherten Halden- bzw. Deponien im Zusammenhang mit Starkregenereignissen gebildet werden, sich in den oberirdischen Entwässerungseinrichtungen konzentrieren und in diesen ablaufen. Mittels des Modells ROHALDEP sind folglich alle drei abflussrelevanten Prozesse (Abflussbildung, -konzentration und -verlauf) nachbildbar.

Die Abbildung 51 enthält Informationen zur Struktur des Modells ROHALDEP. Wie der Abbildung 51 zu entnehmen ist, erfolgt die Abflussmodellierung in aufeinanderfolgenden Schritten:

- Ermittlung der Niederschlagscharakteristik (s. Abschnitt 5.2.2)
- Quantifizierung der Oberflächenabflussbildung (s. Abschnitt 5.2.3)
- Erfassung der Abflusskonzentration (s. Abschnitt 5.2.4)
- Modellierung des Abflussverlaufs (s. Abschnitt 5.2.5, ggf. mit Zwischenspeicherung von Oberflächenwasser in einem Rückhalteraum, vgl. Abschnitt 5.2.6)

5.2.2. Ermittlung der Niederschlagscharakteristik

Bei Betrachtungen zum Abflussverhalten einer Oberflächensicherung im Starkregenfall handelt es sich im wasserwirtschaftlichen Sinne um eine Bemessungsaufgabe (SCHRÖDER U.A., 1994, DYCK, PESCHKE, 1995, MANIAK, 2005). Der für derartige Planungen notwendige Niederschlag wird als Bemessungsniederschlag bezeichnet. Hydrologisch-wasserwirtschaftlich relevante Merkmale des Bemessungsniederschlages sind (SCHRÖDER U.A., 1994):

- Niederschlagshöhe (Niederschlagsmenge) P
- Niederschlagsdauer P_D
- Regenspende P_S (Regenintensität) und deren zeitlicher Intensitätsverlauf $PI(t)$
- örtliche Niederschlagsverteilung
- Häufigkeit des Auftretens n (Wiederkehrintervall T , sog. Jährlichkeit, $T = 1/n$)

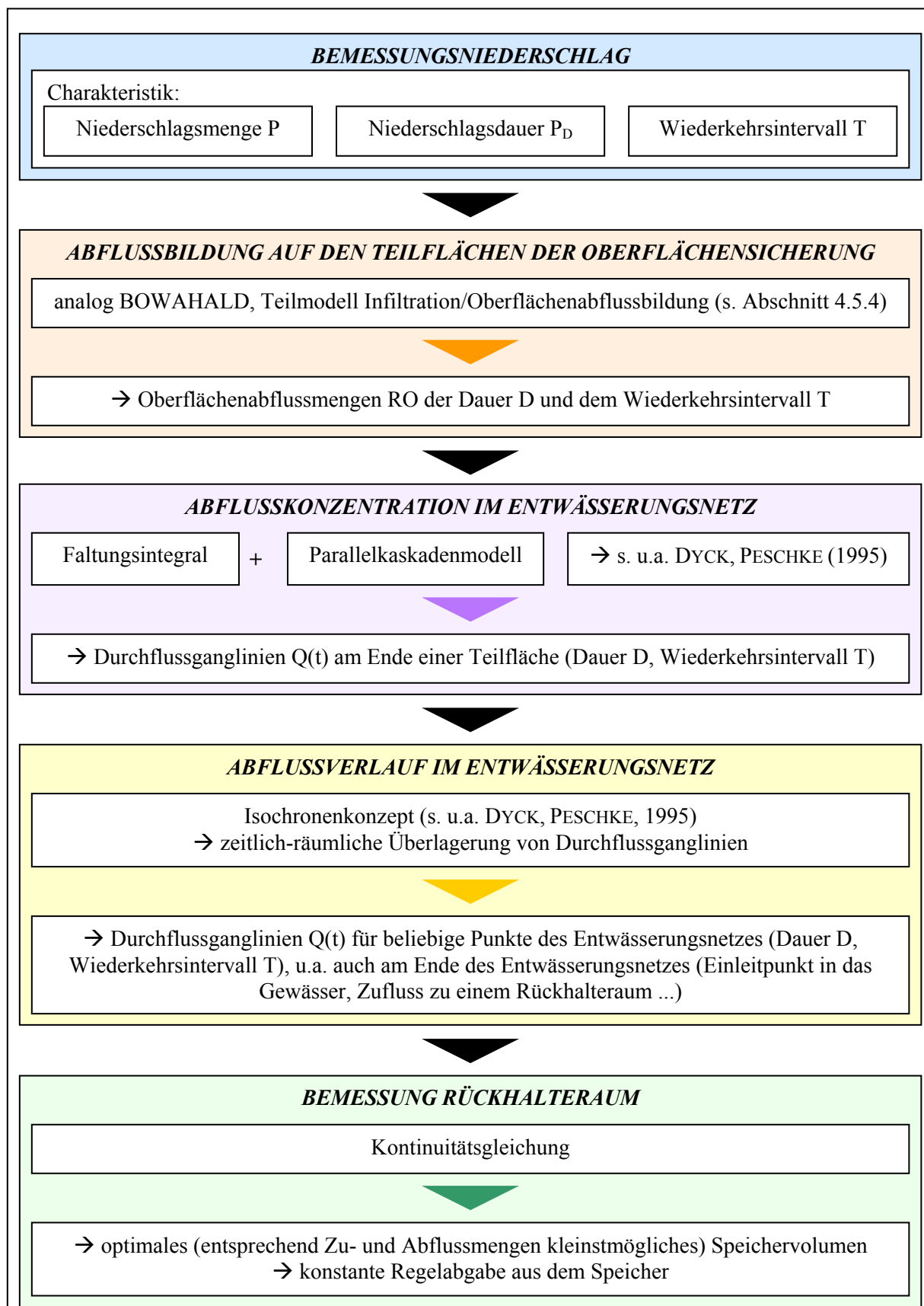
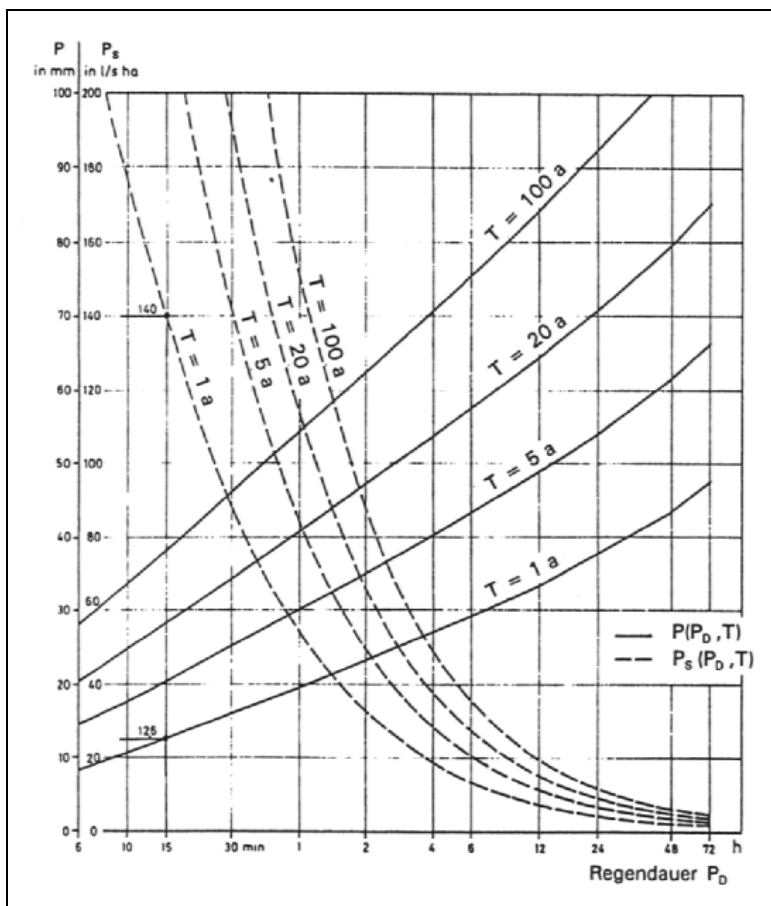


Abb. 51: Algorithmus des Modells ROHALDEP

Zur Ermittlung des Bemessungsregens stehen für Deutschland im wesentlichen die folgenden beiden Möglichkeiten zur Verfügung:

- Nutzung statistischer Auswertungen von Niederschlagsmessungen durch den Deutschen Wetterdienst (Niederschlagsmengen-Dauer-Häufigkeits-Beziehungen bzw. KOSTRA-Starkregenatlas, BARTELS U.A., 1997, 2005),
- Berechnung auf Grundlage der Basisbemessungsregens (Regen mit einer Regendauer von 15 min und einem Wiederkehrintervall von einem Jahr).

Zur Ermittlung der Zusammenhänge zwischen Niederschlagsmenge, -dauer und -häufigkeit sind lange Niederschlagsreihen (mehrere Jahrzehnte) notwendig. Statistische Auswertungen liefern entsprechende Niederschlagsmengen-Dauer-Häufigkeits-Beziehungen, die zum einen sehr genau sind, zum anderen aber nur für ein regional eng begrenztes Gebiet gelten und folglich nicht auf andere Gebiete übertragbar sind. Ein Beispiel für eine solche Niederschlagsmengen-Dauer-Häufigkeits-Beziehungen zeigt die Abbildung 52.



P - Regenmenge
 P_s - Regenspende
 T - Wiederkehrintervall
 P_D - Regendauer

Abb. 52:

Niederschlagsmengen - Dauer - Häufigkeits-Beziehung für das mittlere Neckartal (aus LFU, 1976, verändert)

Für die meisten praktischen Anwendungsfälle wird man auf Niederschlagsmengen-Dauer-Häufigkeits-Beziehungen verzichten müssen, weil diese nicht flächendeckend für die gesamte Bundesrepublik verfügbar sind und deren Erstellung durch den DWD im Rahmen eines Projekts i.d.R. zu aufwändig und kostspielig ist.

Die flächenhafte Darstellung von Klimatelementen, u.a. des Niederschlages, ist seit langem Ziel der Meteorologen (HELLMANN U.A., 1921). Wegen der kleinräumig hohen Variabilität vor allem von Niederschlägen kurzer Dauer, waren deutschlandweite Starkniederschlagskarten bis 1990 sowohl in der Alt-BRD als auch in der ehem. DDR nicht verfügbar. Mit dem seit 1997 vorliegenden KOSTRA-DWD-Atlas (BARTELS U.A., 1997, KOSTRA = Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertung) liegen deutschlandweit Starkniederschlagshöhen für insgesamt 18 Dauerstufen (zwischen 5 min und 72 h) und 8 Wiederkehrintervalle (zwischen 0,5 und 100 Jahren) in Form von Rasterdaten (Rasterweite: 8,45 x 8,45 km) vor. Grundlage hierfür waren statistische Untersuchungen an ca. 3 000 Stationen für den Zeitraum 1951 – 1980. Die täglichen Niederschlagshöhe der Stationen werden hierbei zunächst punktuell ausgewertet und anschließend regionalisiert (BARTELS U.A., 1997).

In dem seit 2005 verfügbaren Atlas KOSTRA-DWD-2000 (BARTELS U.A., 2005) ist der Bezugszeitraum erweitert und umfasst nunmehr die Jahre 1951 – 2000. Im Gegensatz zu KOSTRA-DWD basiert die statistische Auswertung bei KOSTRA-DWD-2000 auf rasterbezogenen täglichen Niederschlagshöhen (Rasterweite: 1 km x 1 km), die mittels REGNIE-Verfahren (DIETZER, 2000, REGNIE = Regionalisierung von Niederschlagshöhen) berechnet werden. Vorteile dieser Herangehensweise sind (BARTELS U.A., 2005):

- die Erstellung lückenloser, homogener Zeitreihen,
- eine Erhöhung der Informationsdichte von ca. 3 000 Stationen über 300 000 Rasterfelder sowie
- keine Notwendigkeit einer anschließende Regionalisierung.

Die Tabelle 27 enthält das Ergebnis einer KOSTRA-Starkregenanalyse (Anwendung der DWD-Software KOSTAB) beispielhaft für das Rasterfeld Freiberg/Brand-Erbisdorf. Grundlage der Parametrisierung sind die in KOSTRA-DWD enthaltenen Starkniederschlagskarten.

Tabelle 27: Ergebnis einer KOSTRA-Starkregenanalyse, beispielhaft für das Rasterfeld Freiberg/Brand-Erbisdorf (ausschnittsweise)

T	0,5		1		...	10		20		50		100	
D	hN	RN	hN	RN	...	hN	RN	hN	RN	hN	RN	hN	RN
5min	5.5	182.5	7.3	243.5	...	13.4	446.4	15.2	507.4	17.6	588.2	19.5	649.2
10min	6.8	113.3	9.3	155.4	...	17.7	295.2	20.2	337.3	23.6	393.0	26.1	435.0
15min	7.7	85.6	10.8	119.4	...	20.9	231.9	23.9	265.8	28.0	310.6	31.0	344.4
20min	8.4	70.1	11.9	99.1	...	23.5	195.5	26.9	224.5	31.5	262.9	35.0	291.9
30min	9.5	52.9	13.7	76.2	...	27.7	153.8	31.9	177.1	37.4	208.0	41.6	231.3
45min	10.7	39.8	15.8	58.6	...	32.7	121.0	37.7	139.8	44.4	164.6	49.5	183.4
60min	11.7	32.5	17.5	48.6	...	36.8	102.1	42.5	118.2	50.2	139.5	56.0	155.6
90min	13.7	25.3	19.7	36.5	...	39.7	73.5	45.7	84.7	53.7	99.5	59.7	110.6
2 h	15.2	21.1	21.4	29.7	...	42.0	58.3	48.2	66.9	56.4	78.3	62.6	86.9
3 h	17.6	16.3	24.1	22.3	...	45.5	42.1	51.9	48.1	60.5	56.0	66.9	61.9
4 h	19.5	13.6	26.2	18.2	...	48.2	33.5	54.8	38.1	63.6	44.2	70.2	48.8
6 h	22.5	10.4	29.4	13.6	...	52.3	24.2	59.2	27.4	68.4	31.6	75.3	34.8
9 h	25.9	8.0	33.1	10.2	...	56.9	17.6	64.1	19.8	73.6	22.7	80.8	24.9
12 h	28.6	6.6	36.0	8.3	...	60.5	14.0	67.9	15.7	77.6	18.0	85.0	19.7
18 h	31.2	4.8	40.5	6.3	...	71.5	11.0	80.8	12.5	93.2	14.4	102.5	15.8
24 h	33.7	3.9	45.0	5.2	...	82.5	9.5	93.8	10.9	108.7	12.6	120.0	13.9
48 h	40.7	2.4	55.0	3.2	...	102.5	5.9	116.8	6.8	135.7	7.9	150.0	8.7
72 h	49.2	1.9	65.0	2.5	...	117.5	4.5	133.3	5.1	154.2	5.9	170.0	6.6

T - Wiederkehrzeit [a]: mittlere Zeitspanne in der ein Ereignis einen Wert einmal erreicht oder überschreitet

D - Niederschlagsdauer einschließlich Unterbrechungen [mm, h]

hN - Niederschlagshöhe [mm]

RN - Niederschlagsspende [l / (s · ha)]

Obwohl der KOSTRA-Atlas zunehmende Verbreitung findet, so gibt es nach wie vor Nutzer, die weder über Niederschlagsmengen-Dauer-Häufigkeits-Beziehungen noch über KOSTRA-Werte verfügen. Für diesen Fall war es über Jahrzehnte üblich, Regenmengen ausgehend von der Basisbemessungsregenspende $P_S(15,1)$ (Intensität eines Regens mit einer Regendauer von 15 min und einem Wiederkehrintervall von einem Jahr) unter Verwendung der REINHOLD-Formel (REINHOLD, 1940, vgl. Gleichung 86) in Regenspenden mit Regendauern ungleich 15 min und Wiederkehrintervalle ungleich einem Jahr umzurechnen:

$$P_S(P_D, T) = P_S(15,1) \cdot \varphi \quad \text{mit } \varphi = 38 (T^{0,25} - 0,369) / (P_D + 9) \quad (86)$$

mit: $P_S(P_D, T)$ - Regenspende der Dauer P_D mit einem Wiederkehrintervall T [l/s ha]

$P_S(15,1)$ - Basisregenspende mit einer Dauer von 15 min und einem Wiederkehrintervall von 1 Jahr [l / (s · ha)]

φ - Zeitbeiwert

T - Wiederkehrintervall (sog. Jährlichkeit) [a]

P_D - Regendauer [min]

Die Regenspende kann über die Umrechnung der Fläche (von ha auf $\text{mm} = \text{l/m}^2$) und den Bezug auf die Regendauer in Regenmenge (Niederschlagshöhe) umgerechnet werden:

$$P(P_D, T) = 0,36 \cdot P_S(P_D, T) \cdot P_D \quad (87)$$

mit: $P(P_D, T)$ - Bemessungsregenmenge für P_D und T analog P_S [mm]
 $P_S(P_D, T)$ - Bemessungsregenspende für P_D und T [$l / (s \cdot ha)$]
 P_D - Regendauer [h]

Werte für die Basisbemessungsregenspende $P_S(15,1)$ werden seit weit mehr als einem Jahrhundert für die Kanalnetzdimensionierung benötigt. Entsprechende Werte sind folglich bundesweit für viele Städte (s. Tabelle 28) und Regionen (vgl. Tabelle 29) verfügbar (s. z.B. SCHNEIDER, 1996).

Tabelle 28: Basisregenspenden $P_S(15,1)$ für ausgewählte deutsche Städte (aus SCHNEIDER, 1996)

Ort	$P_S(15,1)$ [$l / s \cdot ha$]	Ort	$P_S(15,1)$ [$l / s \cdot ha$]	Ort	$P_S(15,1)$ [$l / s \cdot ha$]
Augsburg	120	Flensburg	(100)	Lübeck	90 (106)
Berlin	94	Frankfurt/M.	115 (120)	Mainz	105 (117)
Bitterfeld	95	Görlitz	107	Minden	84
Bonn	115 (108)	Halle	84	München	117 (135)
Braunschweig	91	Hamburg	87 (99)	Nürnberg	90
Bremen	78 (108)	Hannover	95 (100)	Oldenburg	(108)
Dortmund	84 (84)	Heilbronn	104	Osnabrück	96 (150)
Dresden	102	Kassel	109	Passau	(123)
Duisburg	104	Kiel	76	Saarbrücken	88 (135)
Düsseldorf	102	Konstanz	(150)	Stuttgart	133 (126)
Essen	89 (96)	Leipzig	97	Tübingen	(200)

Werte in Klammern: Ergebnisse neuerer Auswertungen

Tabelle 29: Basisregenspenden $P_S(15,1)$ für verschiedene geographische Regionen Deutschlands (aus SCHNEIDER, 1996)

Geographische Region	$P_S(15,1)$ [$l / s \cdot ha$]
Nordwestdeutschland	85
Nordost- und Mitteldeutschland	95
Westdeutschland	96
Sachsen	106
Südwestdeutschland	119

Die REINHOLD-Formel hat zwei ganz entscheidende Randbedingungen, die es einzuhalten gilt:

- Sie ist nur für Regendauern bis 150 Minuten gültig.
- Sie gilt nur für Wiederkehrintervalle bis 20 Jahre.

Gültigkeitsgrenzen sollte man generell sehr ernst nehmen und dies ist auch im Falle der REINHOLD-Formel so. Die Anlage 13 enthält die mittels REINHOLD-Formel berechneten Niederschläge für verschiedene Dauern und Wiederkehrintervalle beispielhaft für das bereits im Zusammenhang mit einer KOSTRA-Analyse betrachtete Rasterfeld Freiberg/Brand-Erbisdorf (s. Tabelle 27). Geht man von einer vergleichsweise hohen Genauigkeit der KOSTRA-Werte aus, so wird deutlich, dass die Genauigkeit der REINHOLD-Formel mit zunehmendem Wiederkehrintervall abnimmt. Bereits ab einem Wiederkehrintervall von 10 Jahren treten zum Teil größere Abweichungen zu den mittels KOSTRA-Analyse erhaltenen Starkregenmengen auf. Gleiches trifft für Niederschläge mit Dauern > 60 min zu. Außerhalb der o.g. Gültigkeitsgrenzen ist die REINHOLD-Formel in der Tat unbrauchbar.

Wenngleich größere Regendauern (im Bereich mehrerer Stunden) für die im Vergleich zu Flusseinzugsgebieten kleinen Deponie-/Haldenflächen i.d.R. kaum von Relevanz sind, so sind doch Wiederkehrintervalle von > 20 Jahren für bestimmte Aufgabenstellungen von Interesse. Im Ergebnis eigener Untersuchungen ist die REINHOLD-Formel durch einen neuen Ansatz ersetzt worden. Mit Hilfe von Regressionsuntersuchungen (Programm Regres 3.3, SCHUMACHER, 1995) wurde die beste Anpassung an KOSTRA-Starkregenmengen für folgende Gleichung erhalten:

$$P(P_D, T) = A (B + C \cdot P(15, 1)) \quad (88)$$

mit: $P(P_D, T)$ - Bemessungsregenmenge [mm] der Dauer P_D mit einem Wiederkehrintervall T
($P_D = 5 - 1440$ min, $T = 1 - 100$ a)

$P(15, 1)$ - Basisbemessungsregenmenge mit einer Dauer von 15 min und einem Wiederkehrintervall von 1 Jahr [mm]

wobei:

$$A = A_1 + A_2 \cdot P_D - A_3 \cdot P_D^2 + A_4 \cdot \ln(P_D) - A_5 (1 + P_D)^{0,5} \quad (88 a)$$

$$B = B_1 + B_2 \cdot P_D^{B3} \quad (88 b)$$

$$C = C_1 + C_2 \cdot P_D^{C3} \quad (88 c)$$

mit:

$$A_1 = 0,502 - 0,031 \cdot T^{0,334} \quad (88 d)$$

$$A_2 = 0,002031 + 0,000002717 T + 0,00171 \ln(T) - 0,001897 \ln(1 + T) \quad (88 e)$$

$$A_3 = 2,419 \cdot 10^{-7} + 3,824 \cdot 10^{-7} T + 0,00171 \ln(T) - 2,774 \cdot 10^{-7} \ln(1 + T) \quad (88 e)$$

$$A_4 = 0,149 + 0,1204 T^{0,1147} \quad (88 f)$$

$$B_1 = -33,691 + 35,538 T^{0,04595} \quad (88 g)$$

$$B_2 = -1,351 - 1,472 T^{0,127} \quad (88 h)$$

$$B_3 = 0,806 T^{0,0499} \quad (88 i)$$

$$C_1 = 0,578 + 0,35 \ln(T) \quad (88 j)$$

$$C_2 = 0,0674 + 0,0796 \ln(T) \quad (88 k)$$

$$C_3 = 0,641 T^{0,038} \quad (88 l)$$

mit: T - Wiederkehrintervall (sog. Jährlichkeit) [a]
 P_D - Regendauer [h]

Dieser Ansatz hat gegenüber der REINHOLD-Formel folgende Vorteile:

- Er ist anwendbar für Regendauern zwischen 5 Minuten und 24 Stunden.
- Er gilt für Wiederkehrintervalle zwischen einem und 100 Jahren.
- Grundlage der neu entwickelten Beziehung (Gleichung 88) sind KOSTRA-Werte. Die Genauigkeit des Ansatzes (verglichen mit KOSTRA-Starkregenwerten) ist folglich selbst im Gültigkeitsbereich der REINHOLD-Formel für nahezu alle Regendauern und Wiederkehrintervalle höher als bei der REINHOLD-Formel.

Auch wenn eine befriedigende Anpassung des entwickelten Ansatzes an KOSTRA-Werte vorliegt, so muss dennoch vermerkt werden, dass eine Ermittlung von Starkniederschlägen über eine große Spannweite von Niederschlagsdauer und Wiederkehrintervall allein auf Grundlage des Basisbemessungsniederschlags kritisch zu sehen ist. Nach Möglichkeit sollte folglich auf Werte, die auf entsprechenden Niederschlagsmengen-Dauer-Häufigkeits-Beziehungen bzw. auf KOSTRA-Analysen basieren, zurückgegriffen werden.

Die maßgebende Bemessungsregendauer P_D charakterisiert die Regendauer, die für das Bemessungswiederkehrintervall im betrachteten Gebiet (z.B. eine Halden- bzw. Deponie-teilfläche) den größten Abflusswert verursacht. Im allgemeinen wird angenommen, dass dies für die sog. Abflusskonzentrationszeit T_C der Fall ist.

Maßgebende Regendauer und Abflusskonzentrationszeit sind z.B. mittels empirischer Formeln berechenbar. In der Praxis häufig angewendete Formeln sind:

- die KIRPICH-Formel (KIRPICH, 1940) für kleine landwirtschaftlich genutzte Gebiete sowie
- die KERBY-Formel (KERBY, 1959) für Gebiete mit Grünland- bzw. Waldnutzung.

Die maßgebende Regendauer wird hierbei auf Grundlage topografischer Parameter wie Gewässergefälle, Gewässperlänge, Einzugsgebietsgröße und Landnutzung berechnet:

KIRPICH-Formel (für $A_E \leq 0,8 \text{ km}^2$):

$$P_D = T_C = 0,868 (l^3 / \Delta h)^{0,385} \quad (89)$$

mit: P_D - maßgebende Bemessungsregendauer [h]
 T_C - Konzentrationszeit des Abflusses in einem Gebiet [h]
 l - längster Fließweg im Einzugsgebiet bis zum Gebietsauslass [km]
 Δh - Höhenunterschied von der Einzugsgebietsgrenze bis zum Gebietsauslass [m]
 $(A_E$ - Einzugsgebietsfläche)

KERBY-Formel (für $l < 0,4 \text{ km}$): $P_D = T_C = 3,03 (r \cdot l^{1,5} / \Delta h^{0,5})^{0,467} \quad (90)$

mit: r - Nutzungsbeiwert (Wiese: $r = 0,3 - 0,4$, Wald: $r = 1$)
 (alle anderen Größen \rightarrow s. Gleichung 89)

Im Modell ROHALDEP werden die je nach Bewuchs mittels KIRPICH bzw. KERBY berechneten Bemessungsniederschlagsdauern P_D lediglich als erster Anhaltswert verwendet, auf dessen Grundlage P_D modellintern durch ein spezielles Iterationsverfahren eine genauere Ermittlung erfolgt. Hierbei wird die Regendauer so lange gezielt verändert, bis die modellierte Durchflussschwelle hinsichtlich Scheiteldurchfluss maximal wird.

Das Bemessungswiederkehrintervall T ist ein Maß für die hydrologische Sicherheit (Restrisiko) und richten sich u.a. nach (s. u.a. SCHRÖDER U.A., 1994):

- der Bedeutung der Anlage
- der Gefahr, die von der zu projektierenden Anlage ausgeht
- der Funktionsdauer der Anlage

Für wasserwirtschaftliche Bemessungsaufgaben sind in der Tabelle 30 Orientierungswerte hinsichtlich des anzusetzenden Wiederkehrintervalls angegeben.

Tabelle 30: In Deutschland häufig angesetzte Wiederkehrintervalle für wasserwirtschaftliche Bemessungsaufgaben (aus SCHRÖDER U.A., 1994)

Hydrologische Bemessungsaufgabe	Wiederkehrintervall T [a]
- Straßenentwässerung außerhalb von Ortslagen	1
- Straßenentwässerung/Kanalisation in Ortslagen	1 ... 5
- Straßenentwässerung im Bereich von Unterführungen	5 ... 20
- Gewässerausbau außerhalb von Ortslagen, kleine Durchlässe	1 ... 20
- Gewässerausbau in Ortslagen	50 ... 1000
- kleine Deiche oder Regen- bzw. Hochwasserrückhaltebecken	10 ... 50
- hohe Deiche, große Rückhaltebecken oder Talsperren (große Sachschäden möglich)	100 ... 200
- hohe Deiche oder Talsperren (Menschenleben gefährdet)	200 ... 1000

Für Halden- bzw. Deponieentwässerungen werden je nach akzeptierbarem Restrisiko Wiederkehrintervalle zwischen einem und 50 Jahren (in Ausnahmefällen auch darüber) angesetzt.

Neben den genannten Faktoren beeinflussen auch die zeitliche und räumliche Niederschlagsverteilung die Abflussbildung und -konzentration (s. Abbildungen 53 und 54).

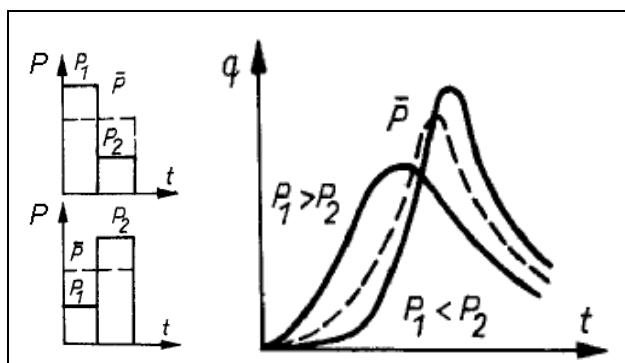


Abb. 53:

Einfluss der zeitlichen Verteilung des Niederschlages auf den Abfluss (aus DYCK, PESCHKE, 1995, verändert)

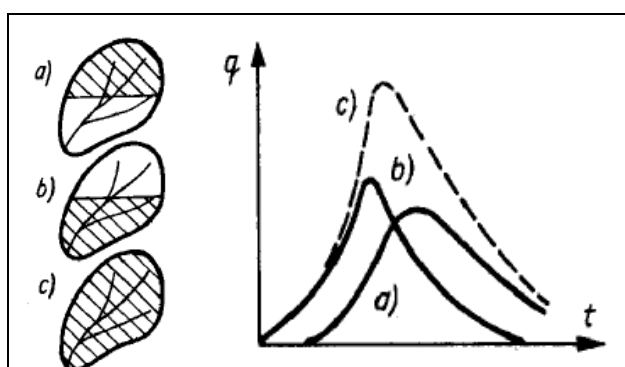


Abb. 54:

Einfluss der räumlichen Verteilung des Niederschlages auf den Abfluss (aus DYCK, PESCHKE, 1995)

Bezüglich der zeitlichen Niederschlagsverteilung sind gegenwärtig drei Herangehensweisen im Zusammenhang mit Bemessungsaufgaben üblich:

- Verwendung von real gemessenen Niederschlägen in hoher zeitlicher Auflösung (Minuten- ... Stundenwerte mit sich ständig ändernden Intensitäten) im Rahmen einer Niederschlag-Abfluss-Modellierung (s. auch Abschnitt 7.1)
- Niederschlag mit konstanter Intensität (Blockregen)
- Niederschlag mit vorgegebener Intensitätsverteilung (z.B. entsprechend nach DVWK, 1990, 1992, vgl. Abbildung 55)

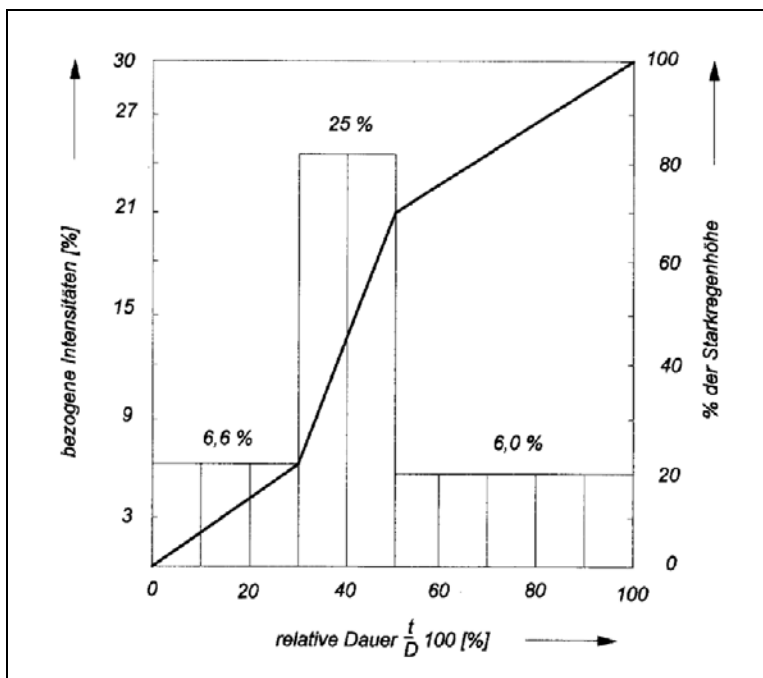


Abb. 55:

Zeitliche Niederschlagsverteilung nach DVWK (1990, 1992)

Im Modell ROHALDEP wird von einer zeitlich konstanten Niederschlagsverteilung über die gesamte Regendauer (Blockregen) ausgegangen.

Die örtliche Niederschlagsverteilung wird ebenfalls als konstant über das Gesamtgebiet angenommen. Diese Annahme erscheint wegen der kleinen, im allgemeinen nur wenige Hektar großen, Deponie- bzw. Haldenflächen gerechtfertigt. Bei Flächen über 10 km² (i.d.R. nicht halden- bzw. deponierelevant, jedoch für Gebiete im Deponie- bzw. Haldenumfeld denkbar) wird hingegen eine Abminderung des Bemessungsniederschlags durchgeführt. Die Abminderungsfaktoren sind GROBE (1977) zu entnehmen.

5.2.3. Quantifizierung des Abflussbildungsprozesses (Oberflächenabflussbildung)

Die Quantifizierung der Oberflächenabflussbildung erfolgt im Modell ROHALDEP im wesentlichen analog BOWAHALD (vgl. Abschnitt 4.5.4). Im Unterschied zum Modell BOWAHALD bleibt lediglich der Einfluss der Muldenspeicherung unberücksichtigt, weil für den Starkregenfall davon ausgegangen werden kann, dass das Muldenspeichervermögen auch bei geringer Hangneigung sehr schnell erschöpft ist.

Auch muss die Oberflächenabflussmodellierung für oberflächennahe Stauerschichten im Modell ROHALDEP anders als in BOWAHALD angegangen werden, weil die Modellierung im Gegensatz zu BOWAHALD nicht über einen langen Zeitraum sondern ereignisbezogen erfolgt. Stauwasserspiegel, die sich im Laufe der Zeit aufbauen und (falls sie bis zur Oberfläche reichen) zur Oberflächenabflussbildung beitragen (vgl. Abbildung 56), können wegen der Ereignisbezogenheit nicht wie im Modell BOWAHALD (vgl. Abschnitt 4.5.7) durch Anwendung der Kontinuitätsgleichung (s. Gleichung 55) fortlaufend bilanziert werden.

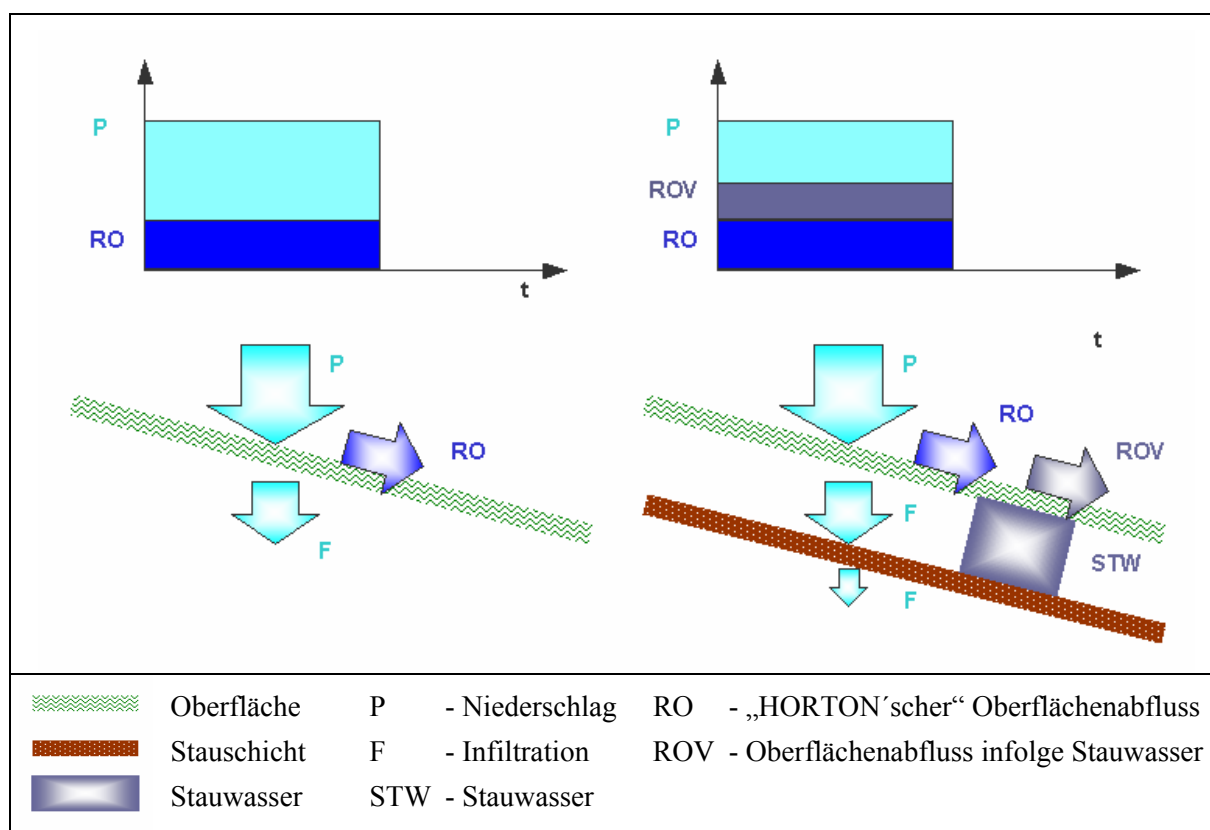


Abb. 56: Erhöhung der Oberflächenabflussmengen infolge Stauwasserbildung

Infolge Wasseraufstau verringert sich das Rückhaltevermögen (Retention) S (s. Gleichungen 21 – 24). Reicht der Wasseraufstau bis an die Oberfläche, so vergrößert sich der Oberflächenabfluss gegenüber dem Fall ohne stauende Schicht.

Für den Fall des Vorhandenseins einer oberflächennahen stauenden Schicht werden folglich Angaben zum vertikalen Schichtenaufbau und zu den hydrologisch relevanten Durchlässigkeits- und Speicherparametern notwendig. Ohne diese Angaben kann es zu einer Fehlberechnung der Oberflächenabflussmengen in der Art kommen, dass zu wenig Abfluss berechnet wird (Folge: Unterbemessung).

Die Angaben zum vertikalen Schichtenaufbau sind bis zu der Schicht notwendig, die eine geringere Wasserdurchlässigkeit als die Oberfläche aufweist. Die Angaben können i.d.R. entfallen, wenn:

- die Schicht mit geringerer Durchlässigkeit als die Oberfläche einen Abstand von mindestens 1 m unter GOK hat u./o.
- die Durchlässigkeit der Schicht mit geringerer Durchlässigkeit als die Oberfläche mindestens $1 \cdot 10^{-4}$ m/s beträgt u./o.
- sich unmittelbar unterhalb der oberflächennahen Schicht eine sehr gut wasserleitende Schicht (z.B. Drainageschicht) befindet.

Bezüglich der Retentionsverluste L gilt nach US-SCS (1972):

$$L = S \left[(I + X) - \frac{S}{P + 0,8 S} \right] \quad (91)$$

mit: L - Summe aller Retentionsverluste [in]

S - potentielle Retention [in]

X - Faktor ($X = 0,2$ nach US-SCS, 1972 für die USA, $X = 0,05$ nach MANIAK, 1992 für Deutschland)

P - Niederschlag [in]

Für ein sehr langes Niederschlagsereignis mit folglich (theoretisch) $P \rightarrow \infty$ gilt demnach:

$$L = S (I + X) \quad (92)$$

$$\text{mit: } S = n_e \cdot d \quad (\text{für alle durchlässigen Schichten}) \quad (93)$$

$$\text{bzw.: } S = 1000 \cdot k_f \cdot P_D \quad (\text{für alle undurchlässigen Schichten}) \quad (94)$$

mit: n_e - entwässerbarer Hohlraumanteil []
 d - Schichtmächtigkeit [dm]
 k_f - Filtrationskoeffizient der Schicht [m/s]
 P_D - Regendauer [s]
 (alle anderen Größen s. Gleichung 91)

Nach Us SCS (1972) ergibt sich der Oberflächenabfluss zu:

$$RO = P - L \quad (95)$$

mit: RO - Oberflächenabfluss [in] bzw. [mm]
 P - Niederschlag [in] bzw. [mm]
 L - Summe aller Retentionsverluste [in] bzw. [mm]

Folgende Gültigkeitsgrenzen sind bezüglich des Oberflächenabflussmodells (SCS-Verfahren) nach Us-SCS (1972) zu beachten:

- zunehmende Ungenauigkeit für Oberflächenabflüsse < 0,5 inch (12,7 mm)
- keine Anwendbarkeit für Abflüsse infolge Schneeschmelze bzw. Regen auf gefrorener Oberfläche
- Anfangsverlust ($X \cdot S$) stark abhängig von der Speicherfähigkeit der abflussbildenden Fläche (höher im Falle guter Speicherfähigkeit, geringer bei schlechten Speicherbedingungen)
- keine Anwendbarkeit für CN < 40 %

Das dem Modell ROHALDEP zugrunde liegende SCS-Verfahren ist folglich insbesondere für kleine Niederschläge u./o. gut durchlässige Oberflächen anderen Verfahren (vgl. Abschnitt 3.4.1) unterlegen. Deshalb wird bei kleinen CN-Faktoren, die nach Us SCS (1972) lediglich sehr kleine oder gar keine Oberflächenabflüsse nach sich ziehen, auf eine Anwendung des CN-Verfahrens verzichtet und statt dessen Oberflächenabflüsse nach dem Abflussbeiwertverfahren (s. z.B. ATV, 2000) berechnet:

$$RO = \psi \cdot P \quad (\text{mit } 0 \leq \psi \leq 1) \quad (96)$$

mit: ψ - Abflussbeiwert []
 RO - Direktabfluss (Oberflächenabfluss) [mm]
 P - Niederschlag [mm]

Für den Abflussbeiwert ψ existieren folgende Randbedingungen:

- $\psi = 0 \rightarrow$ vollständiges Zurückhalten des Niederschlages \rightarrow vollständige Infiltration
- $\psi = 1 \rightarrow$ vollständiges Abfließen des Niederschlages

Die Tabelle 31 enthält eine Zusammenstellung der ROHALDEP-intern verwendeten Abflussbeiwerte, die sich an SCHNEIDER 1996 anlehnen und als Orientierungswerte anzusehen sind, d.h. unter Berücksichtigung der konkreten Randbedingungen ggf. verändert werden sollten. Solche Randbedingungen können u.a. sein:

- Das Wiederkehrintervall: Die Werte gelten für kleinere Wiederkehrintervalle (ca. 1 - 5 Jahre) und sind für große Wiederkehrintervalle zu erhöhen.
- Der Vegetationsbedeckungsgrad: Die o.g. Werte sind für hohe Bedeckungsgrade anzusetzen und für geringe Bedeckungsgrade ggf. zu erhöhen.
- Die Hangneigungsverhältnisse: Nach SCHNEIDER (1996) sind die angegebenen Abflussbeiwerte für nahezu ebenen Verhältnisse zutreffend und folglich für geneigte Flächen zu erhöhen.

Tabelle 31: ROHALDEP-intern verwendete minimale Abflussbeiwerte ψ [%]

k_f -Wert Oberfläche [m/s]	$> 2 \cdot 10^{-6}$	$1 \dots 2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-7} \dots$ $1 \cdot 10^{-6}$	$< 4 \cdot 10^{-7}$
US-SCS-Bodentyp (vgl. Abschnitt 4.5.4.1, Tabelle 19)	1	2	3	4
unbewachsen	25	30	35	40
Grasbewuchs:				
spärlich	20	23	25	30
durchschnittlich	15	17	20	25
üppig	10	12	15	20
kombinierter Bewuchs:				
spärlich	10	12	15	20
durchschnittlich	5	7	10	12
üppig	2	4	5	7

5.2.4. Quantifizierung der Abflusskonzentration

Sowohl bei der Abflusskonzentration (zeitliche Verteilung der Zuflüsse zu den Entwässerungseinrichtungen) als auch beim Abflussverlauf (weitere räumlich-zeitliche Verlagerung in den Entwässerungseinrichtungen, vgl. Abschnitt 5.1) gilt es, die hydrologischen Grundprozesse Speicherung (Dämpfung der Durchflussganglinie) und Translation (Verlagerung und Verzögerung der Durchflussganglinie) zu erfassen (DYCK, PESCHKE, 1995).

Im Modell ROHALDEP wird dies folgendermaßen umgesetzt: Im Rahmen der Abflusskonzentration werden Speicherprozesse durch ein Parallelkaskadenmodell (s.u.) quantifiziert wogegen Translationsprozesse beim Abflussverlauf durch die Anwendung der Isochronenmethode (s. Abschnitt 5.2.5) erfasst werden.

Durch den Abflusskonzentrationsprozess werden die auf einer Deponie- bzw. Haldenfläche gebildeten Abflussmengen in eine Abflussganglinie transformiert (s. auch Abschnitt 5.1). Im Ergebnis der Abflusskonzentration erhält man die Ganglinie der Durchflüsse am tiefsten Punkt der Deponie- bzw. Haldenfläche (i. allg. gleich dem Zufluss zum Entwässerungssystem).

Generell sind zwei Grenzfälle bezüglich der Abflusskonzentration denkbar:

- flächenhafte Abflusskonzentration auf einer Deponie- bzw. Haldenfläche oder
- Abflusskonzentration in einem dichten Entwässerungsnetz (Kanalnetzentwässerung).

Der erstgenannte Fall stellt für Deponie- bzw. Haldenentwässerungen den Regelfall dar. Die Abflüsse werden auf den Deponie- bzw. Haldenflächen gebildet und konzentrieren sich erst am Haldenfuß im Entwässerungsgraben (s. Abbildung 57). Die Folge ist eine im Vergleich zur Abflusskonzentration in einem dichten Entwässerungsnetz langsamere Abflusskonzentration. Dies ist im letztgenannten Fall nicht so: bereits die Deponie- bzw. Haldenflächen sind von einem engen Netz an Zuflussgräben durchzogen (s. Abbildung 58). In Folge dessen ist von einer verglichen mit flächenhafter Abflusskonzentration schnelleren Abflusskonzentration mit kürzeren Scheiteleintrittszeiten und höheren Durchflussscheitelwerte auszugehen.

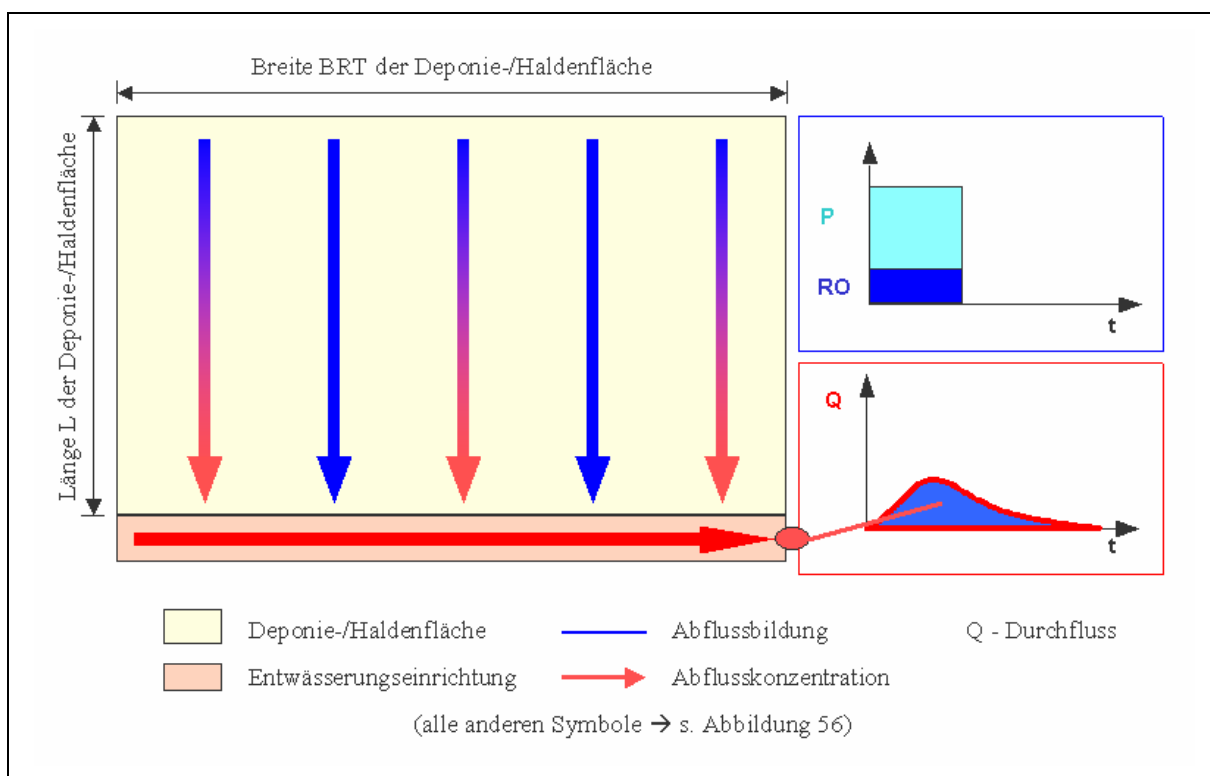


Abbildung 57: Flächenhafte Abflusskonzentration auf der gesamten Fläche zum Hangfuß

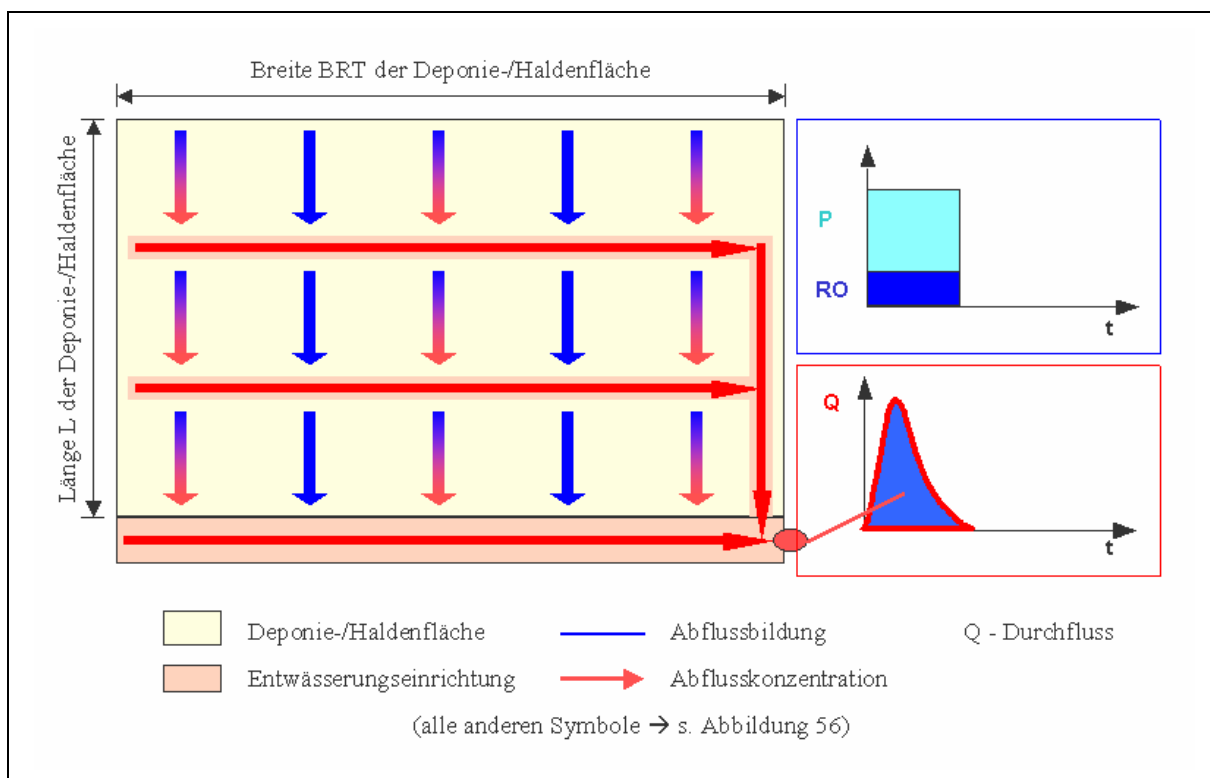
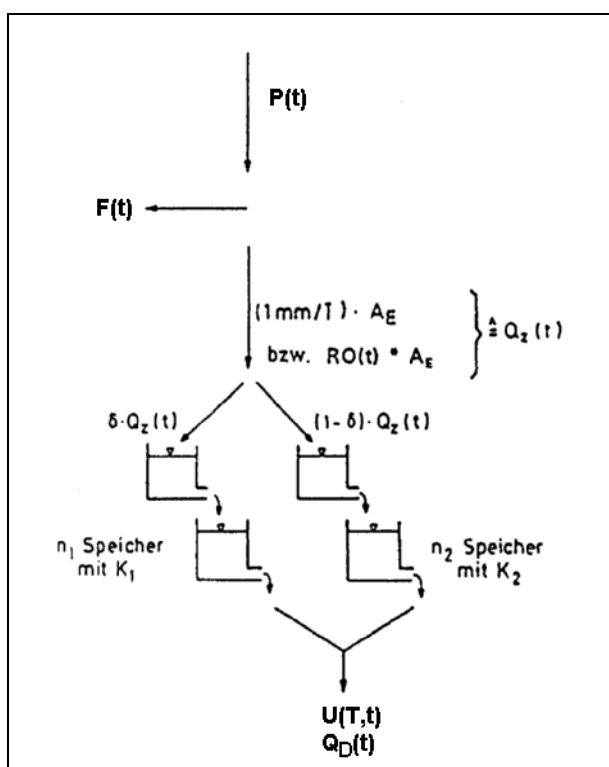


Abbildung 58: Abflusskonzentration in einem Entwässerungsnetz (Kanalnetz)

Bezüglich der Quantifizierung von Speicherprozessen gibt es eine Vielzahl von Möglichkeiten. Methodenüberblicke sind u.a. MAIDMENT (1992), DYCK, PESCHKE (1995) sowie MANIAK (2005) enthalten. Grundanliegen ist es, ein Eingangssignal (Impuls, hier: gebildeter Oberflächenabfluss) in ein Ausgangssignal (Impulsantwort, hier: Durchflussganglinie im Entwässerungssystem) zu transformieren. Als Transformator (auch Impulsantwortfunktion genannt) fungiert im Modell ROHALDEP ein Parallelkaskadenmodell (s. Abbildung 59).



- P - Niederschlagsmenge
- F - Infiltrationsmenge
- T - Zeitintervallparameter der Einheitsganglinie
- RO - Oberflächenabfluss
- Q_Z - Zufluss zu den Speicherkaskaden
- δ - Aufteilungsfaktor für die beiden Kaskaden
- n - Anzahl der Speicher einer Kaskade
- U(T,t) - Impulsantwortfunktion
- A_E - Fläche, Einzugsgebiet
- K - Speicherkonstante
- Q_D(t) - Abflussganglinie des Oberflächenabflusses (Direktabflussganglinie)

Abb. 59:
Prinzip des Parallelkaskadenmodell (aus SCHRÖDER U.A., 1994, verändert)

Für den Fall einer flächenhaften Abflusskonzentration ergibt sich die Impulsantwortfunktion $U(T, t_j)$ des Parallelkaskadenmodells für jedes Berechnungszeitintervall t_j (s. z.B. SCHRÖDER U.A., 1994):

$$U(T, t_j) = A_E / 3,6 \left[\delta / K_1 (t_j / K_1) e^{-t_j / K_1} + (1 - \delta) / K_2 (t_j / K_2) e^{-t_j / K_2} \right] \quad (97)$$

- mit:
- $U(T, t_j)$ - Impulsantwortfunktion [$\text{m}^3 / (\text{s} \cdot \text{mm})$]
 - A_E - Deponie-/Haldenfläche [km^2]
 - K_1, K_2 - Speicherkonstante für die 1. bzw. 2. Kaskade [h]
 - δ - Aufteilungsfaktor (Wichtung der Anteile der beiden Kaskaden)
 - t_j - Berechnungszeitintervall

Bei Vorhandensein eines Entwässerungsnetzes erfolgt die Berechnung der Impulsantwortfunktion $U(T, t_j)$ des Kaskadenmodells mit 3 Linearspeichern für jedes Berechnungszeitintervall t_j nach EULER (1978):

$$U(T, t_j) = AE / 3,6 \left[e^{-t_j / 0,25 \cdot P_D} \left[t_j / (0,25 P_D) \right]^2 \cdot 2 / P_D \right] \quad (98)$$

mit: $U(T, t_j)$ - Impulsantwortfunktion [$\text{m}^3 / (\text{s} \cdot \text{mm})$]
 A_E - Deponie-/Haldenfläche [km^2]
 P_D - maßgebende Regendauer [h] (vgl. Abschnitt 5.2.2)
 t_j - Berechnungszeitintervall

Der Parameter T der Impulsantwortfunktion wird als Zeitintervallparameter der Einheitsganglinie bezeichnet und entspricht der Intervallbreite der Ganglinie des Oberflächenabflusses (Zuflussganglinie zu den Speichern, in ROHALDEP: 1 min). Die Einheitsganglinie ist das Abflussergebnis eines Oberflächenabflusses von 1 mm ($1 \text{ l} / \text{m}^2$) und der Dauer T , der gleichmäßig über das betrachtete Gebiet auftritt und über das betrachtete Zeitintervall hinweg konstant ist (SHERMAN, 1932).

Während für den Fall des Vorhandenseins eines Entwässerungsnetzes auf den Deponie- bzw. Haldenflächen alle Größen vorhanden sind, müssen die Speicherparameter K_1 , K_2 und δ (vgl. Gleichung 97) bei flächenhafter Abflusskonzentration aus den folgenden morphometrischen Parametern berechnet werden:

- längster Fließweg für die betrachtete Deponie-/Haldenfläche
- Höhenunterschied von höchsten zum niedrigsten Punkt der Deponie-/Haldenfläche

In Bezug auf die flächenhafte Abflusskonzentration auf den Deponie- bzw. Haldenflächen werden diesbezüglich zwei Vorgaben gemacht (s. Abbildung 57):

- a) Der längste Fließweg LF vom am weitesten vom Ausfluss entfernten Halden-/Deponiepunkt bis zum Ausflusspunkt entspricht der Summe aus Halden-/Deponielänge L und -breite BRT :

$$L_F = L + BRT \quad (99)$$

mit: L_F - längster Fließweg vom am weitesten vom Ausflusspunkt entfernten Halden-/Deponiepunkt bis zum Ausflusspunkt [m]
 L - Halden-/Deponielänge [m]
 BRT - Halden-/Deponiebreite [m]

b) Eine Abflusskonzentration findet für den Fall flächenhafter Abflussbildung nur am Halden- bzw. Deponiefuß statt: Abflusskonzentrationslänge $L_{AF} = BRT$

Die Größen L_F und L_{AF} werden für die Ermittlung der Flussdichte D_F und des orohydrographischen Faktors F_H benötigt (s. SCHROEDER U.A., 1994):

Flussdichte D_F :

$$D_F = \frac{L_{AF}}{A_E} \quad (100)$$

mit: D_F - Flussdichte [km/km^2]
 L_{AF} - Länge aller Entwässerungsstrecken [km]
 A_E - Halden- bzw. Deponiefläche [km^2]

Orohydrographischer Faktor:

$$F_H = \frac{L_F}{[DH / (1000 L_F)]^{0,5}} \quad (101)$$

mit: F_H - orohydrographischer Faktor [km]
 L_F - längster Fließweg [km]
 DH - Höhenunterschied (höchster - niedrigster Punkt) [m]

In Abhängigkeit von orohydrographischen Faktor können nunmehr die Speicherparameter K_1 , K_2 und δ der Impulsantwortfunktion $U(T, t_j)$ des Parallelkaskadenmodells (vgl. Gleichung 97) berechnet werden.

Für große orohydrographische Faktoren ($F_H \geq 10$ km) sind im Ergebnis empirischer Untersuchungen von WACKERMANN (1981) folgende Berechnungsgleichungen abgeleitet worden, die im Modell ROHALDEP Anwendung finden (s. auch Anlage 14):

- Speicherkonstante K_1 für die 1. Parallelkaskade:

$$K_1 = - 2,25 D_F + 4,38 \quad (102)$$

(alle Symbole \rightarrow s. Gleichungen 97 und 100, Minimalwert von K_1 : 0,3 h)

- Speicherkonstante K_2 für die 2. Parallelkaskade:

$$K_2 = 0,016773 F_H + 2,4994 \quad (103)$$

(alle Symbole \rightarrow s. Gleichungen 97 und 101)

- Aufteilungsfaktor δ :

$$\delta = 0,323 e^{-0,00765 F_H} \quad (104)$$

(alle Symbole \rightarrow s. Gleichungen 97 und 101)

Für kleine orohydrographische Faktoren ($F_H < 10$ km) werden im Modell ROHALDEP folgende Berechnungsgleichungen verwendet (nach EULER, KNAUF, 1986, s. ebenfalls Anlage 14):

$$K_1 = \frac{0,555}{F_H^{0,61}} + 0,511 \ln F_H - 0,355 \quad (105)$$

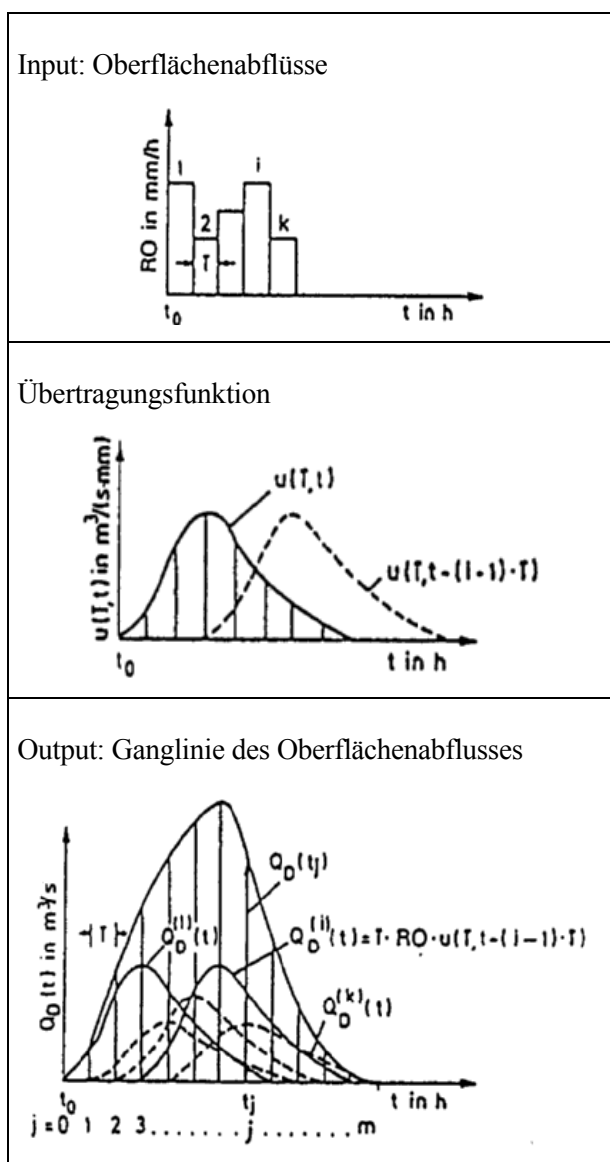
$$K_2 = 3 K_1^{1,3} \quad (106)$$

$$\delta = 1 - 0,02425 \ln F_H^{3,2444} \quad \text{für } F_H \geq 1 \text{ km} \quad (107)$$

$$\delta = 1 \quad \text{für } F_H < 1 \text{ km} \quad (108)$$

(alle Symbole \rightarrow s. Gleichungen 97 und 101)

Nun erzeugt im allgemeinen nicht nur ein einziger Eingabewert (hier: Oberflächenabfluss) eine Impulsantwort, sondern eine Abfolge von Eingabewerten (hier: zeitliche Abfolge von Oberflächenabflüssen). Die aus allen zeitlich variablen Oberflächenabflüssen resultierende Ganglinie des Oberflächenabflusses erhält man durch Überlagerung (Superposition) der einzelnen Impulsantworten (s. Abbildung 60). Diese Prozedur wird als Faltungsoperation bezeichnet (s. z.B. DYCK, PESCHKE, 1995).



- RO - Oberflächenabfluss
- T - Zeitintervallparameter der Einheitsganglinie
- t₀ - Beginn der Oberflächenabflussbildung
- k - Anzahl Zeitintervalle
- Q_D - aus dem Oberflächenabfluss resultierender Durchfluss (Direktabfluss)
- u(T,t) - Impulsantwortfunktion
- j - Index für die Intervalle der Oberflächenabflussganglinie
- m - maximale Intervallanzahl der Oberflächenabflussganglinie

Abb. 60: Überlagerung von Ganglinien des Oberflächenabflusses (lineare Faltung, aus SCHRÖDER U.A., 1994, verändert)

Die Anwendung der Faltungsgleichung liefert unter Verwendung der Impulsantwortfunktion $U(T,t_j)$ die Ordinatenwerte der Oberflächenabflussganglinie $Q_D(t_j)$ sowohl für flächenhaften Abfluss als auch für Kanalnetzentwässerung (SCHRÖDER U.A., 1994):

$$Q_D(t_j) = T \cdot \left\{ \sum_{i=1}^n ROI \cdot U(T,t_j) - (j-1) \cdot T \right\} \tag{109}$$

- mit: $Q_D(t_j)$ - Ordinaten der Direktabflussganglinie (Ganglinie des Oberflächenabflusses) [m^3/s]
- ROI - Intensität des Oberflächenabflusses [mm/h]
- $U(T,t_j)$ - Impulsantwortfunktion [$m^3 / (s \cdot mm)$]
- j - Index für die Intervalle der Oberflächenabflussganglinie []
- T - Zeitparameter für die Intervalle der Übertragungsfunktion $U(T,t_j)$ und die Oberflächenabflussganglinie [h]

Gelangen neben den Oberflächenabflüssen weitere Abflüsse (z.B. Drainabflüsse, bzw. direkt auf die Gewässeroberfläche fallende Niederschläge) in das Entwässerungssystem, so werden diese nach dem Superpositionsprinzip erfasst und ergeben dann die Gesamtdurchflussganglinie $Q(t)$.

Im Ergebnis der Abflusskonzentrationsberechnung erhält man folglich für die Deponie-/Haldenflächen u.a.:

- die Durchflussganglinie mit Durchflusswerten zu verschiedenen Zeitpunkten des Bemessungsereignisses,
- die Durchflusssumme des Bemessungsereignisses.

Vermerkt werden muss, dass die erläuterte Methodik unter der Annahme gilt, dass das betrachtete System linear und zeitinvariant ist. Linear bedeutet, dass eine Summe von Inputs eine Summe von Outputs bewirken und folglich nach dem Superpositionsprinzip erfassbar sind. Zeitinvariant ist ein System dann, wenn es auf eine gleiche Ursache zu jedem beliebigen Zeitpunkt mit der gleichen Wirkung reagiert (DYCK, PESCHKE, 1995).

Streng genommen ist kein hydrologisches System linear und zeitinvariant. Für im Vergleich zu Flusseinzugsgebieten kleine Systeme, wie sie Entwässerungssysteme von Deponien und Halden darstellen, kann in gute Näherung jedoch davon ausgegangen werden, dass unter Beachtung der hydrologischen Vorgeschichte (insbesondere Vorfeuchte, Jahreszeit) ein Starkregenereignis mit einer definierten Charakteristik bezüglich Menge, Dauer, zeitlich-räumlicher Verteilung und Wiederkehrintervall ein recht ähnliches Abflussereignis erzeugt.

5.2.5. Modellierung des Abflussverlaufes in den Entwässerungstrecken

Während Retentionsprozesse im Modell ROHALDEP im Zusammenhang mit der Abflusskonzentration erfasst werden (s. Abschnitt 5.2.4), erfolgt im Zuge der Modellierung des Abflussverlaufes in den Entwässerungstrecken die Berücksichtigung von Translationsprozessen (Verlagerung des auf den Deponie-/Haldenflächen gebildeten und im Entwässerungssystem konzentrierten Durchflüssen von einem Entwässerungspunkt zum nächsten).

Die Durchflussverlagerung wird im Modell ROHALDEP mittels Isochronenmethode nachgebildet, d.h. es finden Laufzeitdifferenzen Berücksichtigung. Die Isochronenmethode ist eine Routinemethode bei hydrologischen Abflussuntersuchungen und u.a. in DYCK, PESCHKE (1995) und MANIAK (1992) ausführlich beschrieben.

Voraussetzung für die Verwendung der Isochronenmethode ist die Ermittlung der Fließgeschwindigkeit in den Entwässerungseinrichtungen. Da diese Entwässerungseinrichtungen i.d.R. in Planung sind, scheidet eine Fließgeschwindigkeitsmessung aus. Die Berechnung von Fließgeschwindigkeiten ist eine zentrale Aufgabe der Gerinnehydraulik, der sich die Wasserbauingenieure seit dem 18. Jahrhundert gestellt haben. Eine Vielzahl von empirischen „Fließformeln“ existieren in der Literatur, so u.a. die schon als historisch zu bezeichnenden Formeln nach CHÉZY (1776) sowie DARCY (1857) und WEISBACH (1845).

Eine der nach wie vor verbreitetsten Formeln für Gerinnebemessungen ist die Fließformel nach MANNING (MANNING, 1891), die durch eine Vielzahl von Feldmessungen parametrisiert ist (u.a. durch Rauigkeitsbeiwerte nach STRICKLER, 1923):

$$v = k_{St} \cdot (r_{hy})^{2/3} \cdot (I_E)^{1/2} \quad (110)$$

wobei:

$$r_{hy} = \frac{A}{l_U} \quad (111)$$

mit:	v	- Fließgeschwindigkeit [m/s]
	k_{St}	- Rauigkeitsbeiwert [$m^{1/3}/s$] nach STRICKLER (1923), s. Tabelle 32
	r_{hy}	- hydraulischer Radius [m], s. Abbildung 61
	I_E	- hydraulisches Gefälle [m/m]
	A	- Fließquerschnitt [m^2]
	l_U	- benetzter Umfang [m]

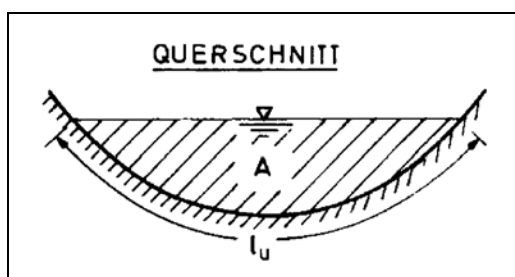


Abb. 61:

Fließquerschnitt mit den Größen zur Berechnung des hydraulischen Radius (aus SCHRÖDER U.A., 1994)

Tabelle 32: Rauigkeitsbeiwerte k_{St} nach Strickler (aus SCHNEIDER, 1996)

Baustoff	Art, Form, Zustand	k_{St} [$m^{1/3}/s$]
Stahl	Rohre, sehr glatt, neu	100
	Rohre, verkrustet und verrostet, alt	60 ... 78
Asphalt	Werkkanäle aus Walzgussasphalt	70 ... 75
	Kanäle aus Asphaltbeton	72 ... 77
Asphaltzement	Auskleidungen	100
Beton	Zementglattstrich	100
	Beton mit Stahlschalung	90 ... 100
	Beton, geglättet	90
	grobe Betonauskleidung, alter Beton	50 ... 55
Mauerwerk	Ziegelmauerwerk, gut gefugt	75 ... 80
	Mauerwerk, normal	60 ... 70
Naturstein	Haussteinquader	70 ... 80
	sorgfältiges Bruchsteinmauerwerk	70
	normales Bruchsteinmauerwerk	60
	grobes Bruchsteinmauerwerk	50
Fels	Felsausbrüche, sorgfältig bearbeitet	60
	mittelgrober Felsausbruch	25 ... 30
	grober Felsausbruch	15 ... 20
	roher Felsausbruch, mit Sohle aus Beton	40 ... 50
Erde	festes, feines Material	50
	Fein- bis Mittelkies	40 ... 45
	Grobkies	35
	grobes, scholliges Material	30
	mit groben Steinen ausgelegt	25 ... 30
	Erdkanäle und Gräben, stark bewachsen	20 ... 25
	natürliche Flussbetten mit fester Sohle	40
	natürliche Flussbetten mit mäßiger Geschiebeführung	33 ... 35
	natürliche Flussbetten mit starker Geschiebeführung	28
	natürliche Flussbetten, Ufer verkrautet	30 ... 35
	natürliche Flussbetten mit Geröll	30
	Wildbäche mit grobem Geröll im Ruhezustand	25 ... 28
Wildbäche mit grobem Geröll in Bewegung	19 ... 22	

Die berechneten Fließzeiten werden im Modell ROHALDEP auf ganze Minuten gerundet und darauf aufbauend die Isochronen berechnet. Bezüglich der Überlagerung von Durchflussganglinien unter Berücksichtigung ihrer Laufzeiten gibt es zwei Möglichkeiten:

- synchrone Überlagerung (bei einer Laufzeitdifferenz < 30 s) \rightarrow einfache Superposition der Durchflüsse
- isochrone Überlagerung (bei einer Laufzeitdifferenz ≥ 30 s) \rightarrow Berücksichtigung von Laufzeitdifferenzen (Beispiel s. Abbildung 62)

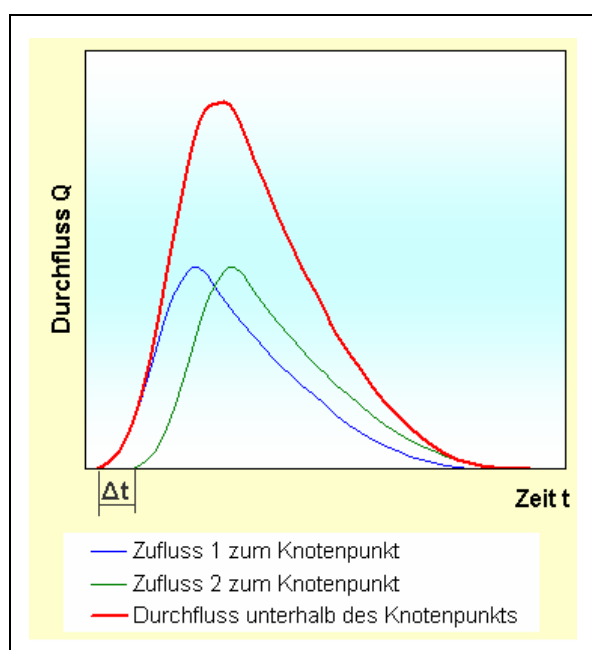


Abb. 62:

Beispiel für eine isochrone Überlagerung zweier Durchflussganglinien mit einer Laufzeitdifferenz von Δt (Zuflussganglinien 1 und 2 zur besseren Anschaulichkeit gleich)

5.2.6. Berechnung des Speichervolumens von Oberflächenwasserrückhaltebecken

Die Bemessung eines Regen- bzw. Oberflächenwasserrückhaltebeckens (RHB) bei vorgegebener konstanter Regelabgabe basiert auf der Anwendung der Kontinuitätsgleichung:

$$dS(t) / dt = Q_Z(t) - Q_A(t) \quad (112)$$

mit: $dS(t)$ - Änderung des Speicherinhaltes [l/Zeiteinheit]
 $Q_Z(t)$ - Zuflussganglinie [l/Zeiteinheit]
 $Q_A(t)$ - Ausflussganglinie [l/Zeiteinheit] ($Q_A = Q_R = \text{Regelabgabe} = \text{konstant}$)

Für 2 aufeinanderfolgende Zeitschritte t_j und t_{j+1} sieht die Lösung der Kontinuitätsgleichung in Differenzenform folgendermaßen aus:

$$S(t_{j+1}) - S(t_j) = \Delta S = 0,5 \Delta t_{j,j+1} [Q_Z(t_{j+1}) + Q_Z(t_j)] - 0,5 \Delta t_{j,j+1} [Q_A(t_{j+1}) + Q_A(t_j)] \quad (113)$$

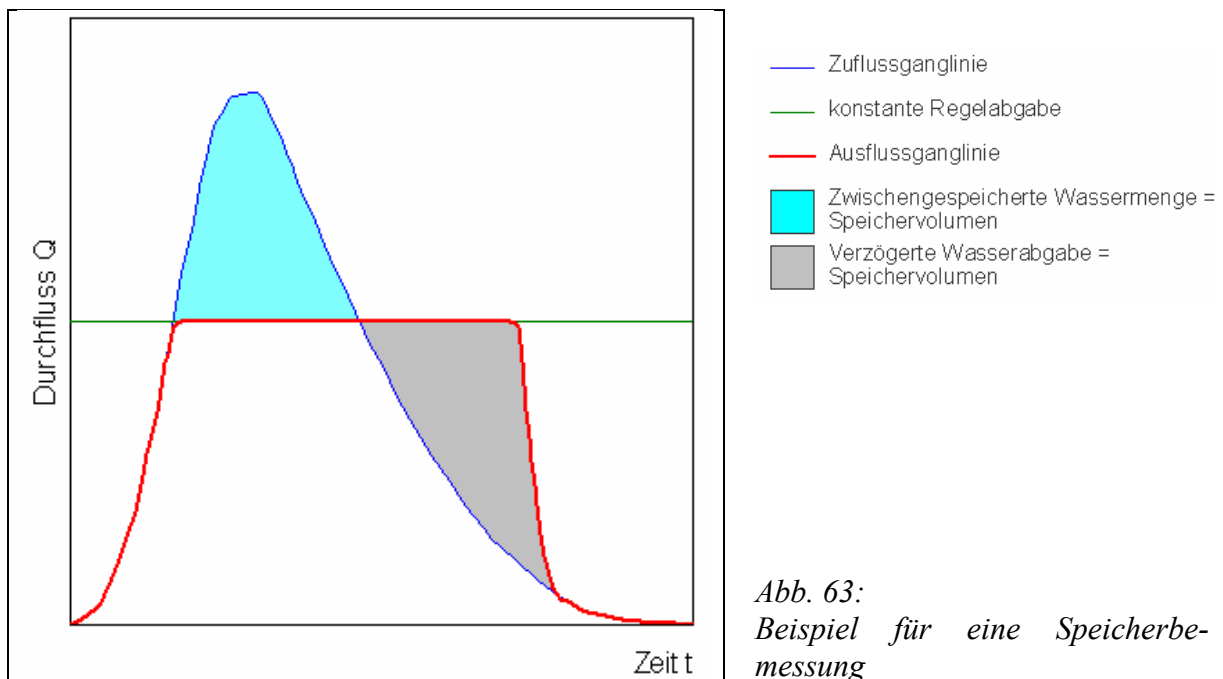
mit: $S(t_{j+1})$ - Speicherinhalt zum Zeitpunkt t_{j+1} [l]
 $S(t_j)$ - Speicherinhalt zum Zeitpunkt t_j [l]
 ΔS - Speicheränderung [l]
 $Q_Z(t_{j+1})$ - Zuflussmenge zum Speicher zum Zeitpunkt t_{j+1} [l/s]
 $Q_Z(t_j)$ - Zuflussmenge zum Speicher zum Zeitpunkt t_j [l/s]
 $Q_A(t_{j+1})$ - Ausflussmenge aus dem Speicher zum Zeitpunkt t_{j+1} [l/s]
 $Q_A(t_j)$ - Ausflussmenge aus dem Speicher zum Zeitpunkt t_j [l/s]
 $\Delta t_{j,j+1}$ - Zeitdifferenz zwischen t_j und t_{j+1} [s]

Gleichung 113 wird beginnend ab dem Zeitpunkt angewendet, ab dem der Zufluss größer als die vorgegebene Regelabgabe aus dem Speicher wird ($Q_Z > Q_R$). Für das erste Zeitintervall, für das gilt: $Q_Z > Q_R$ wird $\Delta t_{j,j+1}$ folgendermaßen berechnet:

$$\Delta t_{j,j+1} = \Delta t [Q_Z(t_{j+1}) - Q_R] / [Q_Z(t_{j+1}) - Q_Z(t_j)] \quad (114)$$

mit: Δt - Berechnungszeitintervall [s] (in Abhängigkeit von t_0)
(alle weiteren Größen wie in Gleichungen 112 und 113)

In allen weiteren Zeitintervallen entspricht Δt dem Berechnungszeitintervall. Die Kontinuitätsgleichung wird für jedes Zeitintervall fortlaufend angewendet. Ein Beispiel für eine Speicherbemessung zeigt die Abbildung 63.



5.3. Das Modell DRAINAGE zur Bemessung von Drainelementen

5.3.1. Methodik des Nachweises der hydraulischen Wirksamkeit von Drainelementen

Entwässerungselemente sind in Oberflächensicherungen i.d.R. unterhalb der Rekultivierungsschicht integriert (vgl. insbesondere Abschnitte 3.2 und 3.3.5.3). Zum Einsatz gelangen mineralische Entwässerungsschichten oder geosynthetische Drainmatten. Für den hydraulischen Nachweis einer ausreichenden Wirksamkeit eines Drainelements innerhalb eines Oberflächensicherungssystems ist die Kenntnis folgender Dinge notwendig (RAMKE, 2000, 2002 A, s. auch Abbildung 64):

- Zuflüsse zum Drainelement von oben (i.d.R. aus der Rekultivierungsschicht),
- Abflüsse aus dem Drainelement nach unten (i.d.R. in die Dichtungsschicht) sowie
- hydraulische Eigenschaften und Geometrie des Drainelements

Im Ergebnis des Wechselspiels dieser drei Dinge baut sich ein Drainwasserspiegel auf (s. Abbildung 64). Das Drainelement verfügt dann über eine ausreichende hydraulische Wirksamkeit, wenn der maximale Drainwasserspiegel die Drainmächtigkeit nicht übersteigt. Für diesen Fall ist das Drainelement folglich ausreichend bemessen. Anderenfalls (bei Überschreitung der Drainmächtigkeit durch den maximalen Drainwasserspiegel) liegt eine Unterbemessung vor.

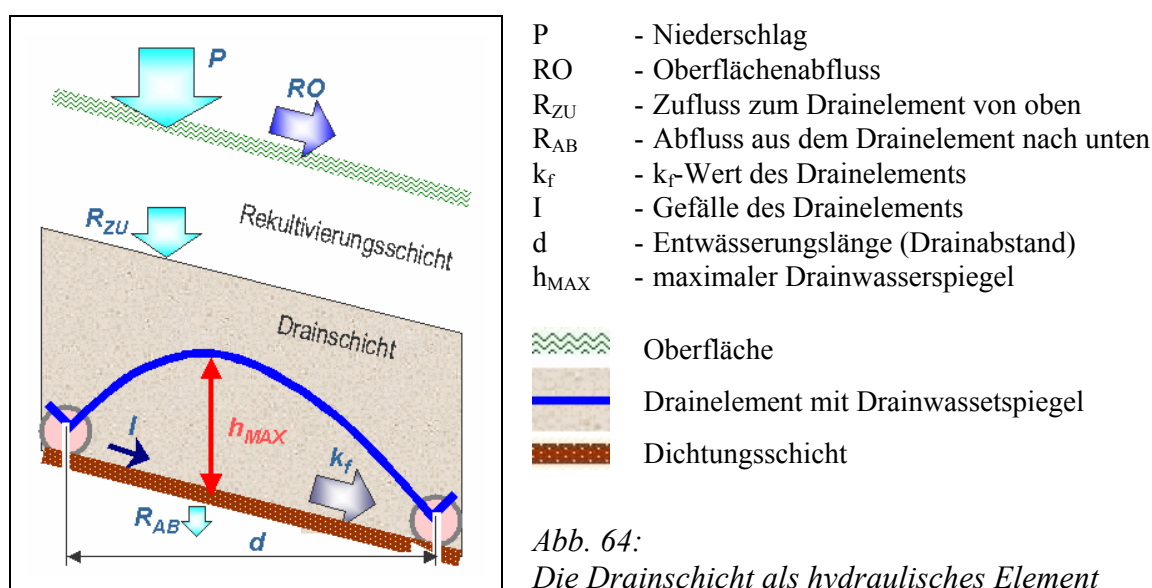


Abb. 64:
Die Drainschicht als hydraulisches Element

Im Modell DRAINAGE (DUNGER, 2003 A) erfolgt die Drainbemessung folgendermaßen: Das hydraulische System des Drainelements (inklusive darüber und darunter liegender Schichten) wird ereignis-, d.h. starkregenbezogen betrachtet. Dabei werden die dem Drainelement zufließenden Wassermengen sowie das nach unten abfließende Wasser entsprechend den im Modell BOWAHALD verwendeten Ansätzen (vgl. Abschnitt 4) bilanziert. Der Abfluss innerhalb des Drainelements kann als eindimensionale Filterströmung auf geneigter Sohle beschrieben werden (RAMKE, 1991, 2000, WITT, RAMKE, 2003), wodurch eine Draindimensionierung möglich wird (s. Abschnitt 5.3.2).

5.3.2. Umsetzung der Methodik im Modell DRAINAGE

Im Modell DRAINAGE ist die im Abschnitt 5.3.1 erläuterte Methodik folgendermaßen umgesetzt:

- Ermittlung des starkregenbezogenen Bemessungsniederschlags
- Berechnung der aus dem Bemessungsniederschlag resultierenden Zu- und Abflüsse zum Drainelement
- Berechnung des Wasseraufstaus innerhalb des Drainelements

Die Ermittlung des starkregenbezogenen Bemessungsniederschlags erfolgt analog dem Modell ROHALDEP (vgl. Abschnitt 5.2.2). Im Ergebnis erhält man eine maßgebende Niederschlagsmenge über eine maßgebende Niederschlagsdauer für ein bestimmtes Wiederkehrintervall.

Die für die Bemessung maßgebende Bemessungsregendauer ist in erster Näherung gleich der Konzentrationszeit des Sickerwassers in den oberhalb des Drainelementes liegenden Schichten (mittlere Verweildauer des Sickerwassers). Diese Zeit wird in Abhängigkeit von den Transport- und Speichereigenschaften der oberhalb des Drainelementes liegenden Schichten analog der im Modell BOWAHALD realisierten Verweilzeitberechnung für den hypodermischen Abfluss (vgl. Abschnitt 4.5.6) berechnet. Für die hydraulische Bemessung von Drainelementen sollte die maßgebende Regendauer nach WITT, RAMKE (2003) nicht unter einem Tag liegen, weil kürzere, stationär angenommene Ereignisse zu einer übergroßen Sicherheit und folglich zu einer Überbemessung des Drainelements führen würden.

Die Berechnung der aus dem Bemessungsniederschlag resultierenden Zu- und Abflüsse zum Drainelement erfolgt durch eine Bilanzierung analog der im Abschnitt 4.5 dargestellten BOWAHALD-Algorithmen. Insbesondere zu berücksichtigen sind:

- die Oberflächenabflussbildung
- der Versickerungsprozess und
- eine mögliche Stauwasserbildung

Wegen der geringen Bedeutung während Starkregenereignissen bleiben die folgenden Prozesse (im Gegensatz zu längerfristigen Wasserhaushaltsbetrachtungen) im Modell DRAINAGE unberücksichtigt:

- Wasserrückhalt durch Interzeption und Muldenspeicherung
- Wasserentzug durch Evapotranspiration

Damit ist eine prozessorientierte Bilanzierung der einem Drainelement während eines Zeitschritts von oben zusitzenden Wassermengen R_{ZU} und die nach unten versickernden Mengen R_{AB} möglich. Hieraus ergibt sich die Wasserspeicheränderung innerhalb des Drainelements:

$$DS_{DRAIN} = R_{ZU} - R_{AB} \quad (115)$$

mit: DS_{DRAIN} - Wasserspeicheränderung innerhalb des Drainelements
 R_{ZU} - Sickerwasserzufluss zur Drainage von oben [m/s] (aus BOWAHALD)
 R_{AB} - Sickerwasserabstrom nach unten [m/s] (aus BOWAHALD)

Interessant bezüglich der hydraulischen Drainbelastung sind natürlich ausschließlich die Zeiträume, in denen $DS_{DRAIN} > 0$ ist und es folglich zu einem Wasseraufstau innerhalb des Drainelements kommt. Diese Zeiträume sind hydraulisch gesondert zu betrachten und bezüglich der sich im Ergebnis des Bemessungsniederschlags ausbildenden Aufstauhöhen zu untersuchen. Das Entscheidungskriterium, ob ein Drainelement unter den gegebenen Randbedingungen für den Bemessungsfall den Anforderungen genügt oder nicht (also hydraulisch in der Lage ist, das in ihr gefasste Wasser abzuführen), stellt die maximale Wasseraufstauhöhe auf dem Drainelement dar, die kleiner der tatsächlich vorhandenen bzw. geplanten Drainmächtigkeit sein muss.

Der Prozess der Ausbildung eines Wasseraufstaus innerhalb eines Drainelement kann hydraulisch als eindimensionale Filterströmung auf geneigter Drainbasis beschrieben werden (RAMKE, 1991, 2000, WITT, RAMKE, 2003, s. auch Abbildung 65), wofür unter stationären Bedingungen die Näherungslösung nach *Boussinesq* angesetzt werden kann, die nach einmaliger Integration lautet (WITT, RAMKE, 2003):

$$\frac{\partial h}{\partial x} = \frac{R_{zu}}{k_{f,x}} \left(\frac{d-x}{h-x \tan \alpha} \right) \quad (116)$$

- mit: R_{zu} - Sickerwasserzufluss zur Drainage von oben [m/s]
 $k_{f,x}$ - Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert) des Drainelements in x-Richtung [m/s]
 d - Drainabstand (hangparallel) [m]
 x - horizontale Koordinate
 h - hydraulisches Potenzial
 α - Neigungswinkel der Drainage

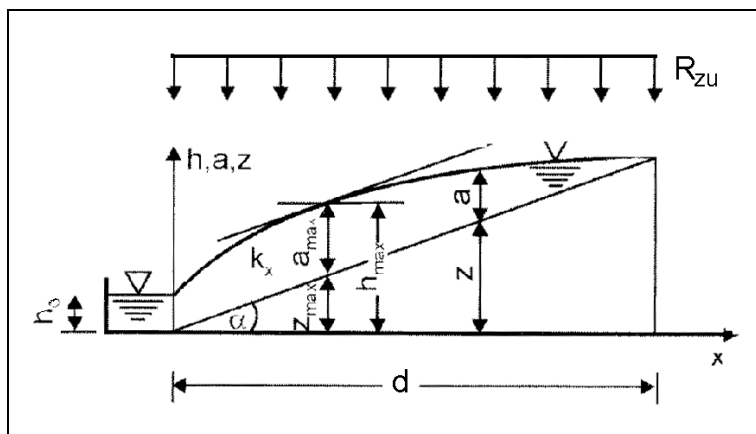


Abb. 65:

Abfluss auf geneigter, undurchlässiger Sohle ohne Aufstau am Ende des Einzugsbereichs (aus WITT, RAMKE, 2003, verändert)

Eine direkte Lösung der Gleichung 116 zur Berechnung von h ist nicht möglich. Von SCHMID (1993) wurde eine explizite Lösung zur Berechnung des maximalen Wasseraufstaus für den Fall einer ausschließlich talseitigen Drainwasserfassung (vgl. Abbildung 66) entwickelt, bei deren Anwendung drei Fälle (Gültigkeitsbereiche) zu beachten sind:

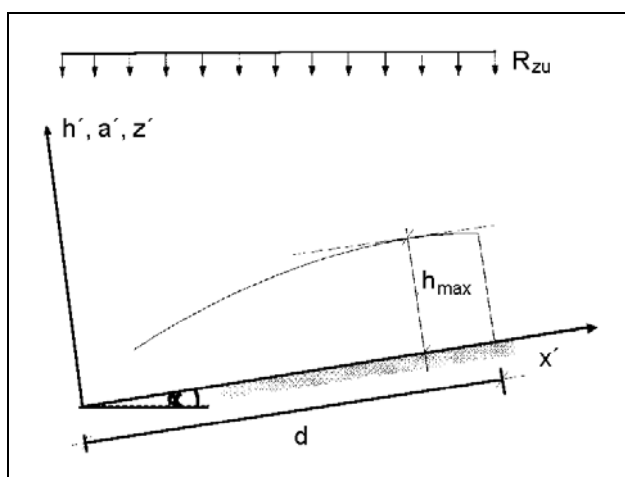


Abb. 66:

Definitionsskizze für den Berechnungsansatz nach SCHMID (1996), aus Witt, RAMKE (2003)

Fall A: $\Delta > 0$ (mit $\Delta = 4 \cdot [(R_{zu} - R_{ab}) / k_{f,h}] - I^2$):

$$h_{max} = \left[\frac{R_{ZU} - R_{AB}}{k_{f,h}} \right]^{0,5} \cdot d \cdot e^A \quad (117)$$

$$\text{mit: } A = \frac{I}{\Delta^{0,5}} \left[\arctg \left[\frac{k_{f,h} \cdot I^2 - 2 (R_{ZU} - R_{AB})}{k_{f,h} \cdot I \cdot \Delta^{0,5}} \right] - \arctg \left[\frac{I}{\Delta^{0,5}} \right] \right] \quad (118)$$

- mit:
- h_{max} - maximaler Aufstau über der Drainsohle (normal zur Sohle) [m]
 - R_{ZU} - Sickerwasserzufluss zur Drainage von oben [m/s] (aus BOWAHALD)
 - R_{AB} - Sickerwasserabstrom nach unten [m/s] (aus BOWAHALD)
 - $k_{f,h}$ - k_f -Wert in horizontaler Richtung [m/s]
 - I - Drainefälle []
 - d - Drainabstand (hangparallel) [m]
 - e - EULER'sche Zahl ($e = 2,71828$)

Fall B: $\Delta = 0$ (mit $\Delta = 4 \cdot [(R_{ZU} - R_{AB}) / k_{f,h}] - I^2$):

$$h_{max} = \left[\frac{R_{ZU} - R_{AB}}{k_{f,h}} \right]^{0,5} \frac{d}{e} \quad (119)$$

(alle Größen s. Gleichungen 117 und 118)

Fall C: $\Delta < 0$ (mit $\Delta = 4 \cdot [(R_{zu} - R_{ab}) / k_{f,h}] - I^2$):

$$h_{max} = \left[\frac{R_{ZU} - R_{AB}}{k_{f,h}} \right]^{0,5} \cdot |B| \quad \{0,5 I (-\Delta)^{0,5}\} \quad (120)$$

$$\text{mit: } B = \frac{-2(R_{ZU} - R_{AB}) + k_{f,h} \cdot I \cdot [I - (-\Delta)^{0,5}]}{-2(R_{ZU} - R_{AB}) + k_{f,h} \cdot I \cdot [I + (-\Delta)^{0,5}]} \cdot \frac{I + (-\Delta)^{0,5}}{I - (-\Delta)^{0,5}} \quad (121)$$

(alle Größen s. Gleichungen 117 und 118)

Erfolgt die Drainerntwässerung darüber hinaus durch einen hangseitigen Drain (s. Abbildung 67), so kann die Gleichung nach LESAFFRE (1987) verwendet werden:

$$\frac{d}{h_{max}} = \left[\frac{4 k_{f,h}}{R_{ZU} - R_{AB}} + \left[\frac{k_{f,h}}{R_{ZU} - R_{AB}} - 1 \right] I^2 \right]^{0,5} \quad (122)$$

(alle Größen s. Gleichungen 117 und 118)

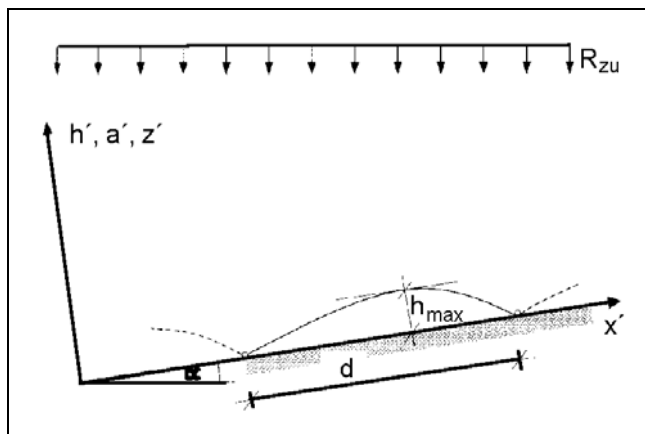


Abb. 67:

Definitionsskizze für den Berechnungsansatz nach LESAFFRE (1987), aus Witt, RAMKE (2003)

Die Gleichungen nach SCHMID (1993) im Fall einer ausschließlich talseitigen Drainwasserfassung bzw. nach LESAFFRE (1987) im Fall einer hang- und talseitigen Drainwasserfassung sind entsprechend Empfehlung der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik (GDA, 2003 A) in Deutschland für Drainelemente von Oberflächen- bzw. Basissicherungssysteme von Deponien anzuwenden.

Ist die berechnete Wasseraufstauhöhe auf dem Drainelement nicht größer als die Drainmächtigkeit, so genügt das Drainelement unter den gegebenen Randbedingungen den Anforderungen für den Bemessungsfall. Ist dies nicht der Fall, so sind Veränderungen im System der Oberflächensicherung erforderlich. Solche Veränderungen können sein:

- Erhöhung der Speichereigenschaften der oberhalb des Drainelements liegenden Schichten (durch Erhöhung der Mächtigkeit bzw. der Porosität) → Erhöhung der mittleren Verweildauer der Sickerwässer → Vergleichmäßigung der dem Drain zuzitenden Wassermengen
- Erhöhung der Wasserdurchlässigkeit der unterhalb des Drainelements liegenden Schicht (i.d.R. Dichtungsschicht: Durchlässigkeitserhöhung oftmals wegen der Verminderung der Dichtwirkung der Oberflächensicherung unmöglich)
- Erhöhung des k_{fh} -Wertes des Drainelements
- Erhöhung des Gefälles des Drainelements
- Verringerung des hangparallelen Drainabstandes
- Erhöhung der Mächtigkeit des Drainelements

In der Bemessungspraxis kommen vor allem die letzten beiden Möglichkeiten zur Anwendung, weil sie immer noch mit den geringsten zusätzlichen Aufwendungen verbunden sind.

Zu beachten ist, dass bei allen Berechnungen die im Abschnitt 3.3.5.3 genannten Randbedingungen vor allem bezüglich der Langzeitbeständigkeit des Drainelements erfüllt werden.

6. Beispiele für Modellkalibrierungen

6.1. Überblick

Wie im Abschnitt 4.2 bereits dargestellt worden ist, sind das Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD (DUNGER, 2002 a) und das Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM (DUNGER, 2002 c) modellinhaltlich identisch. Modellkalibrierungen beider Modelle sind im folgenden folglich in engem Zusammenhang betrachtet worden.

Folgende Untersuchungen hatten vordergründig Modellkalibrierungen zum Ziel:

- Vergleich von Modellergebnissen mit Messungen an verschiedenen Haldenstandorten der Wismut GmbH vor allem im Raum Aue-Schlema: Lysimeteruntersuchungen, Haldensickerwasser-, Durchfluss- und Bodenfeuchtemessungen sowie Oberflächenabflussmessstellen (HÄHNE U.A., 1995, JORDAN U.A., 1995, HÄHNE U.A., 1998, SCHÖPE U.A., 1999)
- wasserhaushaltliche Untersuchungen in Einzugsgebieten des Erzgebirges (SCHERF, 1997), Modellkalibrierung durch Abfluss- und Isotopenmessungen
- Vergleich mit Bodenfeuchte- und Saugspannungsmessungen (DUNGER, 1985, PESCHKE ET AL., 1986, DUNGER, 2000 a, DUNGER U.A., 2004)
- Vergleich von Modellergebnissen mit Sickerwasserstandsmessungen an einer Repräsentativhalde des Kupferschieferbergbaus unter Nutzung von Isotopenmessungen und Verweilzeitberechnungen (DUNGER, C., 1998)
- Vergleich von Modellergebnissen mit saisonal schwankenden Sickerwasserständen an der Deponie Frohburg (DUNGER, 2000 b)
- Vergleich mit Lysimeterbeobachtungen (DUNGER, 2002 e, BEAK, 2002)

Im folgenden sollen beispielhaft die folgenden drei Modellkalibrierungen dargestellt werden:

- Vergleich gemessener und mittels BOWAHALD modellierter Sickerwassermengen von insgesamt 5 nicht wägbaren Lysimetern auf Oberflächensicherungen der Kalirückstandshalde Bleicherode (Südharz) über einen Zeitraum von maximal 7 Jahren (DUNGER, 2002 e, KUTEC, 2002)
- Vergleich gemessener und mittels BOWAHALD modellierter zeitlich und vertikal räumlich variabler Bodenfeuchtigkeiten innerhalb der Oberflächensicherung der Deponie Deutzen/Regis III (südlich Leipzig)

- Vergleich gemessener und mittels BOWAM modellierter zeitlich und vertikal räumlich variabler Wasserhaushaltsgrößen in Lysimetern der Lysimeterstation Brandis (östlich Leipzig)

6.2. Kalibrierungsgröße Sickerwassermengen im System der Oberflächensicherung der Kalirückstandshalde Bleicherode (Südharz)

6.2.1. Zielstellung

Die Modellkalibrierungen erfolgten im Auftrag der K-Utec Kali-Umwelttechnik Sondershausen GmbH für ausgewählte Lysimeter im Bereich verschiedener Abdeckungen von Kalirückstandshalden. Die folgenden Betrachtungen beziehen sich auf KUTEC (2002) sowie DUNGER (2002 e).

Mit dem Ziel einer Minimierung von Salzlösungsausträgen aus den Kalirückstandshalden des ehem. Südharz-Kalirevier sind eine ganze Reihe von Halden oberflächengesichert worden. Die Oberflächensicherungen sind durchweg als qualifizierte Abdeckungen (vgl. Abschnitt 3.2) ausgeführt. Die Minimierung der Restdurchsickerung und die damit verbundene Reduzierung von Salzlösungsausträgen soll hierbei vor allem durch eine Maximierung der Verdunstung erreicht werden.

Zur Prüfung der Wirksamkeit dieses Sicherungskonzeptes wurden auf der 37 ha großen und ca. 90 m hohen Halde Bleicherode, gelegen im Landkreis Nordhausen (Südharz) in unmittelbarer Nähe der Bode, insgesamt 14 nicht wägbare Lysimeter installiert, die zum Teil ab 1995 zur Sickerwassermessung betrieben werden. Einen Überblick über die Lage des Lysimeterfeldes soll die Abbildung 68 vermitteln. In der Abbildung 69 ist der prinzipielle Aufbau der Lysimeter dargestellt. Es wird deutlich, dass sich als Modellkalibrierungsgröße ausschließlich die an der Lysimeterbasis ankommenden Sickerwassermengen anbieten.

Zur Erfassung der mikroklimatischen Verhältnisse wurden drei Wetterstationen auf der Halde eingerichtet (Plateau, Nord- und Südböschung), durch die alle BOWAHALD-relevanten Klimagrößen gemessen werden. Die Konzipierung der Lysimeter oblag der K-Utec Kali-Umwelttechnik Sondershausen GmbH.

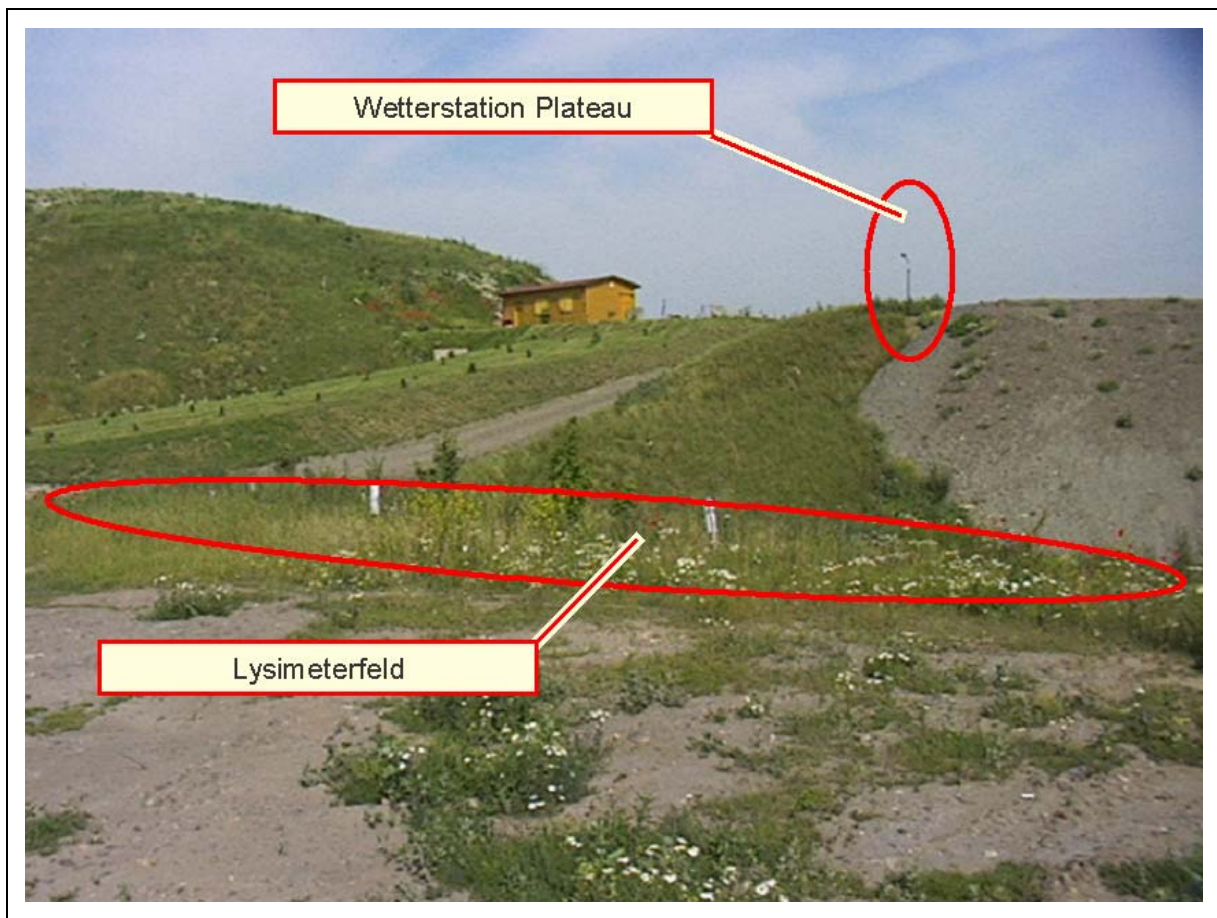


Abbildung 68: Gesamtüberblick über die Lage der Lysimeteranlage auf der Halde Bleicherode (Foto: K-UTEK GmbH)

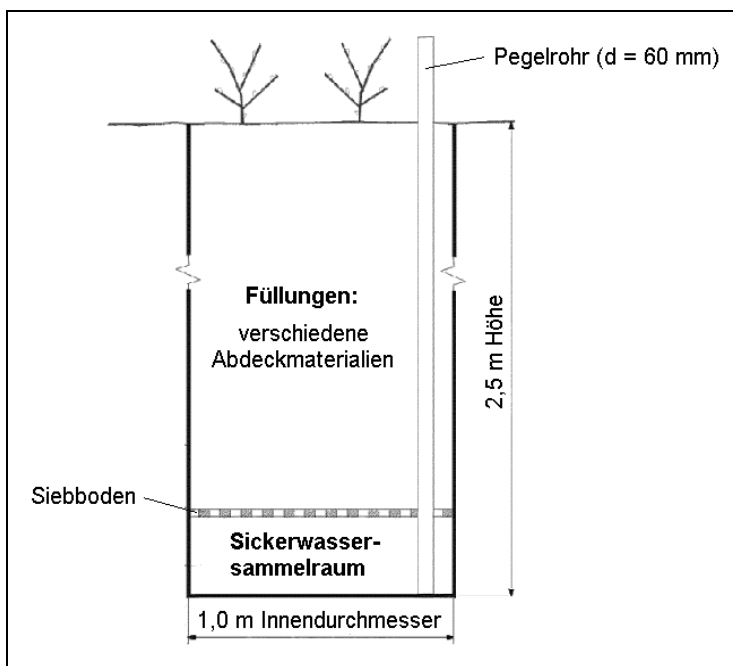


Abb. 69:

Lysimeteraufbau (Vertikalschnitt, aus KUTEK, 2002, verändert)

Mit dem Ziel einer Übertragung von Lysimeterergebnissen auf andere Standorte ist die Notwendigkeit einer Wasserhaushaltsmodellierung erkannt und eine Reihe von möglichen Modellen (s. auch Abschnitt 7.1) getestet worden, u.a.:

- Deponiewasserhaushaltsmodell HELP (deutsche Version, BERGER, 2001 a)
- Halden-/Deponiewasserhaushaltsmodell UNSAT-H (FAYER, JONES, 1990)
- Bodenwasserhaushalts- und Pflanzenwachstumsmodell SWACROP/SWATRE (WESSELING ET AL., 1992)
- Bodenwasserhaushaltsmodell SWIM (für landwirtschaftliche Nutzung, ROSS, 1990)
- Wasser- und Stofftransportmodell HYDRUS-2D (ŠIMŮNEK ET AL., 1999), seinen Vorläufer SWMS_2D (ŠIMŮNEK ET AL., 1992, 1994) sowie das sich inhaltlich stark an HYDRUS-2D anlehrende Modell SIWAPRO (KEMMESIES, 2000)

Nach eingehender Prüfung fiel die Entscheidung zugunsten des Modells BOWAHALD aus. Zur Kalibrierung des Modells BOWAHALD sollten die über einen mehrjährigen Zeitraum modellierten Restdurchsickerungsmengen an der Basis der Lysimeter mit den anfallenden Sickerwasserraten verglichen werden. Die Kalibrierungsergebnisse waren vor allem bezüglich einer Anwendbarkeit des Modells zu werten.

6.2.2. Modellparametrisierung

Für die Modelleichung wurden die Lysimeter 5, 7/9 (7 und 9 → identischer Aufbau) sowie 13/14 (13 und 14 → ebenfalls identischer Aufbau) ausgewählt, weil für diese das Primärdatenmaterial am zuverlässigsten war.

Hinsichtlich der Modellierung des Deponiewasserhaushaltes mittels BOWAHALD sind die Eingabeparameter für folgende Parametergruppen zu identifizieren (vgl. auch Abschnitt 4.4):

- geographisch-morphologische Parameter,
- pedologische Parameter und
- Bewuchsparameter.

Auf Grundlage der zur Verfügung gestellten Ergebnisse aus Voruntersuchungen ist von folgenden Parametern ausgegangen worden:

Geographisch-morphologische Parameter:

- geographische Breite des Standortes: 51 °, 25 ' n. Br.
- mittlere Höhenlage der Lysimeter: ca. 279 m ü. NN
- Oberflächengefälle: 0 % (keine Neigung der Lysimeter)

Bewuchsparameter (Ausgangsvariante):

- vorrangiger Bewuchs: Grasbewuchs (vollständige Bedeckung)
- Vegetationsentwicklung: für alle Lysimeter durchschnittlich
- maximale Wurzeltiefen (Bewuchsentwicklung erst am Beginn):
 - Lysimeter 5, 7/9: 0,3 m
 - Lysimeter 13/14: 0,6 m

Die für die Lysimeter 13/14 höher angesetzten Wurzeltiefen ergeben sich aus der Tatsache, dass der Bewuchs nicht ausschließlich aus Gras besteht, sondern zusätzlich Kräuter existieren. Beim Lysimeter 5 sind zwar ähnliche Kräuter vorhanden, gegenüber den Lysimetern 7/9 und 13/14 ist der Bewuchs jedoch weit weniger dicht (vgl. Abbildung 70).

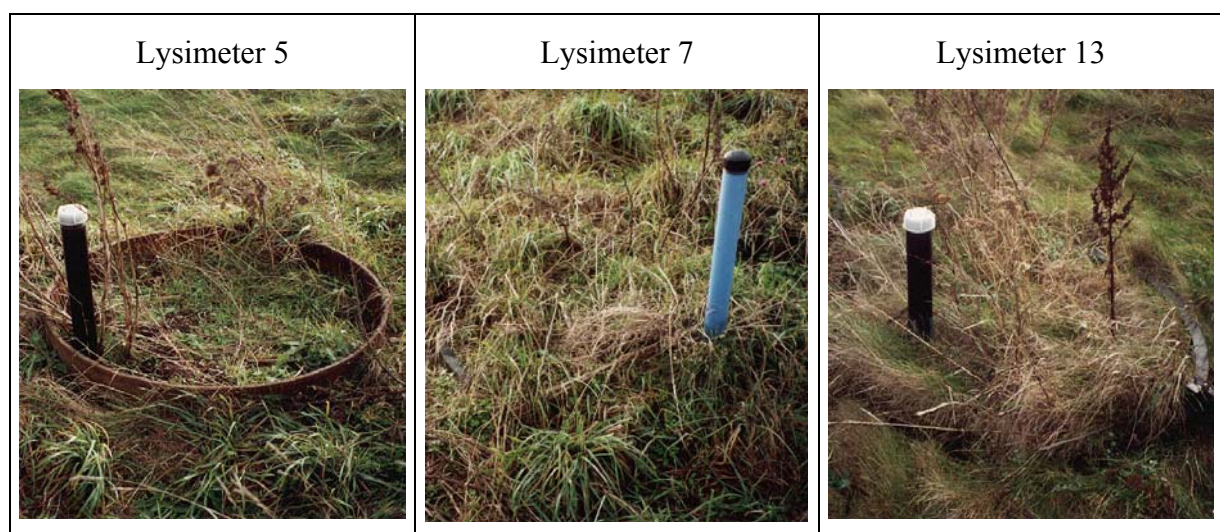


Abbildung 70: Bewuchs der Lysimeter 5, 7 und 13 (Fotos: K-UTECH GmbH)

Bewuchsparameter weitere Varianten:

Da im Vorfeld keine Aufgrabungen/Wurzelkartierungen durchgeführt worden waren, mussten die Wurzeltiefen geschätzt werden. Dies stellt zweifellos eine Unsicherheit bezüglich der Modellkalibrierung dar (s. Abschnitt 6.2.3). Aus diesem Grund sind weitere Bewuchsvarianten parametrisiert worden:

- Vegetationsentwicklung im Falle der Lysimeter 13/14: üppig
- maximale Wurzeltiefen:
 - Lysimeter 5, 7/9: 0,6 m
 - Lysimeter 13/14: 0,9 m
 - variable Wurzeltiefen (sich mit Bewuchsentwicklung vergrößernd) und Vegetationsentwicklungen (zuerst spärlich, später üppig)

vertikaler Schichtenaufbau:

Der für die Modellierung notwendige vertikale Schichtenaufbau war durch die Befüllung der Lysimeter vorgegeben (vgl. Tabelle 33 sowie Abbildung 69).

Tabelle 33: Vertikaler Schichtenaufbau der im Rahmen der Modellkalibrierung genutzten Lysimeter (aus KUTEC, 2002)

Lysimeter	Mächtigkeit [m]	Material
5	1,0	Erdaushub/Grünkompost
	0,5	Bauschutt
	0,6	Rückstand (Salz)
	0,4	Perkolatraum
7 und 9	0,5	Erdaushub/Klärschlamm
	1,6	Erdaushub
	0,4	Perkolatraum
13 und 14	0,5	Erdaushub/Klärschlammkompost
	1,6	Erdaushub
	0,4	Perkolatraum

pedologische Parameter der Abdeckmaterialien:

Die Tabelle 34 soll einen Überblick über die verwendeten wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter vermitteln. Diese wurden von der K-UTECH GmbH bereit gestellt bzw. unter Verwendung von Literaturwerten (AG BODEN, 1994, MÜLLER, 1997 bzw. SCHROEDER ET AL., 1994, BERGER, 1998) hergeleitet.

Da sich für die im Falle der Lysimeter 7/9 für den Oberboden angesetzten charakteristischen Wassergehalte Wassersättigung, Feldkapazität und permanenter Welkepunkt keine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Sickerwasserwerten erreichen ließ (vgl. Abschnitt 6.2.3), wurden o.g. Parameter variiert (s. Tabelle 34):

- Parametersatz PS 1: Parameterschätzung nach KUTEC (2002) auf Grundlage von Korngrößenverteilung und Bodenansprache
- Parametersatz PS 2: Parameterschätzung entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) bzw. Niedersächsischem Bodeninformationssystem (MÜLLER, 1997)
- Parametersatz PS 3: Herabsetzung der nutzbaren Feldkapazität auf 10 Vol.-%

Tabelle 34: Übersicht über die für die BOWAHALD-Modellierung notwendigen pedologische Parameter

	k_f -Wert [m/s]	Sättigung [Vol.-%]	Feldkapazität [Vol.-%]	Welkepunkt [Vol.-%]
Lysimeter 5:				
Erdaushub/Grünkompost	$1 \cdot 10^{-6}$	50,3	30,3	15,0
Bauschutt	$1 \cdot 10^{-4}$	41,0	10,5	6,5
Rückstand (Salz)	$4,87 \cdot 10^{-5}$	13,3	5,0	2,0
Perkolatraum	$1 \cdot 10^{-3}$	24,0	16,0	8,0
Lysimeter 7/9:				
Erdaushub/Klärschlamm PS 1	$1,71 \cdot 10^{-6}$	62,7 ¹⁾	36,4 ¹⁾	10,0 ¹⁾
Erdaushub/Klärschlamm PS 2	$1,71 \cdot 10^{-6}$	40,0 ²⁾	33,5 ²⁾	18,5 ²⁾
Erdaushub/Klärschlamm PS 3	$1,71 \cdot 10^{-6}$	40,0 ³⁾	25,0 ³⁾	15,0 ³⁾
Erdaushub	$1 \cdot 10^{-6}$	50,3	30,3	15,0
Perkolatraum	$1 \cdot 10^{-3}$	24,0	16,0	8,0
Lysimeter 13/14:				
Erdaushub/Klärschlammkompost	$3,7 \cdot 10^{-7}$	47,3	36,0	21,5
Erdaushub	$1 \cdot 10^{-6}$	50,3	30,3	15,0
Perkolatraum	$1 \cdot 10^{-3}$	24,0	16,0	8,0

Parametersatz PS 1: Ausgangsvariante

Parametersatz PS 2: Parameterschätzung nach AG BODEN (1994) bzw. MÜLLER (1997)

Parametersatz PS 3: Festlegung einer nutzbaren Feldkapazität nFK = 10 Vol.-%

meteorologische Daten:

Die Modellrechnungen sind auf der Basis von gemessenen Tageswerten (Reihe 01.11.1994 bis 31.10.2001) durchgeführt worden. Alle für eine BOWAHALD-Modellierung notwendigen Klimaelemente (vgl. Abschnitt 4.4) werden an insgesamt drei Klimastationen (zwei am Haldenfuß und eine in unmittelbarer Nähe der Lysimeteranlage) gemessen.

6.2.3. Ergebnisse

In der Tabelle 35 sind die wesentlichen Simulationsergebnisse der Ausgangsvariante aufgeführt. Die Simulationszeiträume, die den Ergebnissen zugrunde liegen, sind verschieden. Sie resultieren aus den Messzeiträumen:

- Lysimeter 5: 01.11.1994 bis 31.10.2001 (7 hydrologische Jahre)
- Lysimeter 7/9: 01.11.1995 bis 31.10.2001 (6 hydrologische Jahre)
- Lysimeter 13/14: 01.11.1997 bis 31.10.2001 (4 hydrologische Jahre)

Tabelle 35: Vergleich der Simulationsergebnisse mit den Lysimetermessungen für die Ausgangsvariante (Gesamtbilanzen als mittlere Jahressummen über den jeweiligen Simulationszeitraum)

Lysi- meter	Modell Messung	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]
5	BOWAHALD	478	385	93	0
	Messung	478	-	96	-
7/9	BOWAHALD	474	403	72	0
	Messung: Lysimeter 7	474	-	108	-
	Lysimeter 9	474	-	121	-
13/14	BOWAHALD	488	413	74	+ 1
	Messung: Lysimeter 13	488	-	73	-
	Lysimeter 14	488	-	77	-

(Bedeutung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis)

Als eine Kalibrierungsgröße können die gemessenen Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis (Perkolationsraum) herangezogen werden. Wie der Tabelle 35 entnehmbar ist, kann mit Ausnahme der Lysimeter 7/9 die Ergebnisübereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen Sickerwassermengen hinsichtlich der Gesamtbilanz als gut bezeichnet werden.

Für die Lysimeter 7/9 trifft diese Aussage nicht zu. Die modellierten Sickerwassermengen liegen deutlich unter den gemessenen Werten. Ursachen können sein:

- Die für die Lysimeter ermittelten pedologischen Parameter sind nicht zutreffend. Insbesondere die für das Verdunstungsvermögen (Transpiration) maßgebende Größe nutzbare Feldkapazität nFK ist zu groß. Hierdurch wird die Transpiration im Modell

überbewertet (vgl. Abschnitt 4.5.8.4). Eine mögliche Ursache für nicht zutreffende pedologische Parameter könnte sein, dass die Klärschlammkomponente im Boden-Klärschlammgemisch nicht ohne weiteres mit den gängigen Bodenparametern beschreib- und quantifizierbar ist.

- Es existieren bevorzugte Strömungsbahnen in den Lysimetern 7/9 (Randeffekte, Bahnen innerhalb der Lysimeter), die zu einer erhöhten Sickerwasserbewegung beitragen. Da ein solches Sekundärporensystem mittels BOWAHALD nicht direkt quantifiziert werden kann (s. Abschnitt 4.3), gestaltet sich die Modellierung allein mit den angesetzten Parametern der Substratmatrix als schwierig.

Um die Übereinstimmung von modellierten und gemessenen Sickerwassermengen für die Lysimeter 7/9 zu verbessern, sind die im Abschnitt 6.2.2 genannten Parameterveränderungen, die pedologischen Parameter betreffend, durchgeführt worden. Die Tabelle 36 gibt Aufschluss darüber, wie sich durch diese Parameterveränderungen die Übereinstimmung von modellierten und gemessenen Sickerwassermengen geändert hat.

Tabelle 36: Simulierte und gemessene Sickerwassermengen für die Lysimeter 7/9 bei Änderung der pedologischen Parameter (Gesamtbilanzen als mittlere Jahressummen über den jeweiligen Simulationszeitraum)

	RU [mm/a]
Messwert Lysimeter 7	108
Messwert Lysimeter 9	121
Modelllauf 7/9 b (Parameter nach AG BODEN, 1994 bzw. MÜLLER, 1997)	93
Modelllauf 7/9 c (nFK = 10 Vol.-%)	112

(Bedeutung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis)

Es zeigt sich, dass sich die Anpassung an die gemessenen Sickerwassermengen für den Fall der Parameterschätzung nach AG BODEN (1994) bzw. MÜLLER (1997) verbessert. Allerdings liegt die im Mittel über den Gesamtzeitraum modellierte Sickerwassermenge immer noch etwas unter den Messwerten. Eine gute Anpassung ergibt sich hingegen für den Fall der Reduzierung der nFK auf 10 Vol.-%. Dieser Wert ist für das Boden-Klärschlammgemisch, das in den Lysimetern 7 und 9 eingebaut worden ist, aus Sicht des Wasserhaushalts als realistisch anzusehen und folglich für die weiteren Betrachtungen angesetzt worden.

In einem nächsten Kalibrierungsschritt wurde der zeitliche Verlauf von modellierter und gemessener Sickerwasserbildung geprüft (s. Abbildung 71).

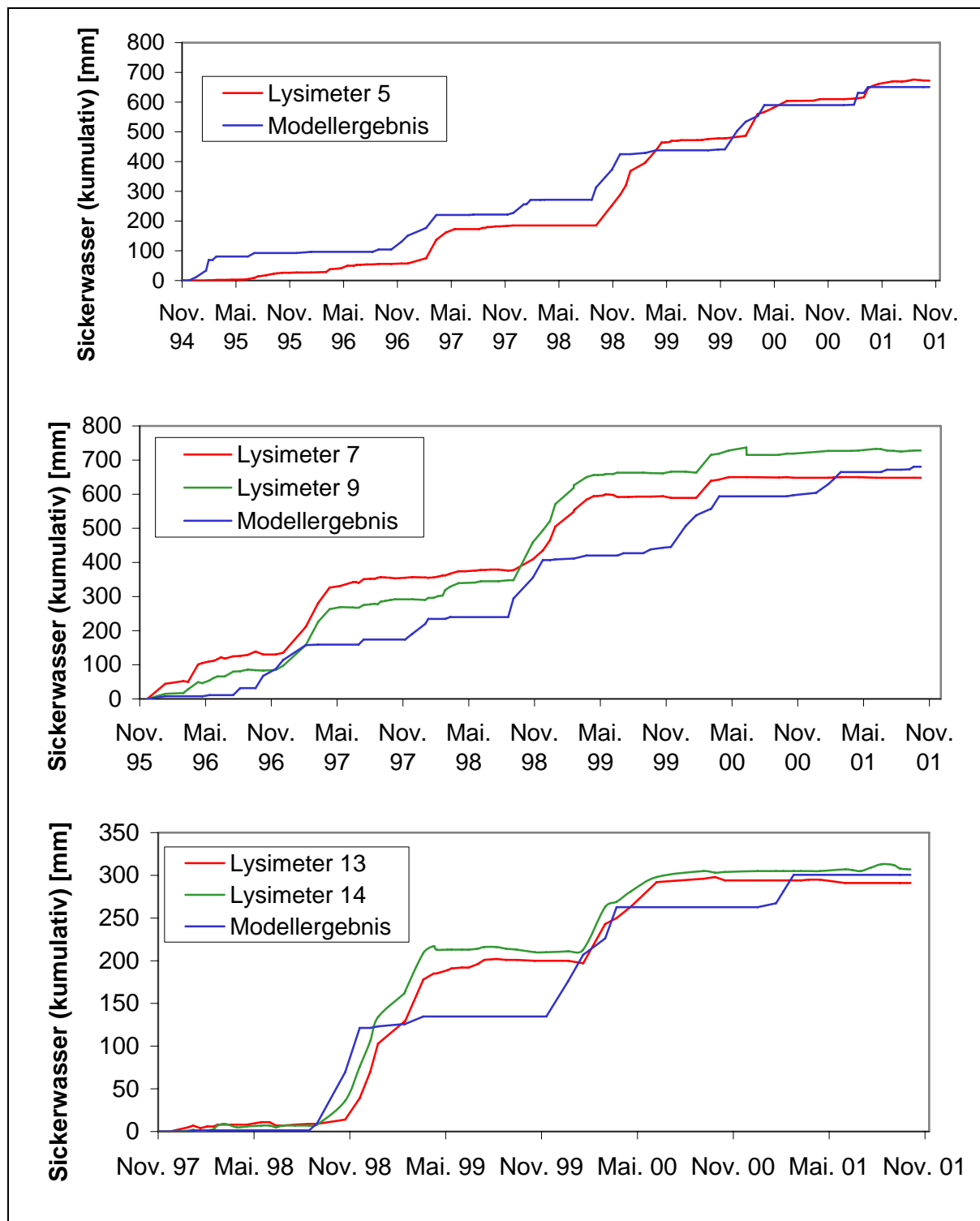


Abb. 71: Vergleich von gemessenen und modellierten Sickerwassermengen für die untersuchten Lysimeter (Ausgangsvariante, kumulativ)

Die in der Abbildung 71 visualisierten Ergebnisse machen deutlich, dass trotz guter Übereinstimmung der Sickerwasserwerte für den Gesamtzeitraum (vgl. Tabellen 35 und 36) zunächst nur der Sickerwasserverlauf für das Lysimeter 5 befriedigen kann, sieht man vom ersten Simulationsjahr ab, das wegen des "Einspielens" des Modells generell ausgeklammert werden sollte.

Etwas differenzierter gestaltet sich das Bild für die Lysimeter 7/9 und 13/14. Zunächst einmal positiv anzumerken ist, dass die Zeiträume der Sickerwasserbildung durch das Modell BOWAHALD gut wiedergegeben werden. Für die Perioden, in denen Sickerwässer gemessen werden, erfolgt auch eine Sickerwassermodellierung. Allerdings stimmen die modellierten Sickerwassermengen nicht immer mit den gemessenen Werten überein. So fallen die modellierten Werte im Zeitraum bis Mitte 1999 tendenziell zu klein aus. In den Winterhalbjahren 1999/2000 und 2000/2001 wird hingegen mehr Sickerwasser modelliert als gemessen.

Die Ursache hierfür ist sehr wahrscheinlich darin zu suchen, dass bei der Ausgangsvariante mit zeitlich konstanten Bewuchsparametern operiert worden ist (vgl. Abschnitt 6.2.2). Nun ist es sicher realistischer, einen sich nach Lysimeterinbetriebnahme langsam entwickelnden Bewuchs anzusetzen. Dies ist bei den folgenden Simulationsrechnungen realisiert worden. Betrachtet wurden die Lysimeter 7/9 und 13/14. Für das Lysimeter 5 wurden die Ergebnisse der Ausgangsvariante (vgl. Abbildung 71) als ausreichend gut angesehen.

Die Steuerung der zeitlichen Entwicklung des Bewuchses erfolgte durch die Modellparameter Wurzeltiefe und Bewuchsentwicklung. Für die in der Tabelle 37 aufgeführten entwicklungsabhängigen Bewuchsparameter wurden die besten Ergebnisse bezüglich der zeitlichen Anpassung von modellierten und gemessenen Sickerwassermengen erzielt. Die Parametervariationen liegen immer noch im Bereich vertretbarer Werte (s. Abschnitt 3.3.4.3).

Die damit modellierten Sickerwasserverläufe lassen ein hohes Maß an Übereinstimmung von modellierten und gemessenen Werten erkennen (s. Abbildung 72). Zu vermerken ist, dass ausschließlich die Bewuchsparameter in der o.g. Art und Weise verändert worden sind. Alle anderen Parameter sind im Rahmen der Modellierung analog der Ausgangsvariante angesetzt worden.

Tabelle 37: Übersicht über die zeitlich veränderten Bewuchsparameter

Lysimeter	Jahr	Wurzeltiefe [cm]	Bewuchsentwicklung
7/9	1996	5	spärlich
	1997	10	spärlich
	1998	20	spärlich
	1999	60	normal
	2000	100	üppig
	2001	100	üppig
13/14	1998	20	spärlich
	1999	80	normal
	2000	90	üppig
	2001	90	üppig

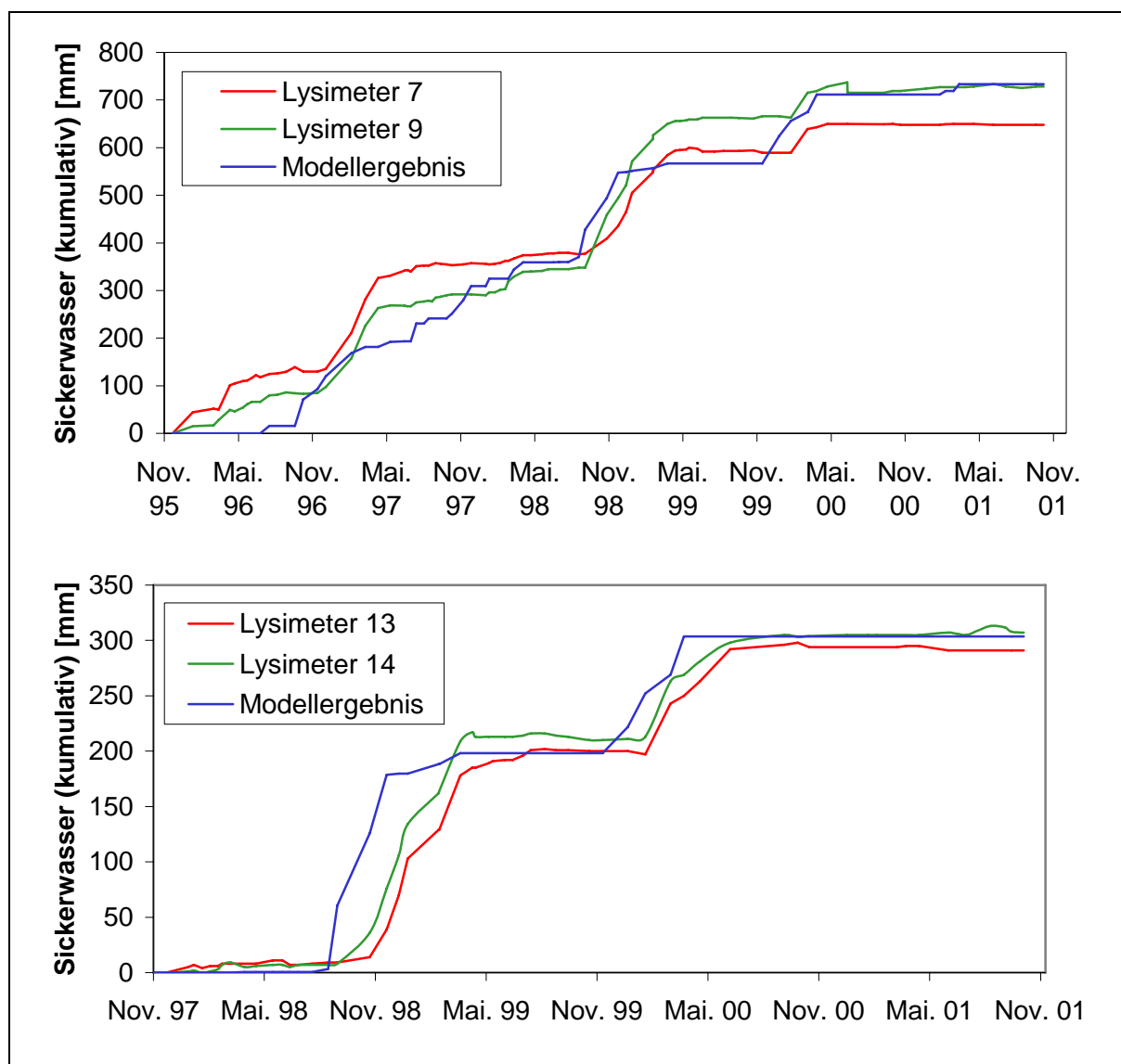


Abb. 72: Zeitlicher Verlauf von modellierten und gemessenen Sickerwassermengen für eine sich entwickelnde Vegetation (Lysimeter 7/9 und 13/14, kumulativ)

Bezogen auf den konkreten Anwendungsfall konnte gezeigt werden, dass das Modell BOWAHALD generell als ein geeigneter Simulator zur Quantifizierung der in den Lysimetern ablaufenden wasserhaushaltlichen Prozesse angesehen werden kann. Die wesentlichen Prozessverläufe werden unter Verwendung von ermittelten bzw. plausibel geschätzten Ausgangsparametern realistisch nachgebildet.

6.3. Kalibrierungsgröße Bodenfeuchte innerhalb der Oberflächensicherung der Deponie Deutzen/Regis III (südlich Leipzig)

6.3.1. Charakterisierung des Standortes

Die folgenden Ausführungen zur Kalibrierung des Modells BOWAHALD an Bodenfeuchtwerten, die innerhalb der Oberflächensicherung der Altdeponie Deutzen/Regis III gemessen wurden, sind DUNGER (2004 A) sowie DUNGER U.A. (2004) entnommen.

Bei der Deponie Deutzen (nahe Borna, ca. 20 km südlich von Leipzig gelegen) handelt es sich um eine Deponie, die nach dem 30.06.1990 (In-Kraft-Treten des Abfallgesetzes für die neuen Bundesländer) und vor dem 01.06.1993 (In-Kraft-Treten der TA Siedlungsabfall, TASI 1993) geschlossen wurde und folglich im Sinne des Sächsischen Stilllegungserlasses (SMU, 1997) als Altdeponie zu betrachten ist (s. Abschnitt 3.2).

Die Deponie Deutzen wurde im ca. 40.000 m² großen Tagebaurestloch Regis III angelegt. Das Restloch Regis III wurde bis 1973 zunächst mit Abraummassen bis auf das Niveau der zukünftige Deponiesohle aufgefüllt. Somit wird der unmittelbare Untergrund im Bereich der Altdeponie durch ca. 20 – 35 m mächtiges Kippenmaterial gebildet. Dabei handelt es sich um ein Substratgemenge aus pleistozänen und tertiären Sanden, Kiesen, Schluffen (Geschiebemergel) und Tonen (k_f -Werte um bzw. kleiner 10^{-8} m/s).

Die Mächtigkeit der Müllablagerungen liegt zwischen 5 und 10 m. Im nördlichen Deponiebereich wurde vorrangig Hausmüll abgelagert. Diese Ablagerungen sind ca. 4 m mächtig und wurden im Jahre 1991 mit 1,0 – 1,5 m bindigem Erdaushub abgedeckt. Entsprechend den Erkundungsergebnissen ergeben sich volumenmäßig folgende Abfallmengen:

- bis 1991: 60 000 – 70 000 m³ (davon etwa 40.000 m³ Haus-/Sperrmüll sowie ca. 20 000 m³ bis 30 000 m³ Erdaushub/Bauschutt)
- von 1991 bis 1998: ca. 120 000 m³ Erdaushub und Bauschutt

Im südwestlichen Bereich des Restloches wurden ausschließlich Bauschutt und Erdaushub mit einer Mächtigkeit von 4,5 – 5 m verfüllt.

Deponiegasuntersuchungen wurden im Jahre 1999 durchgeführt. Sie haben keine nennenswerte Methanemissionen (< 100 ppm) über die Deponieoberfläche gezeigt, was als Indiz für eine weitestgehende Inertisierung des abgelagerten Hausmülls angesehen werden kann (vgl. Abschnitt 2.2.3). Die Untersuchungsergebnisse zeigen für die relevanten Parameter im „Deponiesickerwasser“ (gemessen in der Grundwassermessstelle unter dem Deponiekörper) folgende Konzentrationen:

- Bor: max. 5,3 mg/l
- Chlorid: max. 1 500 mg/l
- Sulfat: max. 365 mg/l

Nach Einschätzung der zuständigen Fachbehörde (ehem. Staatliches Umweltfachamt Leipzig) sind diese Werte typisch für Altdeponien auf dem Gebiet der neuen Bundesländer und können auf Grund der Standortspezifität (keine Gefährdung von Oberflächengewässern sowie keine Nutzung des Grundwassers) toleriert werden. Infolge dessen ist eine Oberflächensicherung erarbeitet worden, die sich entsprechend Sächsischer Stilllegungsmethodik Altdeponien (SMUL 1999) als alternative qualifizierte Abdeckung charakterisieren lässt (s. Abschnitt 3.2). Die Abdeckung besteht aus einer durchschnittlich 1,2 m mächtigen Rekultivierungsschicht mit unterlagernder ca. 1,0 m mächtiger Profilierungs-/Ausgleichsschicht. Der Wirkmechanismus der Oberflächenabdeckung ist vorrangig auf die Prozesse der Wasserspeicherung und Verdunstung ausgelegt.

Während der Realisierung der Sicherungsmaßnahmen wurde seitens des Deponiebetreibers an die zuständige Fachbehörde der Wunsch herangetragen, die Möglichkeit einer gewerblichen Nutzung der Rekultivierungsschicht in Form einer Weidenplantage zu prüfen.

Infolge der konkreten klimatischen Verhältnisse im Raum Borna, die sich durch eine stark negative klimatische Wasserbilanz (Niederschlag minus potenzielle Verdunstung) in den Sommermonaten sowie durch eine leicht negative klimatische Wasserbilanz im Jahresmittel kennzeichnen lässt (HAD 2000), ist eine Begrünung mit einem Weidenbestand auf Grund des hohen Wasserbedarfes (hohe Transpirationsleistung der Weiden) nicht unproblematisch. Andererseits ist ein hoher Wasserumsatz in Oberflächensicherungssystemen gerade durch Evaporation und Transpiration erwünscht, weil dies zu einer Verminderung der Restdurchsickerungsmengen in den Deponiekörper und letztlich in den Untergrund beiträgt.

Wegen der erwähnten klimatischen Verhältnisse ist während der Hauptwachstumsperiode eine zusätzliche Beregnung zur Bestandserhaltung erforderlich (s. Abbildung 73). Ohne Zusatzwassergaben ist mit partiellen Ausfällen der Weidenkulturen und einer damit verbundenen erhöhten Restdurchsickerung zu rechnen, zumal die Deponie nicht basisgedichtet ist. Will man ein solches Risiko möglichst gering halten, so ist es unumgänglich, die Zusatzwassergaben prozessorientiert, d.h. wasserhaushaltlich begründet, zu steuern. Hierfür war ein wasserhaushaltlich begründetes Bewässerungskonzept zu erarbeiten (s. auch Abschnitt 8.6). Bestandteil des Bewässerungskonzepts war die Messung der Bodenfeuchte innerhalb der Oberflächensicherung.



Abb. 73:

Weidenbewuchs mit Bewässerungseinrichtungen auf der Deponie Deutzen/Regis III (Photo: Schlykow)

6.3.2. Methodik der Modellkalibrierung, Modellparametrisierung

Im Zusammenhang mit der Modellkalibrierung sind zwei Dauermessstellen eingerichtet worden, die es gestatten, Bodenfeuchtwerte und Saugspannungen in der vorhandenen Abdeckung zu messen (Lage → s. Abbildung 74):

- Messpunkt 1 (Lehmstandort): in einem Bereich, der hinsichtlich der Bodenart (sandiger Lehm) für die allermeisten Teile der Deponie als repräsentativ angesehen werden kann und
- Messpunkt 2 (Sandstandort): in einem Bereich, der wegen seiner ungünstigen pedologischen Eigenschaften bezüglich der zu erwartenden Restdurchsickerungsmengen als besonders kritisch anzusehen ist.

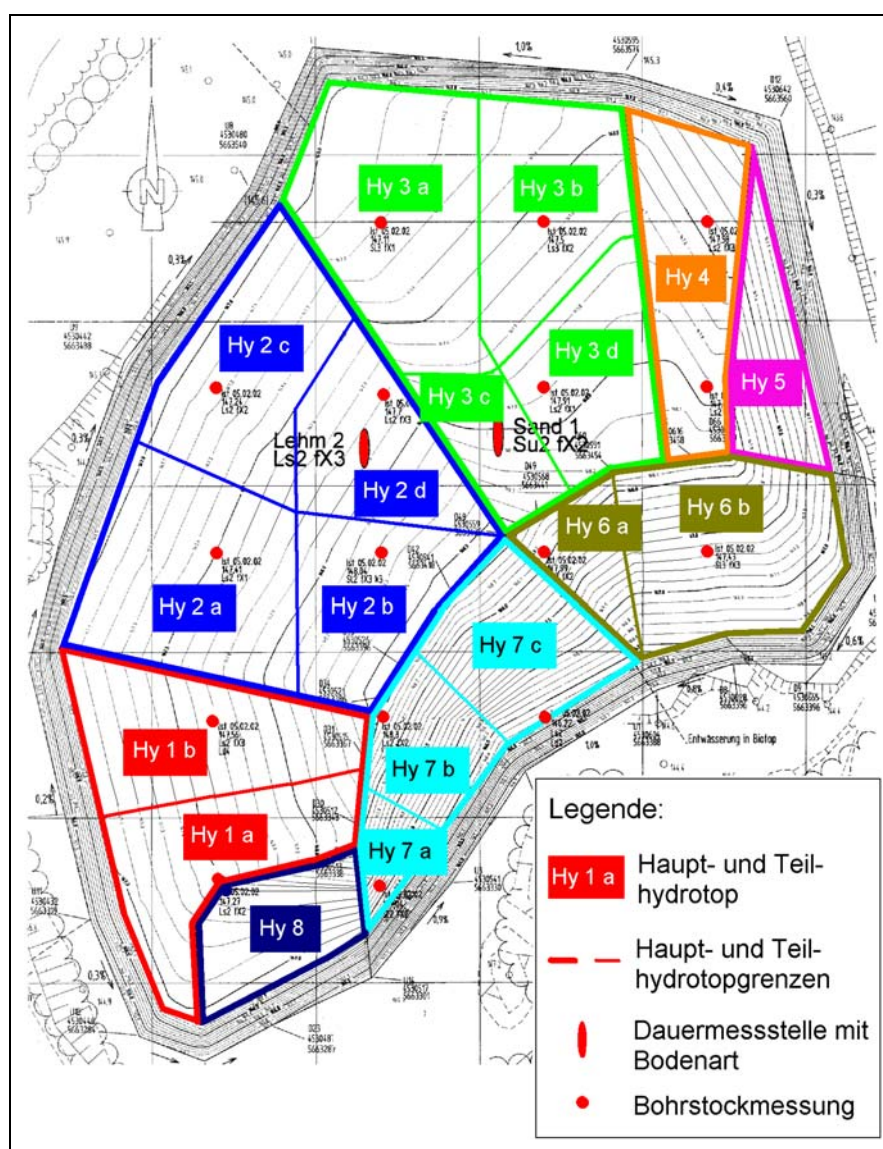


Abb. 74:

Deponie Deutzen/Regis III mit Hydrotopeteilung sowie Lage der Dauermessstellen und Bohrstockmessungen

An jedem dieser zwei Dauermessstellen sind in drei verschiedenen Tiefen Messsonden eingebaut worden:

- Messtiefe 1: oberflächennah im Bereich der gut ausgebildeten Pflanzenwurzeln (30 cm unter Gelände), um den Wasserentzug durch Transpiration gut zu erfassen
- Messtiefe 2: etwa in der Mitte der Abdeckung (in 60 cm Tiefe), um genaue Informationen bezüglich der vertikalen Bodenfeuchteverteilung zu erhalten und sich aus dem Wurzelraum nach unten verlagernde Sickerwassermengen möglichst frühzeitig (d.h. nicht erst an der Abdeckbasis) zu erkennen
- Messpunkt 3: nahe der Basis der Oberflächenabdeckung (in 100 cm Tiefe) zur Quantifizierung des Einsetzens und der Dauer von Versickerungsereignissen in die Deponie

Je Messtiefe sind bezüglich der Gewährleistung einer hohen Zuverlässigkeit jeweils zwei Messsonden je Typ (Bodenfeuchte, Saugspannung) eingebaut worden.

Die Parameteridentifizierung für die beiden Dauermessstellen gestaltete sich folgendermaßen:

Geographisch-morphologische Parameter → s. auch Tabelle 38:

- geographische Breite des Standortes: 51 °, 5 ' n. Br.
- Höhenlage der Dauermessstellen: ca. 148 m ü. NN

Tabelle 38: Morphologisch relevante Modellparameter

Dauermessstelle	Charakteristik	Mittlere Neigung [%]	Exposition
1	Sandstandort	1,7	N
2	Lehmstandort	1,5	W

Kalibrierungszeitraum: April – Dezember 2003

Bewuchsparameter:

- Bewuchsart: Weiden (BOWAHALD-Nutzung: Laubbäume)
- monatsvariable Bewuchsparameter (nach Parameteroptimierung) → s. Tabellen 39 und 40

Tabelle 39: BOWAHALD-relevante Bewuchsparameter des Jahres 2003 für den Sandstandort

Dauermessstelle 1 (Sandstandort)							
Monat	k_C []	a [%]	z_W [cm]	w_d [cm]	BE	BA	z_E [cm]
April	0,4	90	30	5	1	1	105
Mai	0,6	100	40	5	1	1	105
Juni	0,6	100	115	5	1	1	105
Juli	0,8	100	105	5	1	1	105
August	0,5	100	140	5	1	1	105
Sept.	1,2	100	100	5	2	1	105
Oktober	1,2	95	70	5	2	1	105
November	2,2	80	40	5	1	1	105
Dezember	2,2	70	30	5	1	1	105

Tabelle 40: BOWAHALD-relevante Bewuchsparameter des Jahres 2003 für den Lehmstandort

Dauermessstelle 2 (Lehmstandort)							
Monat	k_C []	a [%]	z_W [cm]	w_d [cm]	BE	BA	z_E [cm]
April	0,6	90	30	5	1	1	100
Mai	0,6	100	40	5	1	1	100
Juni	0,6	100	100	5	1	1	100
Juli	1,3	100	100	5	1	1	100
August	1,4	100	100	5	1	1	100
Sept.	1,0	100	100	5	1	1	100
Oktober	1,0	95	100	5	1	1	100
November	0,8	80	100	5	1	1	100
Dezember	0,6	70	100	5	1	1	100

k_C - Bestandskoeffizient zur Nutzungskorrektur der ETP

z_W - maximale Wurzeltiefe

BE - Bestandsentwicklung (1 – spärlich, 2 – normal)

z_E - maximale Evaporationstiefe

a - Vegetationsbedeckungsgrad

w_d - Bereich der maximalen Wurzeldichte

BA - Bestandsaufbau (1 – einschichtig)

pedologische Parameter:

Wasserhaushaltlich relevante pedologische Parameter bezüglich Wassertransport- und Wasserspeichervermögen wurden mittels in-situ-Untersuchungen (Infiltrationsversuche, Bohrstockuntersuchungen, Fa. Aquila GmbH Markkleeberg) sowie laborativen Verfahren (Durchströmungsversuche, Ermittlung von Saugspannungs-Sättigungs-Kurven, Fa. G.E.O.S. GmbH

Freiberg) ermittelt. Informationen zu den wesentlichen pedologischen Parametern der Abdeckung im Bereich der Dauermessstellen enthalten die Tabellen 41 (Dauermessstelle 1 – Sandstandort) und 42 (Dauermessstelle 2 – Lehmstandort).

Tabelle 41: Wasserhaushaltlich relevante pedologische Parameter für den Sandstandort

Dauermessstelle 1 (Sandstandort)							
Lage [m u. GOK]	k_r -Wert [m/s]	Wassergehalte [Vol.-%] für ausgewählte pF-Werte					
		pF = 0,0 (θ_s)	pF = 1,0	pF = 1,8 (θ_{FC})	pF = 2,5	pF = 3,4	pF = 4,2 (θ_{PWP})
0,0	$4,2 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	-	-	-
0,3	$4,9 \cdot 10^{-5}$	37,29	29,34	16,00	14,01	8,54	5,97
0,6	$9,6 \cdot 10^{-5}$	32,80	24,36	14,46	12,29	7,88	4,91
1,0	$1,1 \cdot 10^{-4}$	32,55	27,58	23,32	19,27	8,42	6,09
Ø 0-1 m	$7,4 \cdot 10^{-5}$	34,21	27,09	17,93	15,19	8,28	5,66

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Tabelle 42: Wasserhaushaltlich relevante pedologische Parameter für den Lehmstandort

Dauermessstelle 2 (Lehmstandort)							
Lage [m u. GOK]	k_r -Wert [m/s]	Wassergehalte [Vol.-%] für ausgewählte pF-Werte					
		pF = 0,0 (θ_s)	pF = 1,0	pF = 1,8 (θ_{FC})	pF = 2,5	pF = 3,4	pF = 4,2 (θ_{PWP})
0,0	$1,7 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-	-	-
0,3	$1,3 \cdot 10^{-6}$	32,19	31,08	29,03	27,82	18,89	14,05
0,6	$1,1 \cdot 10^{-6}$	35,45	34,46	31,94	30,24	23,69	15,71
1,0	$2,2 \cdot 10^{-7}$	34,26	30,88	28,47	26,35	21,35	14,92
Ø 0-1 m	$1,1 \cdot 10^{-6}$	33,97	32,14	29,81	28,14	21,31	14,89

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

meteorologische Daten:

Für die Modellierung verwendet wurden wegen des Fehlens einer Station auf der Deponie tägliche Werte der Temperatur, der relativen Luftfeuchte und der Sonnenscheindauer der ca. 25 km entfernten DWD-Station Leipzig-Schkeuditz. Die Daten wurden für den Kalibrierungszeitraum vom 01.04.2003 bis 31.12.2003 erhoben. Die Niederschlagswerte stammen von der vom Untersuchungsstandort ca. 15 km entfernt liegenden Niederschlagsmessstation Zwenkau.

Die Daten der Station Leipzig-Schkeuditz wurden wegen der alles in allem nur geringen klimatischen Unterschiede im Leipziger Raum (Abweichungen der Jahresmitteltemperaturen: 0,2 °C (NAU, 1959) ohne Änderungen auf den Deponiestandort übertragen. Die Tabelle 43 soll einen Überblick über die Monatsmittelwerte der o.g. Größen geben. In der Tabelle 43 sind die Niederschlagswerte mit einem Faktor von 10 % messfehlerkorrigiert (vgl. Abschnitt 4.5.1).

Tabelle 43: Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Zeitraum April bis Dezember 2003 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961 - 1990)

	A	M	J	J	A	S	O	N	D	A - D
T (2003)	8,7	15,2	19,8	20,1	21,2	14,8	6,3	6,3	1,7	12,7
T (1961 – 90)	8,0	12,9	16,2	17,9	17,6	14,0	9,6	4,5	1,1	11,3
RLF (2003)	68	65	63	63	56	72	80	84	83	70
RLF (1961 – 90)	75	73	73	72	72	78	83	85	87	76
SSD (2003)	219	223	314	233	283	182	110	96	92	1752
SSD (1961 – 90)	149	198	200	204	194	140	110	53	36	1284
P _K (2003)	30	33	57	56	22	64	41	40	45	388
P _K (1961– 90)	55	57	65	58	71	52	41	42	45	486

T - Temperatur [°C] RLF - relative Luftfeuchte [%] SSD - Sonnenscheindauer [h]
P_K – messfehlerkorrigierter Niederschlag [mm]

Das Jahr 2003 war in vielerlei Hinsicht kein durchschnittliches Jahr. Insgesamt war das Jahr zu warm, extrem sonnenscheinreich und zu trocken (was sowohl den Niederschlag als auch die Luftfeuchtigkeit betrifft). Insbesondere die verdunstungsintensiven Monate Mai bis September sind als extrem hinsichtlich des Witterungsverhaltens anzusehen. Nach BECK U.A. (2004) kann der Sommer 2003 als ein sog. „Jahrhundertsommer“ angesehen werden. Dies ist bei der Einordnung der Simulations- und Messergebnisse zu beachten.

6.3.3. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation

In den Abbildungen 75 und 76 sind die simulierten und gemessenen Bodenfeuchtwerte der beiden Dauermessstellen (Parametrisierung s. Abschnitt 6.3.2) gegenüber gestellt. Im folgenden sollen die Kurven im Detail diskutiert werden. Zunächst wird der Lehmstandort (Dauermessstelle 2, vgl. Abbildung 75) betrachtet.

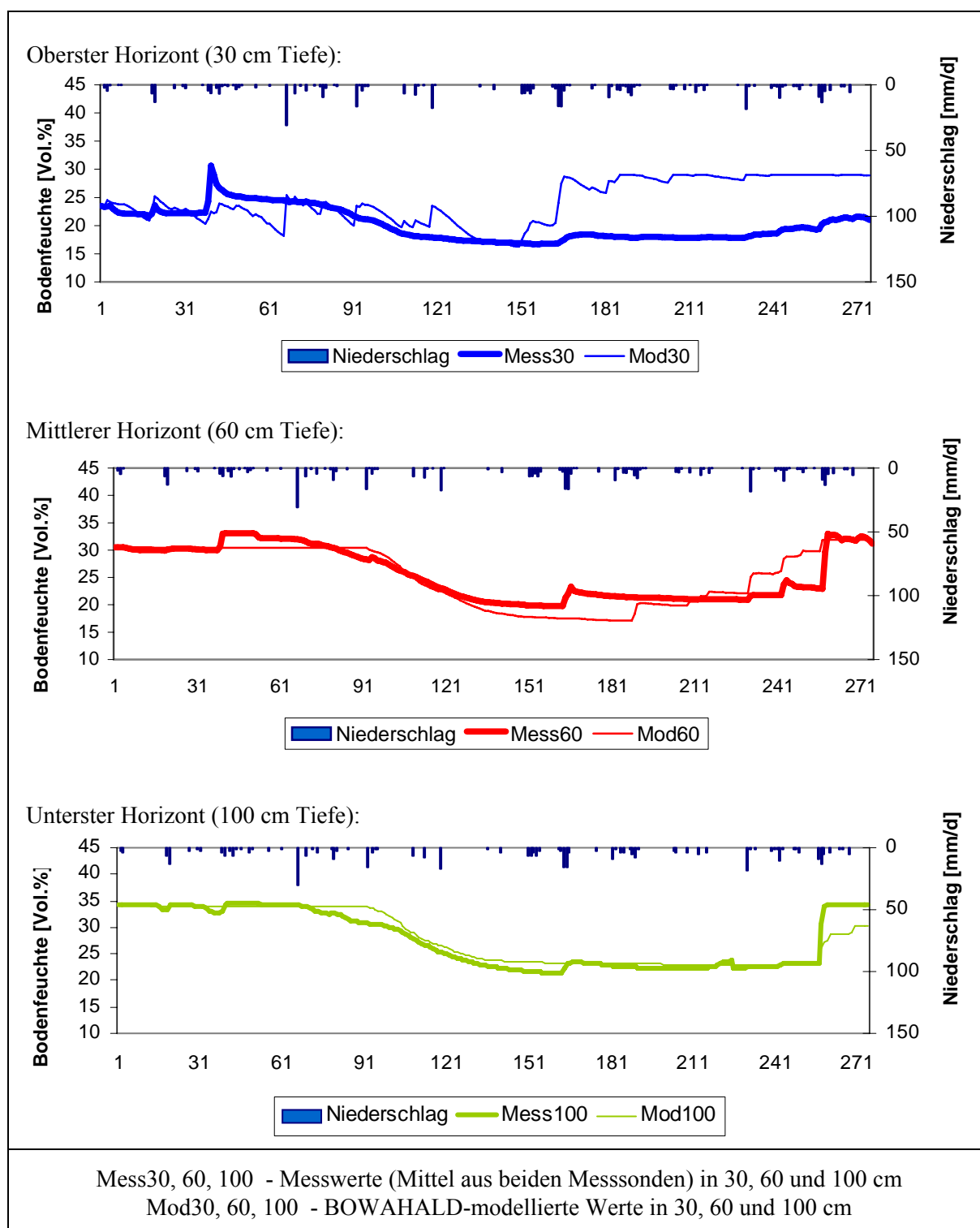


Abb. 75: Modellierte und gemessene Bodenfeuchtwerte für die Dauermessstelle 2 (Lehmstandort, Simulationstag 1 = 1. April, Simulationstag 270 = 31. Dezember)

Für den Zeitraum bis etwa Ende Juni (ca. Tag 90 ab Simulationsbeginn) sind in den Bodenhorizonten 60 und 100 cm u. GOK Wassergehalte über Feldkapazität gemessen worden.

Da Bodenfeuchten oberhalb der Feldkapazität modellbedingt über längere Zeiträume nur im Zusammenhang mit einer Stauwasserbildung auftreten können (vgl. Abschnitt 4.5.7), musste unterhalb von 100 cm u. GOK eine stauwasserbildende Schicht integriert werden. Mit einer solchen Schicht war eine gute Nachbildung der gemessenen hohen Wassergehalte möglich.

Nicht nachbildbar ist der markante Bodenfeuchteanstieg am 10. Mai (41. Tag ab Simulationsbeginn), der in allen 3 Horizonten gemessen worden ist. Zurückzuführen ist dies sehr wahrscheinlich auf ein lokales Niederschlagsereignis im Bereich der Deponie. Unter Zugrundelegung der Niederschlagswerte der ca. 15 km entfernt liegenden Station Zwenkau ist ein solches Ansteigen der Bodenfeuchte nicht modellierbar. Das Fehlen einer meteorologischen Messstation im Bereich der Deponie stellt somit einen nicht zu vernachlässigenden Unsicherheitsfaktor bezüglich der Modellkalibrierung dar.

Der bis Anfang September (150. Tag) stattfindende Rückgang der Bodenfeuchtwerte wird durch das Modell insbesondere für die Horizonte 60 und 100 cm u. GOK gut nachbildbar. Dies trifft im Grunde auch für den obersten Horizont (30 cm u. GOK) zu, wenngleich Unterschiede in der Bodenfeuchtedynamik deutlich zutage treten. Die gemessenen Werte gehen relativ gleichmäßig zurück, ohne z.B. auf Niederschlagsereignisse zu reagieren, wogegen bei den simulierten Werten eine deutliche Abhängigkeit zur jeweiligen Witterungssituation erkennbar ist. Besonders deutlich wird dies am Beispiel des Niederschlagsereignisses vom 6. Juni (67. Tag ab Simulationsbeginn, Tagesniederschlagsmenge: immerhin mehr als 30 mm). Die gemessenen Bodenfeuchtwerte reagieren hierauf nicht, wogegen mittels BOWAHALD zumindest im oberen Horizont (30 cm u. GOK) eine deutliche Zunahme der Bodenfeuchte simuliert wird. Möglich wäre hier ein lokales Niederschlagsereignis im Raum Zwenkau.

Der Zeitraum von Anfang September bis Jahresende ist für die beiden unteren Horizonte (60 cm und 100 cm u. GOK) durch eine zunächst leichte, ab Mitte Dezember schlagartige Zunahme der Bodenfeuchte gekennzeichnet. Dieser Verlauf wird durch das Modell hinsichtlich des generellen Verlaufs gut wiedergegeben. Im Detail treten auch hier Unterschiede zwischen gemessenen und modellierten Werten auf. So nimmt z.B. die modellierte Bodenfeuchte im mittleren Horizont (60cm u. GOK) eher zu als die gemessene. Auch werden z.B. im untersten Horizont (100 cm u. GOK) Ende Dezember keine ganz so großen Bodenfeuchtwerte

modelliert wie gemessen. Dennoch kann die Nachbildung der beobachteten Bodenfeuchtwerte insgesamt als gelungen eingeschätzt werden.

Für den obersten Horizont sieht dieses Bild für den Zeitraum von Anfang September bis Jahresende etwas anders aus. Trotzdem die in diesem Zeitraum gefallen Niederschläge durchschnittlich (im September sogar überdurchschnittlich) gewesen sind, wirkt sich dies auf die gemessenen Bodenfeuchtigkeiten erst ab Mitte November aus, wogegen das Modell bereits mit Beginn des überdurchschnittlich nassen Monats September mit ansteigenden Bodenfeuchtwerten reagiert.

Warum die Messsonden in 30 cm Tiefe (also vergleichsweise Nahe der Geländeoberfläche) generell kaum auf Niederschlagsereignisse reagieren, konnte nicht geklärt werden.

Für den Sandstandort (Dauermessstation 1, s. Abbildung 76) ergibt sich folgendes Bild:

Für den Zeitraum bis etwa Ende Mai (ca. Tag 60 ab Simulationsbeginn) sind im untersten Bodenhorizont (100 cm u. GOK) Bodenfeuchtwerte über Feldkapazität gemessen worden, die analog dem Lehmstandort gut durch das Modell wieder gegeben werden. Diese Einschätzung trifft gleichermaßen für den mittleren Horizont (60 cm u. GOK) zu: gemessene und modellierte Bodenfeuchtwerte liegen im Bereich der Feldkapazität (ohne nennenswerte Schwankungen). Auch für den obersten Horizont (30 cm u. GOK) wird der Verlauf gut nachgebildet, wenngleich in Analogie zum Lehmstandort die simulierten Werte eine höhere Dynamik aufweisen.

Der bis Anfang September (150. Tag) stattfindende Rückgang der Bodenfeuchtwerte ist im Unterschied zum Lehmstandort nur für den untersten Horizont markant ausgeprägt. In den beiden anderen Horizonten ist nur ein leichter Rückgang beobachtet worden. Für die beiden unteren Horizonte werden diese Verläufe modellseitig gut nachgebildet. Für den obersten Horizont liegen die simulierten Bodenfeuchtwerte zunächst (wegen vergleichsweise hoher Niederschläge im Juni und Juli) über den gemessenen Werten, wogegen sie im trockenen Monat August darunter liegen. Ebenfalls auffällig ist die höhere Dynamik der simulierten im Vergleich zu den gemessenen Werten.

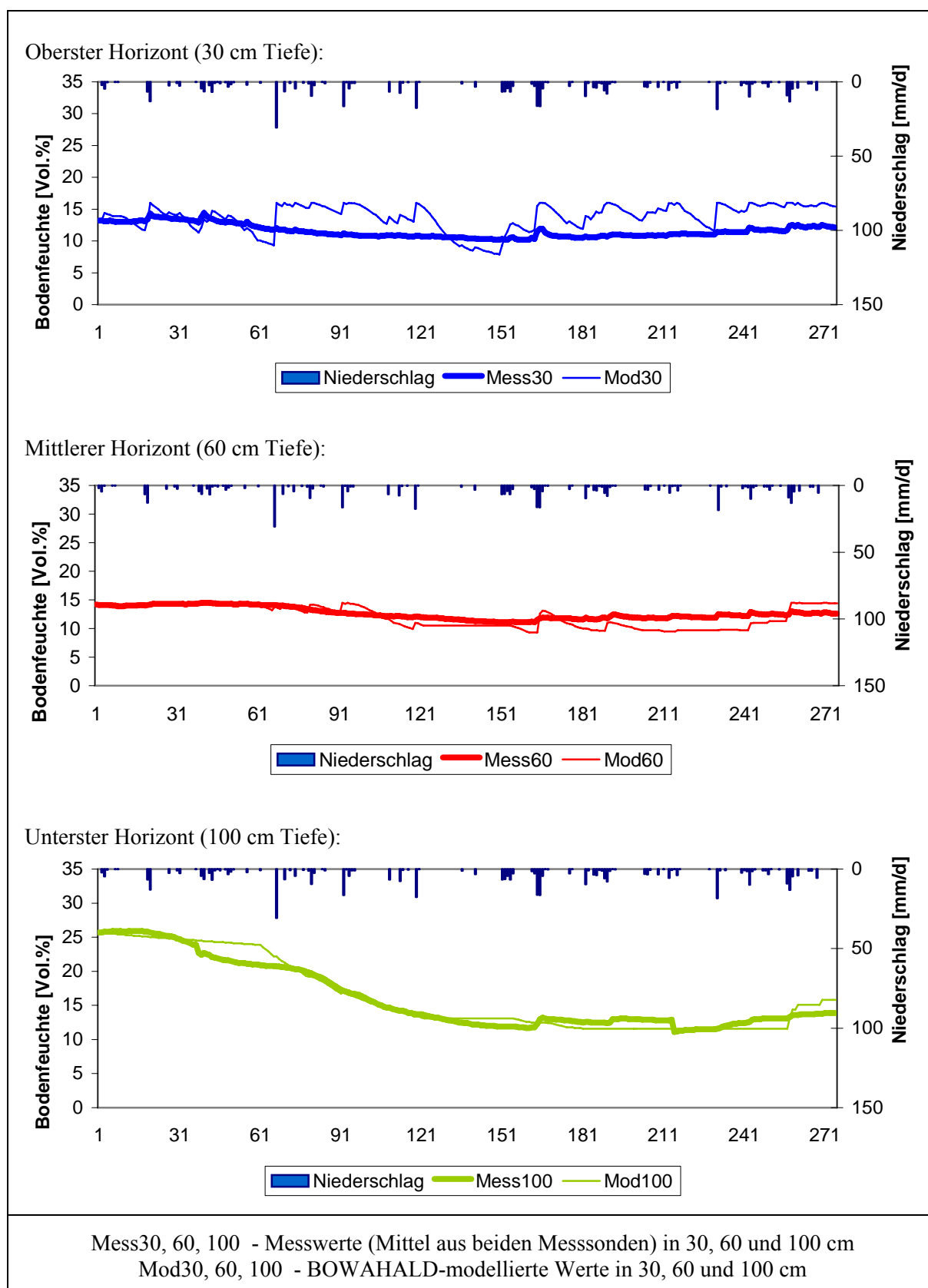


Abb. 76: Modellierte und gemessene Bodenfeuchtwerte für die Dauermessstelle 1 (Sandstandort, Simulationstag 1 = 1. April, Simulationstag 270 = 31. Dezember)

Der Zeitraum von Anfang September bis Jahresende ist für alle Horizonte durch eine leichte aber kontinuierliche Zunahme Bodenfeuchte gekennzeichnet. Eine Mitte Dezember beim Lehmstandort beobachtete schlagartige Zunahme der Bodenfeuchte tritt beim Sandstandort nicht auf.

Dieser Verlauf wird für die beiden unteren Horizonte durch das Modell hinsichtlich des generellen Verlaufs und der modellierten Werte gut wiedergegeben. Für den obersten Horizont sieht dieses Bild für den Zeitraum von Anfang September bis Jahresende analog zum Lehmstandort etwas anders aus. Hier reagiert das Modell auf die im September gefallenen überdurchschnittlichen Niederschläge relativ schnell mit zunehmenden Bodenfeuchtwerten. Wegen der bis zum Jahresende durchschnittlichen Niederschläge und der ab Oktober eingeschränkten Verdunstung verbleiben die simulierten Bodenfeuchtwerte im Falle des obersten Horizontes im Unterschied zu den gemessenen Werten auf hohem Niveau.

Trotz gewisser Abstriche im Detail kann die Anpassung der mittels BOWAHALD simulierten Bodenfeuchtwerte an die Messwerte für den Untersuchungszeitraum April bis Dezember 2003 als insgesamt gut bezeichnet werden.

Diese generelle Einschätzung sollte man auch unter dem Aspekt einer Reihe von Unsicherheiten sehen, die wie folgt zu charakterisieren sind:

- Die erste Unsicherheit (wie bereits mehrfach erwähnt) liegt in den für die Simulation verwendeten Niederschlagswerten der ca. 15 km entfernten Niederschlagsmessstation.
- Eine weitere Unsicherheit liegt zweifelsfrei darin begründet, dass die Bodenfeuchtemessungen mit Fehlern behaftet sein können. Bei dem Vergleich der simulierten mit den gemessenen Werten wurde stets unterstellt, dass alle Messwerte richtig seien, d.h. es wurde ein Abgleich der Modellparameter auf Grundlage der gemessenen Bodenfeuchtwerte vorgenommen.

- Modellseitig sind ferner die folgenden zwei wesentlichen Unsicherheiten zu nennen:
 - a) Die Modellierung von Wassergehalten oberhalb der Feldkapazität über längere Zeiträume ist auf Grund des BOWAHALD-Versickerungsmodells (sich in den Grobporen bewegendes Wasser versickert schnell unter dem Einfluss der Gravitation in größere Tiefen, s. Abschnitt 4.5.5) nur durch die Integration einer stauwasserbildenden Schicht unterhalb des Messpunktes in 100 cm Tiefe möglich.
 - b) Eine Modellierung von Sekundärporen (z.B. Regenwurmlöcher, abgestorbene Wurzelkanäle) ist mit dem Modell BOWAHALD nicht möglich. Ein schnelles Versickern von Wasser in große Tiefen unmittelbar nach Niederschlagsereignissen ist modellseitig folglich nicht erfassbar.

6.4. Kalibrierungsgröße Sickerwassermengen und Bodenfeuchte im Ergebnis von Lysimetermessungen der Station Brandis (südöstlich Leipzig)

6.4.1. Charakteristik der Lysimeterstation Brandis

Die Datenrundlage für die Modellkalibrierung lieferten die mehr als 20-jährigen Messreihen (1981 – 2002) der ca. 30 km südöstlich von Leipzig im Einzugsgebiet der Parthe gelegenen Lysimeterstation Brandis.

Ein umfassender Überblick über die Untersuchungen am Lysimeterstandort Brandis wird in HAFERKORN (2000) gegeben:

Mittels der Lysimeterstation Brandis werden 9 typische Böden Mitteldeutschlands wasserhaushaltlich untersucht. Insgesamt existieren 24 wägbare, 3 m tiefe Lysimeter (s. Abbildung 77).

Die in den Lysimetern enthaltenen Böden repräsentieren sowohl Standorte mit Sandlöß über Schmelzwassersanden, Sandlöß über Geschiebelehm als auch Standorte mit Geschiebemergel, tiefgründigem Löß und einem Kippenboden aus dem Südraum Leipzig.



Abb. 77:

Blick in den Lysimeterkeller der Lysimeterstation Brandis mit den insgesamt 24 wägbaren Lysimetern (Photo: Haferkorn)

Die Bewirtschaftung der Lysimeter hinsichtlich Fruchtart, Düngung, Bodenbearbeitung und Pflege ist einheitlich (vgl. Abbildung 78). Alle für die Modellierung relevanten meteorologischen Daten werden direkt an Standort registriert. In hoher zeitlicher Auflösung gemessen und zu Tageswerten aggregiert werden u.a. die modellrelevanten Wasserhaushaltsgrößen Verdunstung, Sickerwassermenge, Bodenspeicheränderung und Bodenfeuchteverlauf.



Abb. 78:

Bewirtschaftung der Lysimeter (Photo: Haferkorn)

6.4.2. Ziel der Modellkalibrierung

Für die Kalibrierung verwendet wurde das Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM (DUNGER, 2002 c, modellinhaltlich identisch mit dem Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD). Die Modellkalibrierung wurde durch die Fa. BEAK Consultants GmbH Freiberg im Auftrag der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen durchgeführt. Die im Rahmen der Habilarbeit vorgestellten Kalibrierungsergebnisse sind dem Abschlussbericht (BEAK, 2002) entnommen. Die Modellkalibrierung wurde durch den Autor fachlich begleitet.

6.4.3. Modellparametrisierung

Die Situation bezüglich der für die Modellierung notwendigen Daten und Parameter ist im Falle der Lysimeterstation Brandis optimal. Alle Daten und Parameter liegen in hoher zeitlicher und räumlicher Diskretisierung vor. Der Schichtenaufbau der Lysimeter sowie die wasserhaushaltlich relevanten Bodenparameter wurden im wesentlichen HAFERKORN (2000) und GEISLER (1997) entnommen. Dabei konnten zusätzlich Informationen geöffneter Lysimeter (KEESE, KNAPPE, 1996, KEESE U.A., 1997) genutzt werden.

Alle meteorologischen Größen werden direkt vor Ort gemessen. Angaben zur Nutzungsart liegen lückenlos vor. Hinsichtlich der Bewuchsparameter wurden BOWAM-Defaultwerte verwendet.

6.4.4. Wesentliche Kalibrierungsergebnisse

Im folgenden sollen die wesentlichen Ergebnisse der Modellkalibrierung beispielhaft für zwei hinsichtlich ihres wasserhaushaltlichen Verhaltens unterschiedliche Lysimetergruppen diskutiert werden:

- Lysimetergruppe 5: gut durchlässiger Boden mit geringer nutzbarer Feldkapazität
- Lysimetergruppe 9: mäßig/gering durchlässiger Boden mit hoher nutzbarer Feldkapazität

Zunächst sollen die Ergebnisse für die Lysimetergruppe 5 aufgezeigt werden:

Die Lysimetergruppe 5 enthält 3 Einzellysimeter einer erodierten Braunerde mit 35 cm Lösslehm (Su3 bis Sl3) über kiesführenden Sanden (1,4 m grobsandigem Mittelsand und 1,25 m feinsandigem Mittelsand, HAFERKORN, 2000).

Das wasserhaushaltliche Verhalten dieser Lysimetergruppe ist dadurch gekennzeichnet, dass infolge der geringen nutzbaren Feldkapazität nur wenig Bodenwasser für die Verdunstung zur Verfügung stehen. Folglich können im verdunstungsaktiven Sommerhalbjahr nur geringe Bodenwasserdefizite entstehen (s. Abbildung 79).

Diese Defizite werden i.d.R. in jedem Winterhalbjahr infolge des Niederschlagsüberschusses wieder aufgefüllt. Es kommt praktisch in jedem Winter/Frühjahr zur Sickerwasserbildung (vgl. Abbildung 80).

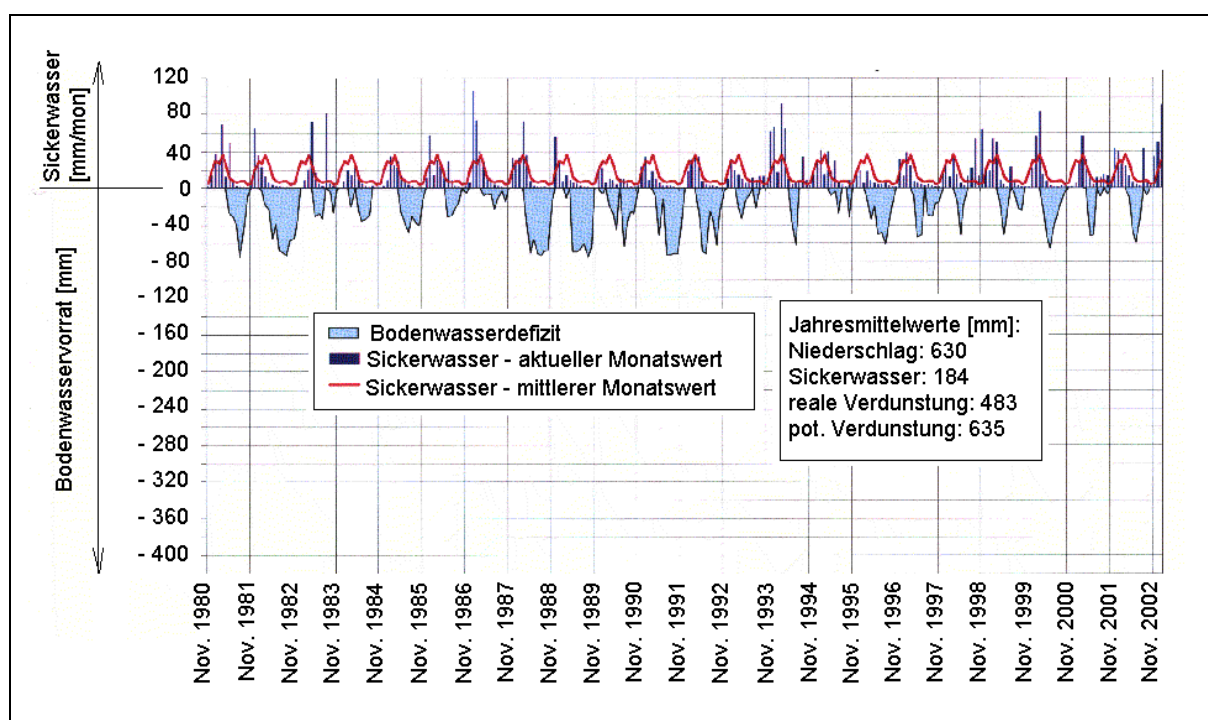


Abb. 79: Monatswerte der Sickerwasserbildung und Ausschöpfung der Bodenwasservorräte am Beispiel einer erodierten Braunerde (Messwerte der Lysimetergruppe 5, aus HAFERKORN U.A., 2003, verändert)

Die Abbildung 80 zeigt eine Gegenüberstellung von gemessenen und mittels BOWAM modellierten Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis.

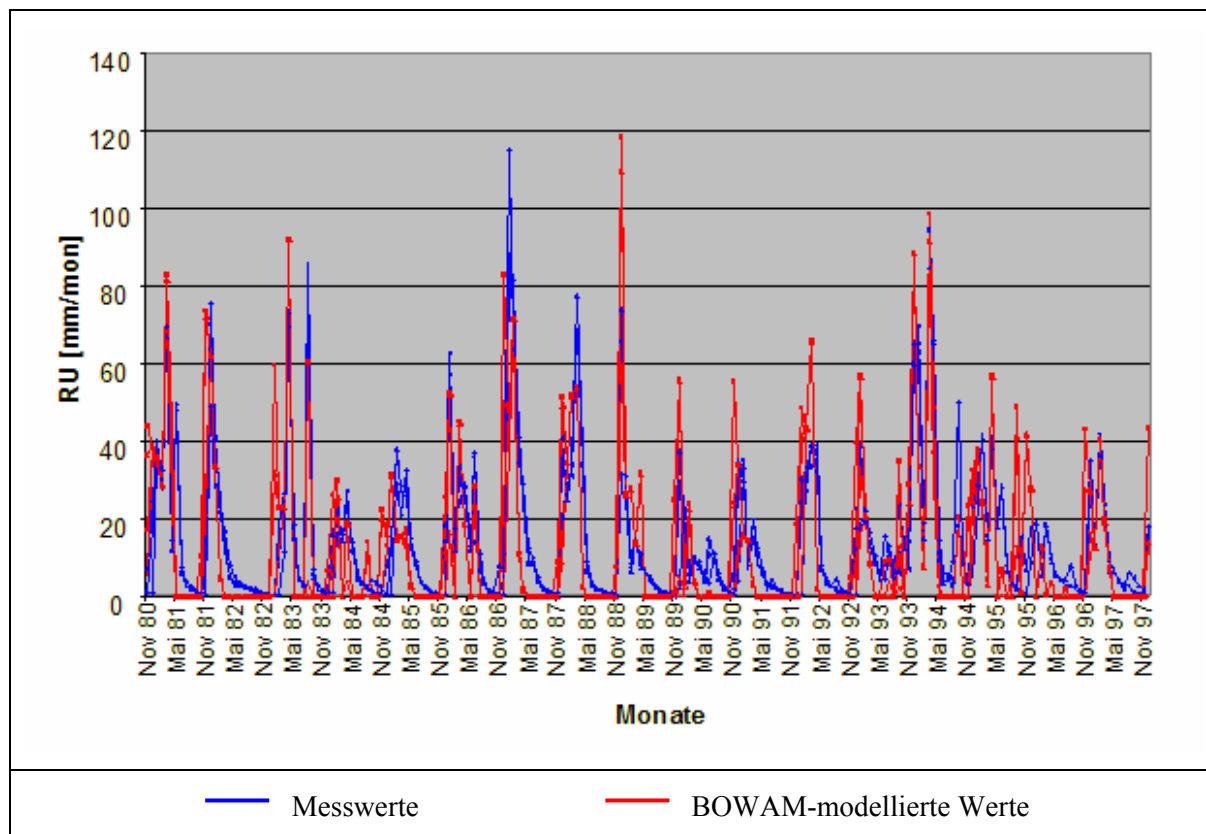


Abb. 80: *Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)*

Bei der Betrachtung des Verlaufs der Sickerwasserbildung fällt zunächst auf, dass der Wechsel von sickerwasserreichen Wintermonaten und sickerwasserarmen Sommermonaten modellseitig gut erfasst wird.

Weniger gute Übereinstimmungen treten auf, wenn im Jahresverlauf eine zweite Sickerwasserperiode stattfindet. Diese wird dann meist nicht oder nur sehr schwach nachgebildet (Mai 1985, Mai 1988, Mai 1990, Mai 1996). Sehr große, im Sommer auftretende Sickerwasserereignisse, zum Beispiel im August 1983, werden vom Modell BOWAM hingegen gut nachgezeichnet.

Ein weiterer Unterschied im Verlauf von gemessenen und modellierten Sickerwassermengen besteht darin, dass die gemessenen Sickerwasserflüsse bis ins Frühjahr, teilweise bis in den Sommer hinein langsam zurückgehen, um im Spätsommer bzw. Herbst zum Erliegen zu kommen. Die modellierten Sickerwassermengen fallen im Frühjahr (meistens etwa im Mai) abrupt auf Null. Verursacht wird dies durch die recht einfache Modellvorstellung, die dem Versickerungsprozess zugrunde liegt (vgl. Abschnitt 4.5.5): Bodenwasser über Feldkapazität versickert unter dem Einfluss der Schwerkraft schnell nach unten (hier als RU zur Lysimeterbasis). Dies spiegelt sich auch in den modellierten Bodenwasservorräten wieder (s. Abbildung 81).

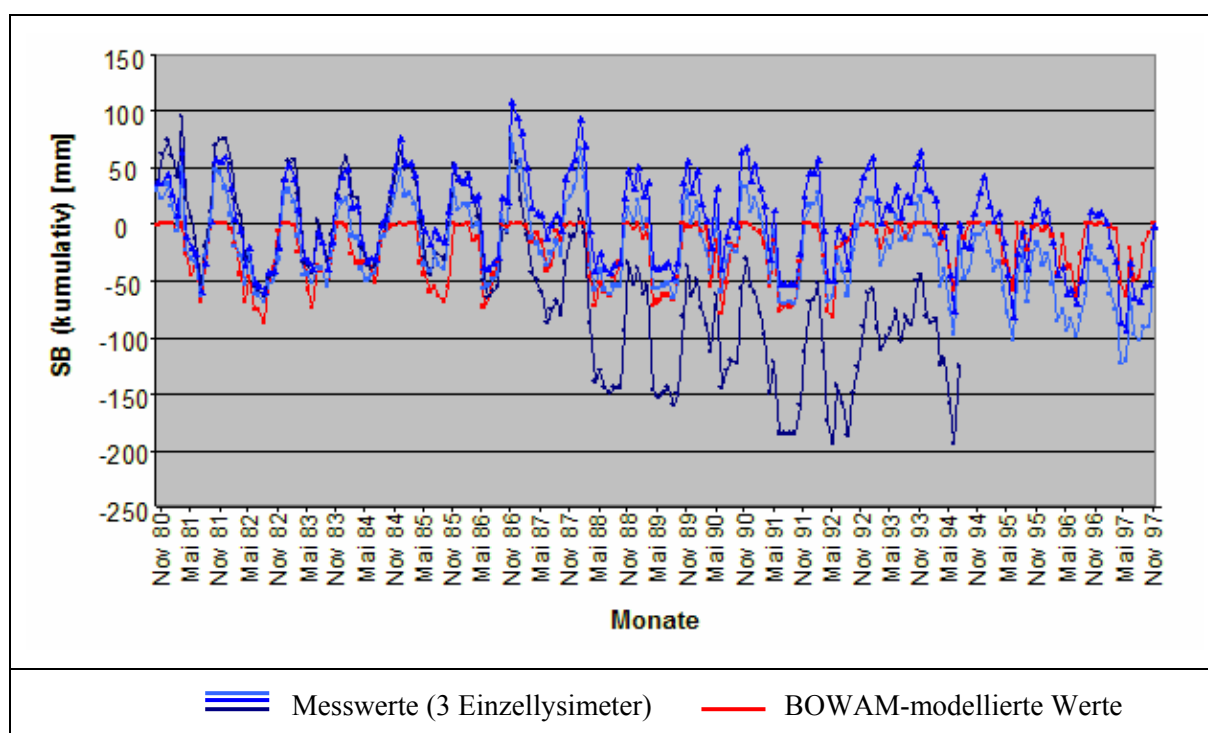


Abb. 81: *Modellierte und gemessene Bodenwasservorratsänderungen (kumulativ von der Lysimeteroberfläche bis zur -basis) für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)*

Positive Bodenwasservorräte zeigen Versickerungsphasen an, negative versickerungsfreie Phasen. Bei den Modellergebnissen ist wiederum die Besonderheit zu erkennen, dass die Bodenspeicheränderung nur bis 0 mm gehen kann, denn bei weiterer Erhöhung der Bodenfeuchtigkeit über die Feldkapazität hinaus wird diese infolge des hohen k_f -Wertes des Bodens praktisch ohne Verzug als Sickerwassermenge nach unten weitergeleitet.

Die Abbildung 81 zeigen aber auch Unstimmigkeiten bezüglich der Messungen (Wägungen) an. So ist bei dem 1994 aufgegebenen Lysimeter ab etwa 1986/87 eine tendenzielle Abnahme der kumulativen Bodenspeicheränderung zu erkennen, die bei den anderen Lysimetern in diesem Zeitraum nicht auftritt. Dies hätte zur Folge haben müssen, dass sich im Falle des aufgegebenen Lysimeters ab 1987 keine Sickerwassermengen mehr bilden dürften. Dem war aber nicht so.

Bei den anderen beiden Lysimetern ist eine tendenzielle Abnahme der kumulativen Bodenspeicheränderung ab etwa 1994 zu erkennen, die als Indiz für eine fehlerhafte Messung zu werten ist. Klammert man den Messzeitraum ab 1994 aus, ist die Übereinstimmung von gemessenen und modellierten Bodenspeicheränderungen die verdunstungsaktiven Perioden, d.h. solche mit negativer Bodenvorratsänderung, insgesamt gut. Der Verdunstungsprozess wird durch das Modell folglich adäquat erfasst (s. auch Abbildung 82).

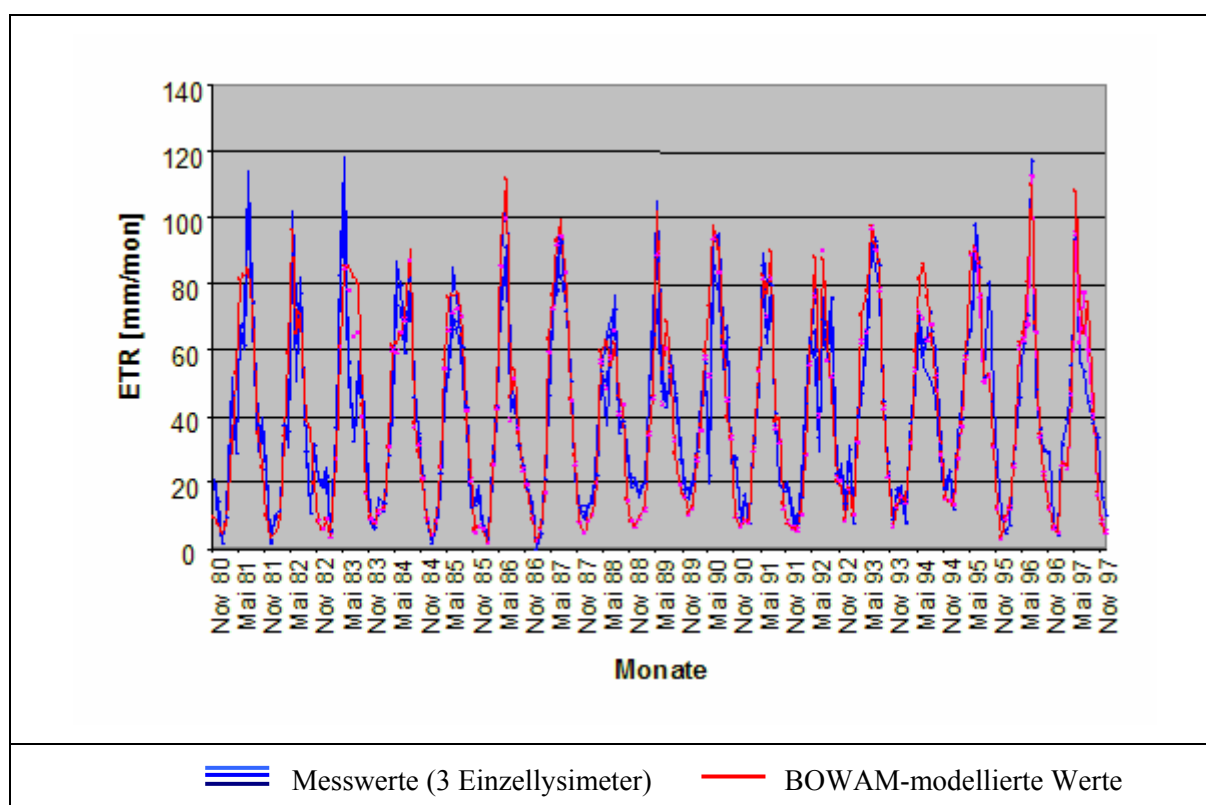


Abb. 82: Modellierte und gemessene Verdunstungsmengen für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)

Dies spiegelt sich auch in einer guten Übereinstimmung von gemessenen und auf Grundlage der im Abschnitt 6.4.3 genannten Parametersätze modellierten Jahressummen der realen Verdunstung wieder (s. Abbildung 83).

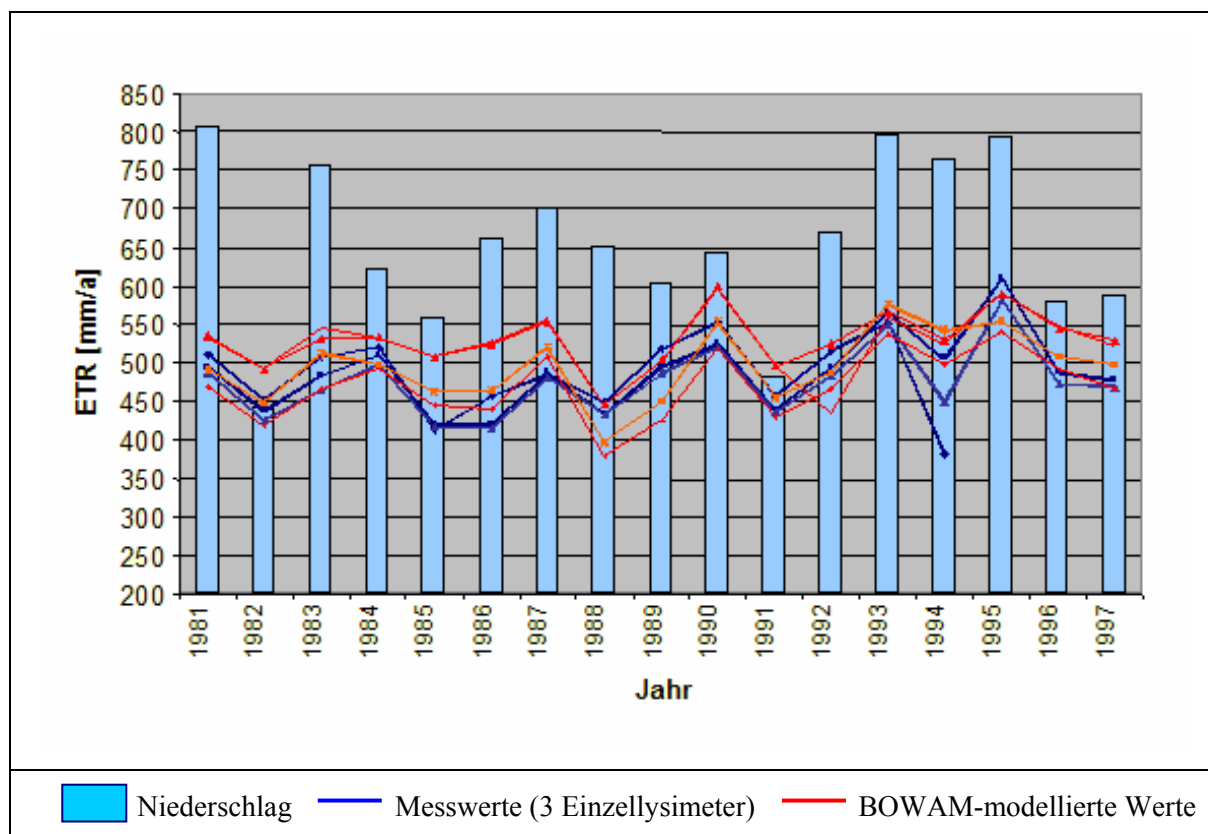


Abb. 83: Modellierte und gemessene Jahressummen der realen Verdunstung für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)

Auch wenn infolge des einfachen Versickerungsansatzes das zeitlich verzögerte Abklingen der Sickerwasserbildung sowie ein Bodenwasservorrat über Feldkapazität ohne Vorhandensein einer stauenden Schicht (analog Abschnitt 6.3.3) nicht modelliert werden können, so ist insgesamt gesehen nicht zuletzt dank der adäquaten Modellierung der Verdunstung eine gute Übereinstimmung von gemessenen und modellierten Sickerwassermengen zu konstatieren (s. Abbildung 84). Die Abbildung 84 enthält die zeitliche Entwicklung der kumulativen Sickerwassermengen für die Lysimetergruppe 5. Die gemessenen Sickerwassermengen beziehen sich auf die 3 Einzellysimeter (eines davon 1994 aufgegeben). Den modellierten Sickerwassermengen liegen die im Abschnitt 6.4.3 genannten Parametersätze zugrunde.

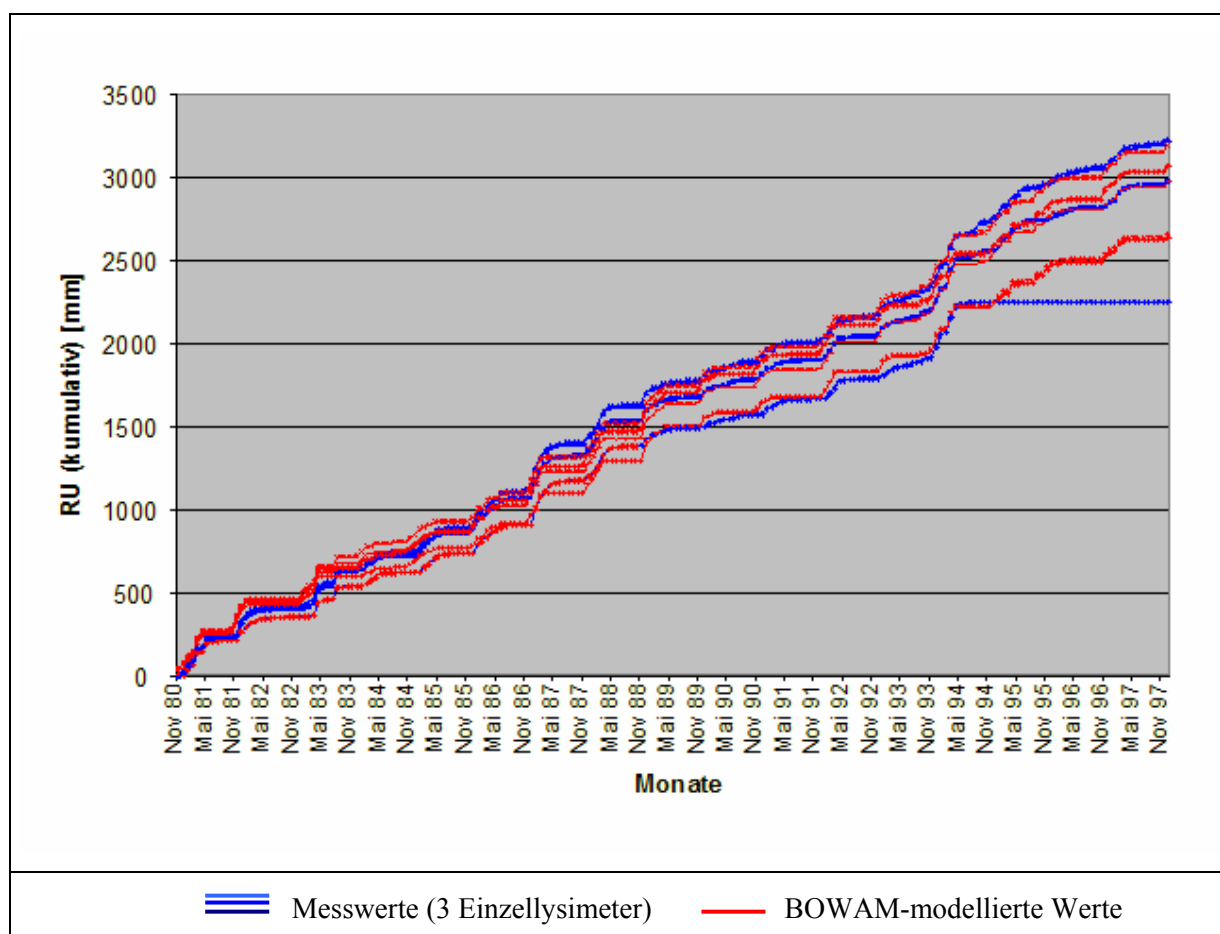


Abb. 84: *Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis (kumulativ) für die Lysimetergruppe 5 (aus BEAK, 2002, verändert)*

Resümierend kann für die Lysimetergruppe 5 konstatiert werden, dass die Modellanpassung (ohne wesentliche Veränderungen der Ausgangsparametersätze, vgl. Abschnitt 6.4.3) insgesamt gut ausfällt.

Nachfolgend werden die Kalibrierungsergebnisse für die Lysimetergruppe 9 dargestellt. Die Lysimeter dieser Lysimetergruppe unterscheiden sich wasserhaushaltlich grundlegend von denen der zuvor abgehandelten Lysimetergruppe 5. Nach HAFERKORN (2000) handelt es sich bei der Lysimetergruppe 9 um eine Löß-Parabraunerde mit einem Bodenprofil aus 2,05 m tonigem und stark tonigem Schluff über 20 cm sandig-lehmigem Schluff, unterlagert von schwach kiesigem Mittelsand.

Das wasserhaushaltliche Verhalten dieser Lysimetergruppe wird durch die außerordentlich hohe nutzbare Feldkapazität geprägt. Hierdurch steht viel Bodenwasser für die Verdunstung zur Verfügung, in Folge dessen sehr hohe Bodenwasserdefizite entstehen können, die sich z.T. über mehrere Jahre aufbauen (s. Abbildung 85). Diese hohen Defizite können trotz vorhandener Niederschlagsüberschüsse im hydrologischen Winterhalbjahr nicht wieder aufgefüllt werden. Es kann folglich vorkommen, dass über mehrere Jahre hinweg kein Sickerwasser an der Lysimeterbasis beobachtet wird (vgl. Abbildung 85).

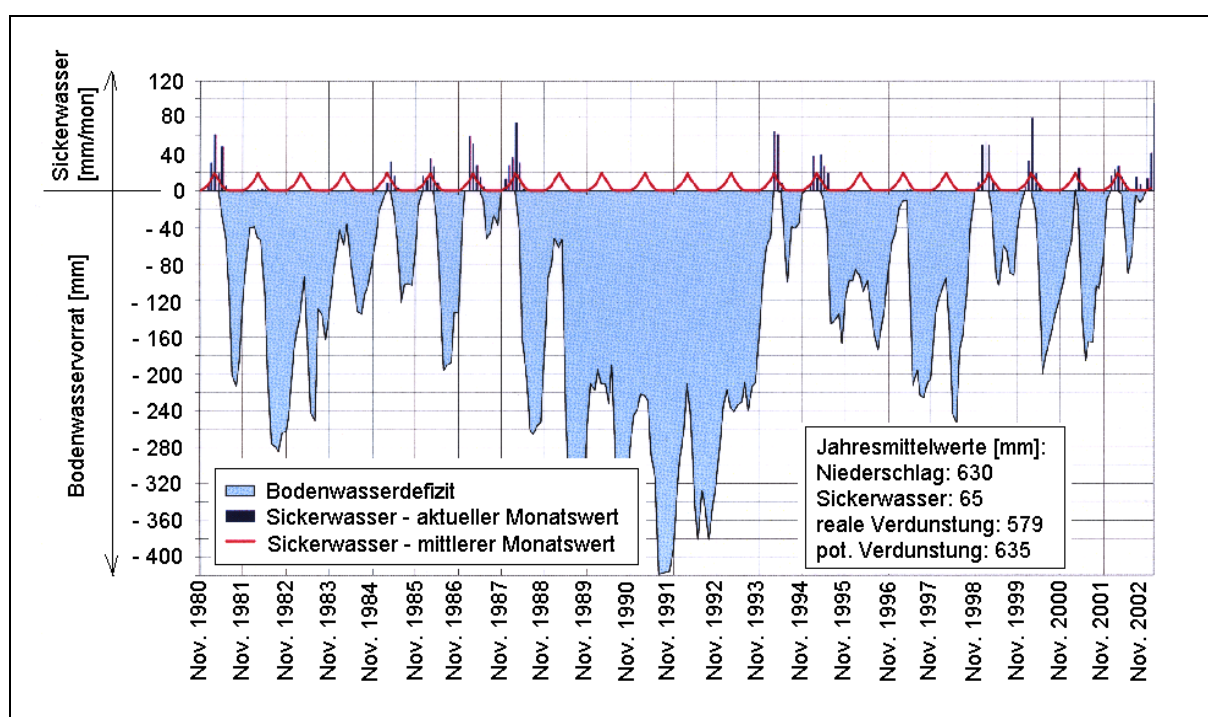


Abb. 85: Monatswerte der Sickerwasserbildung und Ausschöpfung der Bodenwasservorräte am Beispiel einer erodierten Braunerde (Messwerte der Lysimetergruppe 5, aus HAFERKORN U.A., 2003, verändert)

Die mit den Ausgangs-Bodenparametersätzen (vgl. Abschnitt 6.4.3) berechneten realen Verdunstungshöhen liegen insbesondere in den Sommermonaten bis auf drei Ausnahmen (1987, 1993 und 1994) deutlich unter den gemessenen Werten (s. Abbildung 86). Die Jahressummen der realen Verdunstung betragen im Mittel der Messungen ca. 620 mm/a, wogegen nur etwa 540 mm/a (ca. 85 – 90 %) simuliert werden. Auch bezüglich der Jahressummen ist im Unterschied zur Lysimetergruppe 5 nicht für alle Jahre eine gleichsinnige Bewegung der Kurven festzustellen (vgl. Abbildungen 83 und 87).

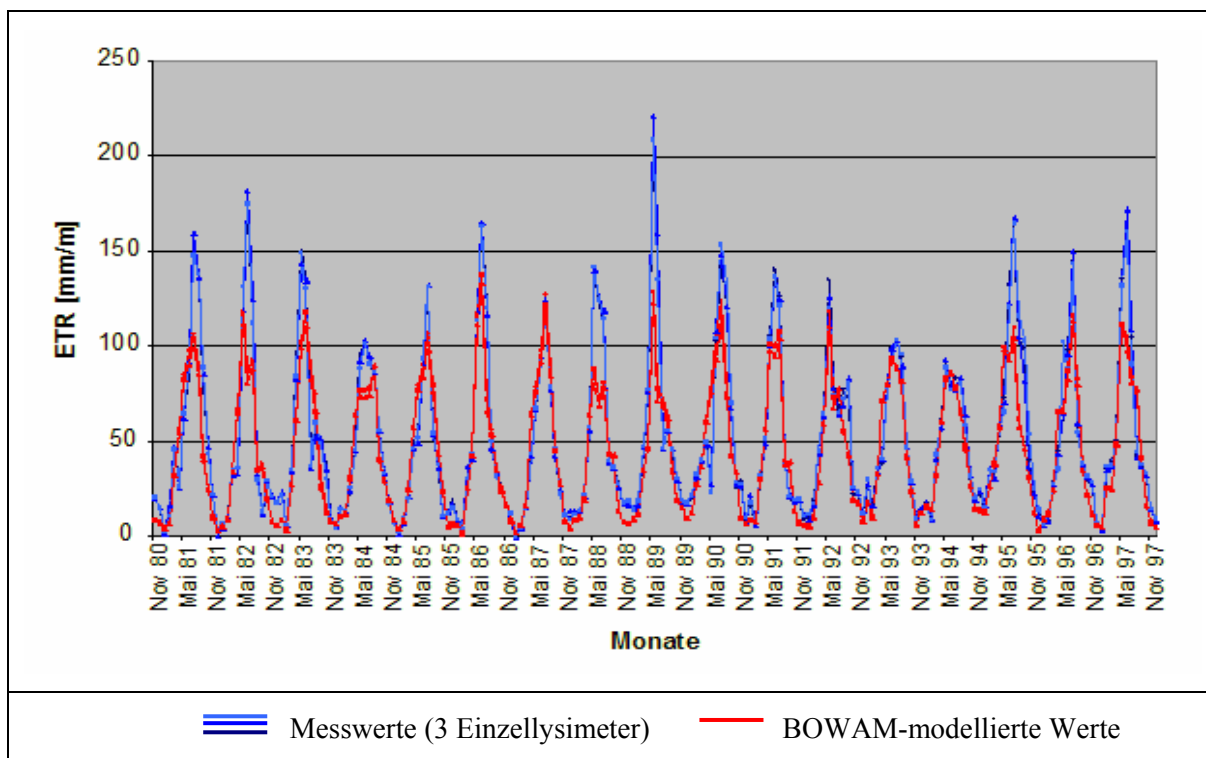


Abb. 86: *Modellierte und gemessene Verdunstungsmengen für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)*

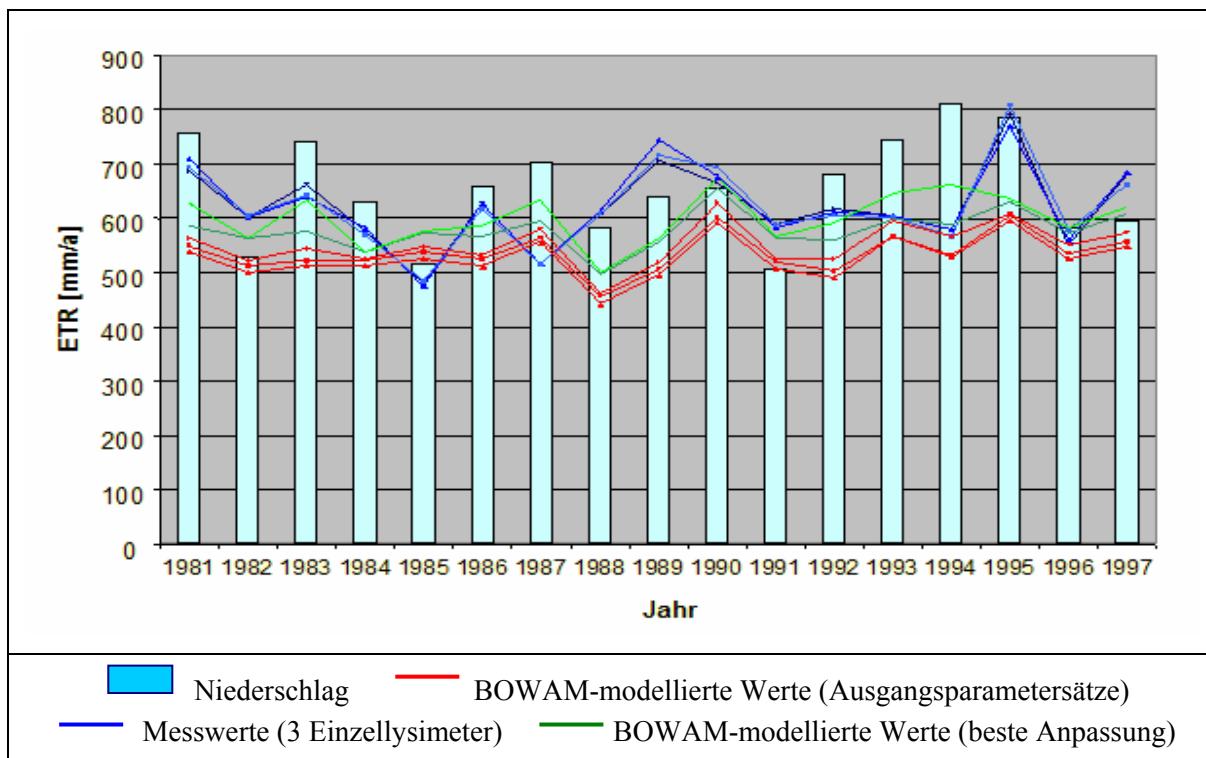


Abb. 87: *Modellierte und gemessene Jahressummen der realen Verdunstung für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)*

Eine Gegenüberstellung von gemessenen und modellierten Sickerwassermengen an der Basis der Lysimeter der Lysimetergruppe 9 enthält die Abbildung 88.

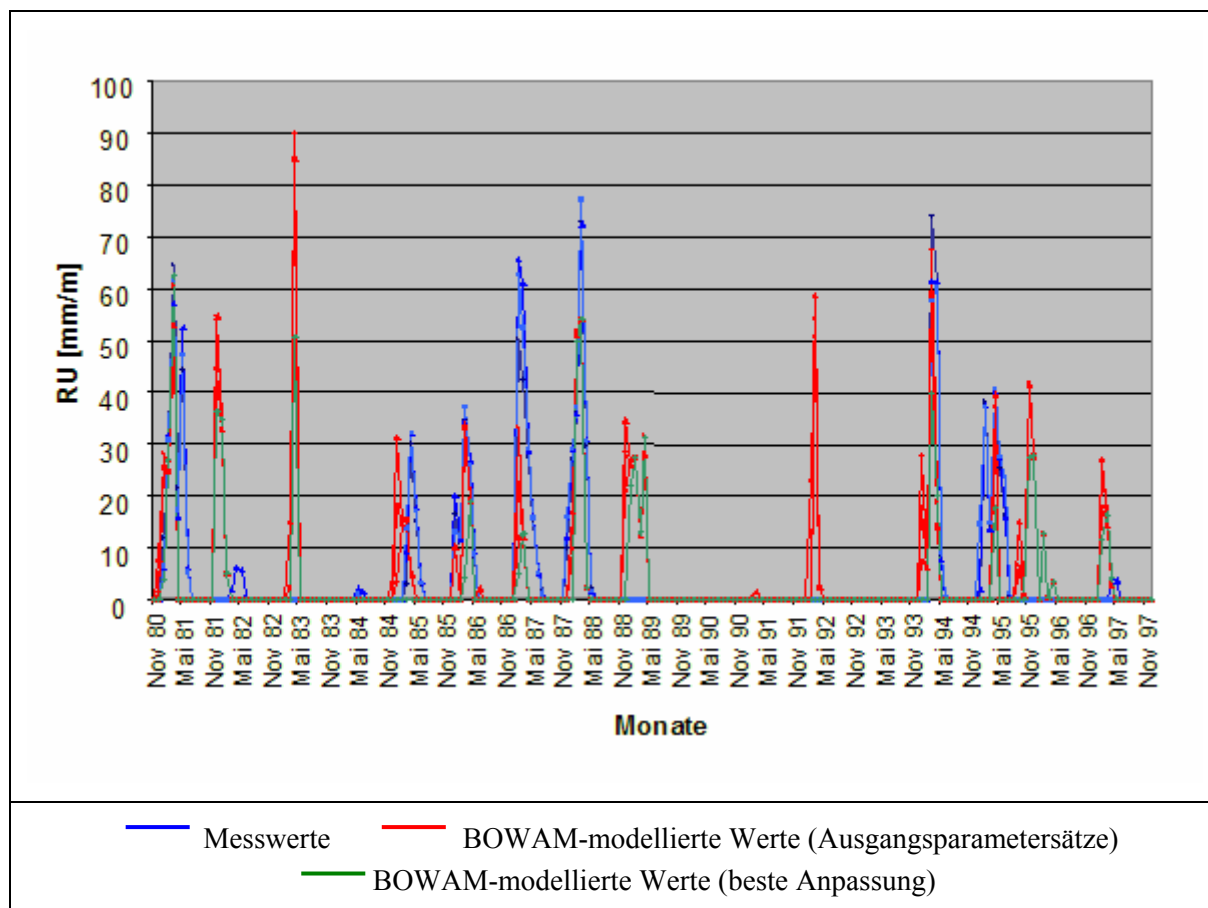


Abb. 88: Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)

Der wesentlichste Unterschied zur Lysimetergruppe 5 ist das Fehlen von Sickerwasser in den Messwerten über mehrere Jahre, was aber mit den Ausgangsparametersätzen simulationsseitig nur zum Teil nachgebildet wird. Auffällig ist, dass mehr Phasen mit Sickerwasserbildung modelliert werden als registriert wurden und dass die simulierten Sickerwassermengen insgesamt höher ausfallen. Die simulierten Werte liegen in Summe um etwa 50 % über den gemessenen Werten. Dieser Zustand kann kaum befriedigen. Aus diesem Grund wurden im folgenden Anpassungen der Ausgangsparameter dahingehend durchgeführt, dass das Wasserspeichervermögen des betrachteten Lysimeterprofils erhöht wurde.

Eine deutlich bessere Anpassung wird erreicht, wenn die nutzbare Feldkapazität um 13 Vol.-% angehoben wird. Eine solche Anhebung stellt nach NITSCHKE (2001) den oberen Grenzwert bezüglich des Schwankungsbereichs für die jeweiligen Bodenarten der Lysimetergruppe 9 dar. Eine weitere Anhebung der nutzbaren Feldkapazität hätte zwar das Anpassungsergebnis weiter verbessert, wäre aber bodenphysikalisch nicht mehr vertretbar gewesen.

Mit diesem in den Abbildungen 87 und 88 als beste Anpassung bezeichneten Parametersatz erhöht sich die simulierte mittlere reale Jahresverdunstung von ursprünglich ca. 540 mm/a (Ausgangsparametersatz, s.o.) auf ca. 600 mm/a (zum Vergleich: gemessen wurden ca. 620 mm/a). Dies führt dazu, dass nunmehr auch weniger an Sickerwasser an der Lysimeterbasis modelliert wird (vgl. Abbildung 88, betrifft insbesondere die sickerwasserfreie Periode Anfang der 1990-er Jahre). Die somit modellierten kumulativen Sickerwassermengen im Vergleich mit den gemessenen Werten zeigt die Abbildung 89.

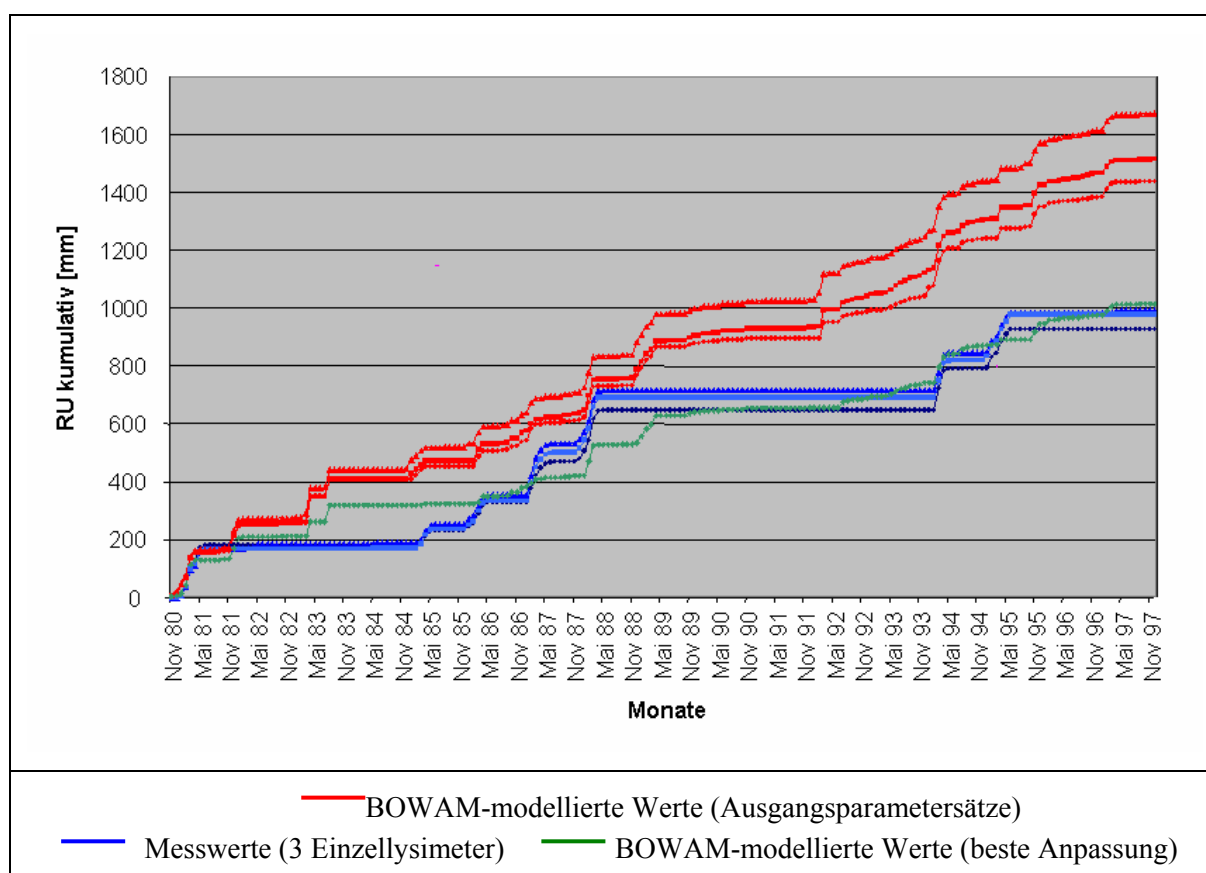


Abb. 89: Modellierte und gemessene Sickerwassermengen an der Lysimeterbasis (kumulativ) für die Lysimetergruppe 9 (aus BEAK, 2002, verändert)

Der Weg einer Verkleinerung der Sickerwassermengen durch Erhöhung der Verdunstung infolge einer Vergrößerung der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens zu erreichen, ist natürlich nicht die einzige Möglichkeit. Ebenso hätte man die Bewuchsparameter verändern können. Hierfür würde sich vor allem der Bestandskoeffizient k_C (s. Abschnitte 4.5.8.3 sowie 6.3.2) anbieten, der den Einfluss der Nutzung auf die potenzielle Verdunstung steuert.

Zusammenfassend kann bezüglich der Modellkalibrierung mittels der Brandiser Lysimeter konstatiert werden, dass (BEAK, 2002):

- für die Lysimeter mit überwiegend sandigem Profil keine bzw. nur marginale Anpassungen vorgenommen werden müssen und dennoch ein hohes Maß an Übereinstimmung von gemessenen und modellierten Werten feststellbar ist
- im Falle des Auftretens lehmiger Deck- oder Zwischenschichten meist geringe Anpassungen ausreichen, um zu einer guten Übereinstimmung zu kommen,
- für die Lysimeter mit einem mehr als 2 m mächtigen Lösslehmprofil eine ganze Reihe von Anpassungen der Boden- und Pflanzenparameter notwendig sind, um ein akzeptables Kalibrierungsergebnis zu erreichen.

6.5. Schlussfolgerungen

Aus den Kalibrierungsergebnissen sind eine Reihe von Schlussfolgerungen bezüglich der Möglichkeiten und Grenzen des Modells BOWAHALD ableitbar, durch die die im Abschnitt 4.3. aufgeführten Aspekte weiter differenzierbar werden:

- Das langjährige Verhalten von Oberflächensicherungen ist insbesondere für leichte, nur gering bis mäßig speicherfähige Rekultivierungssubstrate mit den modellseitig hinterlegten Werten gut nachbildbar. Für Rekultivierungssubstrate mit einem hohen Wasserspeichervermögen, d.h. mit hohen nutzbaren Feldkapazitäten, kann es hingegen mit den modellseitig hinterlegten Werten zu größeren Abweichungen kommen. In Auswertung der Brandiser Lysimeteruntersuchungen wird die Verdunstung hierbei unterschätzt, die Sickerwasserbildung hingegen überschätzt. Bei der Bewertung von Oberflächensicherungen auf Grundlage einer BOWAHALD-Modellierung wäre man in diesem Fall auf der „sicheren“ Seite.

- Schwierig gestaltet sich die Nachbildung von kurzen Simulationsperioden und Einzelereignissen, in denen eine hohe Sickerwassermenge gebildet wird. Dies unterstreicht die im Abschnitt 5.1. getroffene Aussage, dass Starkregenereignisse insbesondere kurzer Dauer mittels BOWAHALD nur unzureichend nachgebildet werden können. Modellseitig kommt es infolge der Steuerung der Versickerung durch den Parameter Feldkapazität zu einer schnellen Transformation des Niederschlages in Sickerwasser mit ausgeprägten Spitzen, wohingegen die Messungen i.d.R. ein vergleichmäßigtetes Sickerwasserverhalten anzeigen. Dies zeigt sich auch im jahreszeitlichen Verlauf der Sickerwasserbildung. Die simulierte Sickerwasserbildung endet i.d.R. früher und abrupt, sobald der modellierte Wassergehalt unter Feldkapazität fällt, wohingegen die Sickerwasserbildung in der Natur sehr viel langsamer zurück geht. Dies ist mit Speicher- und Abflusskonzentrationsprozessen einerseits und mit versickernden Wassermengen im wasserungesättigten Zustand des Bodens auch unterhalb der Feldkapazität andererseits erklärbar, die im Modell nicht erfassbar sind.
- Ausschöpfperioden werden modellseitig hinsichtlich der Ausschöpfungsbeträge hinreichend gut erfasst. Bezüglich des tiefenabhängigen Verlaufs der Bodenfeuchte sind befriedigende Anpassungen der modellierten Bodenfeuchtigkeiten hingegen meist nur durch gezielte Veränderungen der Bewuchsparameter, insbesondere durch Modifikationen der Bestandskoeffizienten und Wurzelparame-ter, möglich. Folglich sind zwar qualitative Aussagen zu den Gefahren bezüglich des Wasserstresses möglich, in die ein Bewuchs während Trockenperioden kommen kann. Direkte quantitative Betrachtungen zur Austrocknung und Durchwurzelung von mineralischen Dichtungselemente sind mit BOWAHALD hingegen nicht realisierbar. (vgl. auch Abschnitte 4.3 und 8.3).
- Eine Modellierung von Wassergehalten über Feldkapazität ist mit dem Modell BOWAHALD wegen des mehrfach diskutierten einfachen Versickerungsansatzes (vgl. Abschnitt 4.5.5) nicht möglich. Näherungsweise kann man sich dadurch behelfen, dass unterhalb der Schicht, in der Wassergehalte über Feldkapazität auftreten, eine wasserstauende Schicht integriert wird (s. Abschnitt 6.3.3).

-
- Geländeuntersuchungen und Modellbetrachtungen sind als gegenseitige Ergänzung anzusehen (s. auch Abschnitt 3.5). Standortbezogen sind Messungen (Lysimeter, Bodenmessstellen, Testfelder) nicht durch Modelle ersetzbar. Modelle stellen lediglich eine Möglichkeit dar, die im Gelände nicht gemessenen Größen zu quantifizieren und somit die ablaufenden hydrologischen Prozesse zu differenzieren. Andererseits sind (auf Grundlage von Messungen kalibrierte) Modelle ein brauchbares Instrumentarium, wenn es um die Übertragung von Untersuchungen auf unbeobachtete oder unzureichend beobachtete Standorte und um Szenarienrechnungen geht. Denn klar ist auch: die überwiegende Anzahl der Halden- und Deponiestandorte verfügt nicht über entsprechende Messeinrichtungen und dennoch sind Aussagen zum gegenwärtigen bzw. künftigen wasserhaushaltlichen Verhalten notwendig.

7. Vergleich des Modells BOWAHALD mit dem HELP-Modell

7.1. Übersicht über Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodelle

Zur Modellierung des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone existieren eine Vielzahl von Modellen. Diese im Detail vorzustellen, würde über den Rahmen dieser Arbeit hinausgehen. Bezugnehmend auf die Modellierung wasserhaushaltlicher Prozesse in Sicherungsschichten von Deponien wird in BERGER (1998) eine Übersicht über häufig verwendete Modelle für den Bodenwasserhaushalt gegeben:

- Deponiewasserhaushaltsmodell HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance, SCHROEDER ET AL., 1994), vgl. Abschnitt 7.2
- Haldenwasserhaushaltsmodell UNSAT-H – Unsaturated Soil Water and Heat Flow Model (FAYER, JONES, 1990), speziell entwickelt und angewendet für die Haldenabdeckungen des atomaren Versuchsgeländes des U.S. Departments of Energy unter semiariden Bedingungen
- Bodenwasserhaushalts- und Pflanzenwachstumsmodell SWACROP/SWATRE (WESSELING ET AL., 1992), entwickelt und angewendet in den Niederlanden für landwirtschaftliche Aufgabenstellungen (Nachfolgemodell: SWAP – Soil Water Atmosphere Plant, VAN DAM ET AL., 1997)
- Bodenwasserhaushaltsmodell SWIM – Soil Water Infiltration and Movement (vorrangig für landwirtschaftliche Nutzung, entwickelt in Australien, ROSS, 1990)
- Wasser- und Stofftransportmodell SWMS_2D – Simulating Water Movement and Solute Transport in Two Dimensions (ŠIMŮNEK ET AL., 1992, 1994), Vorläufer des Modells HYDRUS-2D (ŠIMŮNEK ET AL., 1999), entwickelt zur Simulation des zweidimensionalen Wasser- und Stofftransports in porösen, wasserungesättigten bzw. -gesättigten Medien

In BERGER (1998) findet sich eine Zusammenstellung über:

- die Anwendungsgebiete der Modelle,
- die räumliche und zeitliche Diskretisierung
- wesentliche Rand- und Anfangsbedingungen
- die wesentlichen modellierbaren Prozesse und verwendeten Modellansätze
- die wichtigsten Modelleingabedaten und –parameter sowie über die Simulationsergebnisse
- Angaben zur Handhabung, zu Benutzerschnittstellen und zur Programmdokumentation
- Anwendungsaspekte

In der Anlage 15 sind die Ergebnisse aus BERGER (1998) zusammengefasst. BERGER hebt hervor, dass es kein universell einsetzbares Wasserhaushaltsmodell gibt, sondern dass vielmehr je nach Anwendungszweck, Aufgabenstellung und Datenlage unterschiedliche Modelle ihre Daseinsberechtigung haben und kommt zu dem Schluss, dass das HELP-Modell im Vergleich zu den anderen untersuchten Modellen (s.o.):

- das Modell ist, welches die meisten für Oberflächensicherungen von Deponien relevanten hydrologischen Prozesse erfasst
- als einziges in der Lage ist, die Durchsickerung von Geomembranen (vgl. Abschnitt 3.3.5.4) nachzubilden
- das einzige Modell ist, das Berechnungsgrößen ausgibt, die zur Bemessung von Drainelementen notwendig sind (vgl. auch Abschnitt 5.3)
- das am meisten anwendungsorientierte Modell ist (hinsichtlich Benutzeroberfläche, Dokumentation, Default-Datenbanken, Routinen zur Übernahme von Fremddaten)

Diese von BERGER vor 8 Jahren gegebene Einschätzung ist auch heute noch aktuell, wenn man andere, in BERGER (1998) nicht aufgeführte bzw. neuere deponie- und haldenrelevante Modellentwicklungen in die Betrachtungen einbezieht wie u.a.:

- das Verfahren nach RENGER, WESSOLEK (1990), das wegen einfach bestimmbarer Parameter in GDA (2003 B) zur Abschätzung jährlicher Werte der Verdunstung von Oberflächensicherungen empfohlen wird
- das Modell HILLFLOW (BRONSTERT, 1994, BRONSTERT, JÜRGENS, 1994) zur Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von ebenen Standorten, Hängen und Kleineinzugsgebieten
- das Wasser- und Wärmehaushaltsmodell SUMMIT (DÖLL, 1996), das zur Modellierung des Wasserflusses in mineralischen Dichtschichten und damit zur Einschätzung des Austrocknungsverhaltens angewendet werden kann (HEILBROCK, 2000, 2002)
- das Modell WATFLOW (OBERMANN, 1999, 2001), das, basierend auf Versuchen, u.a. den Wasserhaushalt von Abfall (jedoch nur von mechanisch-biologisch behandeltem und nicht von unbehandeltem Siedlungsabfall) modelliert
- das Deponiewasserhaushaltsmodell EWA (MÜNNICH, 2000) zur Abschätzung von Sickerwasserspenden an der Deponiebasis auf Grundlage nur weniger Eingangsgrößen, das sich inhaltlich an das HELP-Modell anlehnt, die Abfalleigenschaften jedoch besser erfasst

- das Modellpaket BLACE (SCHMID, 2001, 2005) für standortbezogene Wirtschaftlichkeitsvergleiche von Oberflächenabdichtungen mit integriertem Teilmodell zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes, das wesentliche Ansätze des Modells BOWAHALD verwendet
- CoupModel (JANSSON, KARLBERG, 2004), das inhaltlich dem Modell HYDRUS (s.o.) ähnlich ist, dessen Verdunstungsteilmodell im Vergleich dazu jedoch dadurch Vorteile bietet, dass potenzielle Verdunstungswerte aus Klimadaten berechnet werden können und Pflanzenentzüge prozessadäquater nachbildbar sind

Die Palette ließe sich um eine weitere Gruppe erweitern: um Niederschlags-Abfluss-Modelle, die neben den Wasserhaushaltsprozessen die hydrologischen Prozesse Abflusskonzentration und -verlauf zu und in Oberflächengewässern erfassen (s. Abschnitte 5.1, 5.2.4 und 5.2.5) und prinzipiell für Oberflächensicherungen von Deponien und Halden geeignet wären. In diesem Zusammenhang anzuführen wären u.a. die derzeit in Deutschland gebräuchlichen Modelle NASIM (HYDROTEC, 2001), WaSiM-ETH (SCHULLA, 1997, SCHULLA, JASPER, 1998), ArcEGMO (BECKER ET AL., 2002, PFÜTZNER, 2002), WASMOD (RINKER, 2001) und BCENA1 (BCE, 1997).

Die oben aufgeführten deponie-/haldenrelevanten Ansätze und Modelle sind geeignete Werkzeuge, um bestimmte, z.T. sehr spezifische Probleme anzugehen. Niederschlag-Abfluss-Modelle sind ausnahmslos sehr komplex und erfordern einen hohen Aufwand hinsichtlich der Parametrisierung und Abarbeitung. Für Wasserhaushaltsuntersuchungen im Zusammenhang mit der Planung, Risikoabschätzung und Nachsorge von Deponien bzw. Halden (s. auch Abschnitt 3.5) muss eingeschätzt werden, dass die meisten Modelle zu speziell, zu komplex und folglich wenig pragmatisch sind, was einer breiten Anwendung entgegen steht.

Dies dürften die wesentlichen Gründe dafür sein, dass das HELP-Modell gegenwärtig das weltweit und in Deutschland am häufigsten angewendete Modell im Zusammenhang mit Wasserhaushaltsuntersuchungen im Zusammenhang mit Oberflächensicherungen ist. Da auch das Modell BOWAHALD dafür konzipiert wurde, die wesentlichen in Oberflächensicherungssystemen ablaufenden Prozesse nachzubilden (vgl. Abschnitt 4) sowie für Bemessungsaufgaben einsetzbar zu sein (s. Abschnitt 5), erscheint ein Vergleich mit dem HELP-Modell sinnvoll.

7.2. Kurzcharakteristik des HELP-Modells

7.2.1. Vorbemerkung

Zur Entwicklung, inhaltlichen Charakteristik und Anwendung des HELP-Modells existieren eine Vielzahl von Veröffentlichungen. Die folgenden Ausführungen zur Kurzcharakteristik des HELP-Modells (Kapitel 7.2.2 bis 7.2.4) sind im wesentlichen SCHROEDER ET AL. (1994), BERGER (1998), SCHROEDER, BERGER (2002), SCHROEDER, BERGER (2002) sowie BERGER (2004) entnommen. Bezüglich modellinhaltlicher Details sei vor allem auf BERGER (1998) verwiesen.

7.2.2. Zur Entwicklung des Modells HELP und zur Anpassung auf deutsche Verhältnisse

Das Modell HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) wurde speziell für Oberflächensicherungssysteme von Deponien entwickelt. Vorläufer des HELP-Modells ist das Modell HSSWDS (Hydrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites, PERRIER & GIBSON, 1980, SCHROEDER & GIBSON, 1982), das jedoch nur für Oberflächenabdeckungen konzipiert war, keinen lateralen Fluss in Drainschichten nachbilden konnte und die vertikale Versickerung in sehr vereinfachter Weise erfasste.

Durch Integration von Ansätzen aus dem Modell CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems, KNISEL, 1980) zur Infiltration, Versickerung und Verdunstung sowie des US Curve-Number-Verfahrens zur Oberflächenabflussbildung (US SCS, 1985, vgl. Abschnitt 4.5.4) entstand die HELP-Version 1 (SCHROEDER ET AL., 1984). Version 1 ermöglichte die Modellierung der gesamten Deponie einschließlich der Dränage- und Dichtsysteme. Dies war nur durch Modellerweiterungen zur lateralen Dränabflussbildung und zum ungesättigten Wasserfluss möglich. Auch wurden Ansätze zur Durchströmung von Dichtungen integriert.

Die Weiterentwicklungen im Rahmen der HELP-Version 2 (SCHROEDER ET AL. 1988 A, B) betreffen:

- die Implementierung eines Wettergenerators zur Erzeugung von Tageswerten der modellrelevanten Klimagrößen
- die Verbesserung der Schnee- und Verdunstungsteilmodelle
- die Integration eines Teilmodells für das Vegetationswachstum
- die Weiterentwicklung der Teilmodelle der ungesättigten Wasserleitfähigkeit, des ungesättigten Flusses sowie des Drainabflusses
- eine Erweiterung der Modellbodendatenbank
- die Möglichkeiten der Einbeziehung einer größeren Anzahl von Schichten
- die Vereinfachung der Eingabe/Bearbeitung von Daten

Die aktuelle amerikanische Version ist HELP 3 (SCHROEDER ET AL., 1994), das gegenüber der Version 2 in folgenden Punkte verbessert wurde:

- weitere Erhöhung der Anzahl der Schichten auf nunmehr 15
- Erweiterung der voreingestellten Boden- und Materialdaten um Abfallarten, Kunststoffdichtungsbahnen (Geomembranen), geosynthetische Dränmatten und verdichtete Böden
- Einarbeitung von Algorithmen zur Rezirkulierung von Drainagewasser und zum Einsickern von Grundwasser in die Deponie
- Berücksichtigung der Versickerung durch Kunststoffdichtungsbahnen aufgrund von Herstellungs- und Einbaufehlstellen sowie durch Dampfdiffusion
- Berücksichtigung der Parameter Hangneigung und Hanglänge im Zusammenhang mit der Oberflächenabflussbildung
- Implementierung eines energieabhängigen Schneeschmelzansatzes
- Integration der PENMAN-Formel (PENMAN, 1948) zur Berechnung der potenziellen Verdunstung, womit Einflüsse von Wind, Luftfeuchte und Verlust durch langwellige Strahlung (Wärmeverluste in der Nacht) berücksichtigt werden können (vgl. Abschnitt 4.5.8.2)
- Entwicklung eines Teilmodells für gefrorenen Boden
- Verbesserung des Teilmodells für den ungesättigten vertikalen Fluss
- Vereinfachung der Eingabe durch eine interaktive, maskenorientierte und menügesteuerte Benutzeroberfläche
- wählbare Einheiten für die Daten und Parameter (U.S.-amerikanisch, metrisch)

Mit dem Ziel, zu klären, inwieweit eine Anwendbarkeit des U.S.-amerikanischen HELP-Modells (Version 3) für deutsche Verhältnisse gegeben ist, wurde am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg eine durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Validierungsstudie durchgeführt (BERGER, 1998). Die Ergebnisse dieser Studie finden sich in der deutschen Weiterentwicklung HELP 3.50 D wieder und umfassen die Teilmodelle für die ungesättigte und gesättigte Versickerung, die Interzeption, die Verdunstung, das Wachstum und die Zersetzung der Vegetation und den Frostzustand des Bodens. Für Deutschland kann das HELP-Modell als hinreichend validiert angesehen werden.

Im Rahmen der Weiterentwicklung der deutsche Version HELP 3.55 D (SCHROEDER, BERGER, 2002) wurden die Benutzeroberfläche (inklusive Online-Hilfetexte und Nutzerhandbuch) überarbeitet. Wesentliche Neuerung der neuesten deutschen Version HELP 3.80 D (SCHROEDER, BERGER, 2004) sind:

- die Möglichkeit von Variationen von Boden- und Bewuchseigenschaften während eines Simulationslaufs, so dass die Auswirkungen der Alterung eines Aufbaus erfassbar werden (allerdings nicht durch modellinterne Algorithmen, sondern nach Vorgaben durch den Modellanwender)
- die Verbesserung der Handhabung des Programms (z.B. durch eine separate Ausgabedatei für die Tageswerte der Simulationsergebnisse)
- die Beseitigung von Fehlern in den Teilmodellen:
 - zur Versickerung in Perkolations- und Drainschichten,
 - gefrorener Boden
 - Verdunstung einschließlich Wachstum und Zersetzung der Vegetation
 - unterirdischer Zufluss

7.2.3. Modellinhaltliche Aspekte

Im folgenden sollen übersichtsartig die wesentlichen Inhalte des HELP-Modells dargestellt werden, so sie für einen Vergleich mit dem Modell BOWAHALD notwendig sind. Bezüglich einer detaillierten Darstellung sei insbesondere auf BERGER (1998) sowie SCHROEDER, BERGER (2004) verwiesen.

Teilmodell Oberflächenabfluss:

Zur Modellierung des Oberflächenabflusses wird analog zum Modell BOWAHALD das Curve-Number-Verfahren des US Soil Conservation Service (vgl. Abschnitt 4.5.4) verwendet. Dabei finden die Einflussfaktoren Hangneigung und Hanglänge Berücksichtigung. Der CN-Faktor wird entweder auf Grundlage von Boden- und Vegetationsparametern (Blattflächenindex) berechnet oder vom Nutzer vorgegeben. Dabei werden sowohl jahreszeitliche Änderungen des Blattflächenindex als auch (bei der Version 3.80 D, SCHROEDER, BERGER, 2004) Veränderungen der Vegetation über mehrere Jahre berücksichtigt.

Die Abhängigkeit der Oberflächenabflussbildung von der Bodenfeuchte wird dahingehend erfasst, dass von einem Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte in der Verdunstungszone und dem potenziellen Rückhalt ausgegangen wird. Die Verdunstungszone wird hierbei modellintern in sieben Segmente unterteilt, wobei durch Wichtungsfaktoren der Einfluss der oberflächennahen Segmente ungleich größer ist als die der oberflächenferneren Segmente.

Teilmodell gefrorener Boden

In HELP, Version 3 ist ein sehr einfacher empirischer Ansatz zum Gefrieren und Auftauen des Bodens enthalten, der dem Modell CREAMS (KNISEL ET AL., 1985) entlehnt ist und weder eine Energiebilanzierung noch eine Wärmetransportmodellierung beinhaltet. Der Boden (und zwar die komplette Verdunstungszone unabhängig von ihrer Mächtigkeit) geht vom Zustand "nicht gefroren" in den Zustand "gefroren" über, wenn der Mittelwert der Tagesmitteltemperatur der letzten 30 Tage 0 °C unterschreitet. Die Tauperiode umfasst ausschließlich Tage mit Tagesmitteltemperaturen von $\geq 0\text{ °C}$ (unabhängig von der Höhe der Temperatur).

Während des Auftauprozesses kompensiert jeder Tag mit einer Tagesmitteltemperatur unter 0 °C einen vorhergehenden Tag mit einer Temperatur über 0 °C (modellintern realisiert über einen Tageszähler). Dies hat zur Folge, dass ein Boden an einem Tag komplett gefriert und auch an einem Tag komplett auftaut und sich am Tag des Auftauens schlagartig die Gesamtmenge an bis dato im gefrorenen Profil fixiertem Sickerwasser in Bewegung setzt (Folge: Überschätzung der Sickerwasser- und Drainwasserspitzen).

In BERGER (1998) konnte nachgewiesen werden, dass für deutsche Klimaverhältnisse der Boden zu spät und häufig zu tief friert und der gefrorene Boden erheblich zu lange gefroren bleibt (Folge: Überschätzen des Oberflächenabflusses). In der neuesten Version HELP 3.80 D sind diese Nachteile durch pragmatische Modellvereinbarungen abgemindert.

Teilmodell Schneeakkumulation und –ablation:

Zum Aufbau einer Schneedecke kommt es bei einer Tagesmitteltemperatur von < 0 °C. In die Schneeschmelzberechnung gehen die Wärmeaustauschprozesse zwischen Atmosphäre und Schneedecke (in Form des Tagesgradverfahrens, vgl. Abschnitt 4.5.3 unter Berücksichtigung der durch Regen eingetragenen Energie) sowie zwischen Schneedecke und Boden ein. Wegen der Tatsache, dass HELP die Bodentemperatur nicht modelliert, wird vereinfachend die Tageshöhe der Schneeschmelze infolge Bodenwärme für nicht gefrorenen Boden konstant mit 0,5 mm angesetzt. Bei gefrorenem Boden kommt es zu keiner Schneeschmelze durch Bodenwärme.

Teilmodell Interzeption:

Der in der HELP 3-Version enthaltene sehr vereinfachte Interzeptionsansatz einer von Jahreszeit und Pflanzenentwicklung unabhängigen maximalen Interzeptionshöhe von 1,27 mm (0,05 inch) ist in der deutschen Version 3.80 durch ein Interzeptionsspeichermodell ersetzt worden, der sich an HOYNINGEN-HUENE (1983), vgl. Abschnitt 4.5.2, anlehnt. Die Interzeptionsleistung von Grasbewuchs ist damit gut erfassbar. Busch- und Baumbestände können hingegen nur näherungsweise erfasst werden (durch eine Erhöhung des Blattflächenindex durch den Modellnutzer). Auch fehlen für Busch- und Baumbestände modellinterne Defaultwerte, die die jahreszeitliche Abhängigkeiten erfassen.

Teilmodell Verdunstung:

Die Verdunstung in HELP beinhaltet die Verdunstung von Oberflächenwasser (Interzeptionsverdunstung, Schneesublimation, Schmelzwasserevaporation), die Bodenevaporation und die Transpiration (Verdunstung der Pflanzen), die in Tagesschritten in dieser Reihenfolge ermittelt werden:

- potenzielle Verdunstung von Oberflächenwasser
- im Falle dann noch vorhandener Energie die Bodenverdunstung fortschreitend von der Oberfläche bis zur Basis der Bodenevaporationszone
- im Falle dann noch vorhandener Energie die Transpiration, ebenfalls fortschreitend von der Oberfläche bis zur Basis der Verdunstungsszone

Die Verdunstungsmodellierung erfolgt in zwei Schritten:

- Berechnung der potenziellen Verdunstung, ausgehend von atmosphärischen Größen
- Ermittlung der realen Verdunstung in Abhängigkeit von den Standortbedingungen

Die Ermittlung der potenziellen Verdunstung erfolgt auf Grundlage der empirischen Formel nach PENMAN (vgl. Abschnitt 4.5.8.2), die im Modell HELP in vereinfachter Form zur Anwendung gelangt. Die Vereinfachungen resultieren daraus, dass für die Messgrößen Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit keine täglichen Werte verwendet werden, sondern lediglich langjährig mittlere Quartalswerte (relative Luftfeuchte) bzw. der langjährige Jahresmittelwert (Windgeschwindigkeit). Korrekturen der potenziellen Verdunstung, den Bestand und die Exposition (Ausrichtung) betreffend, werden nicht durchgeführt.

Die Bodenevaporation ist abhängig von der potenziellen Verdunstung, der Vegetationsbedeckung, den hydraulischen Bodeneigenschaften (bedeutsam mit zunehmender Austrocknung des Bodens) und wird durch feuchte- und tiefenabhängige Funktionen (Wichtungsfaktoren analog Teilmodell Oberflächenabfluss, s.o.) erfasst. Die Bodenevaporationstiefe, aus der der evaporative Entzug ausschließlich erfolgt, ist nicht konstant, sondern erhöht sich mit zunehmendem Feinkornanteil des Bodens und der damit verbundenen Fähigkeit, Kapillarrwasser von unten in die Bodenevaporationszone gelangen zu lassen. Die Ermittlung der Bodenevaporationstiefe erfolgt durch einen empirischen Ansatz auf Grundlage des k_f -Wertes.

Der transpirative Entzug wird durch empirische Entzugsfunktionen unter Berücksichtigung des jahreszeitlichen Ganges der Vegetationsentwicklung (über den Blattflächenindex), der Wurzelverteilung und der Bodenfeuchte (Trockenstress) realisiert. Dabei werden modellintern Funktionen zur Berechnung des Blattflächenindex verwendet, die das Wachstum und das Absterben der Vegetation im Jahresgang nachbilden.

Die Wachstumsperiode beginnt bei einer Tagesmitteltemperatur von 5 °C. Auf Basis der Globalstrahlung eines Tages und dem Blattflächenindex des Vortages wird für jeden Tag die maximal mögliche Zunahme der Biomasse errechnet. Diese wird ab HELP 3.50 D durch drei Faktoren (Wasserstressfaktor infolge geringer Bodenfeuchte, Temperaturstressfaktor infolge nicht optimaler Temperaturverhältnisse sowie Stressfaktor infolge Luftmangel), abgemindert.

Teilmodell Bodenwasserbewegung/Versickerung/hypodermische Abflussbildung:

Der Bodenwasserfluss wird im HELP-Modell differenziert in Abhängigkeit vom Schichttyp (s. auch Abschnitt 7.2.4) betrachtet:

- in Perkolationschichten (z.B. Rekultivierungs- und Ausgleichsschichten) sowie Drainschichten durch die Anwendung der DARCY-BUCKINGHAM-Gleichung (s. Abschnitt 3.4.2) für den wasserungesättigten Fluss, wobei die Abhängigkeit der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit vom Wassergehalt nach BROOKS, COREY (1964) ermittelt wird
- für mineralische Dichtschichten mittel DARCY-Gesetz (s. ebenfalls Abschnitt 3.4.2) bei Annahme stets gesättigter Bedingungen
- für Geomembranen (Kunststoffdichtungsbahnen) ebenfalls mittels DARCY-Gesetz (obwohl Geomembranen keine poröse Medien sind), wobei eine Vielzahl von Fallunterscheidungen betrachtet werden können, mit denen einerseits die Flüsse, die durch Fabrikations- und Einbaufehlstellen hervorgerufen werden, erfassbar sind und andererseits die Permeation (Diffusion von Wasserdampf).
- im Falle von Drainschichten durch die Näherungslösung nach *Boussinesq* (vgl. Abschnitt 5.3.2) für einen eindimensionalen gesättigten Wasserfluss mittels Verfahren nach MCENROE, SCHROEDER (1988) bzw. NCENROE (1993)

7.2.4. Modellrandbedingungen, Modellein- und -ausgabegrößen

Die Anwendung des HELP-Modells setzt zunächst eine räumliche Diskretisierung voraus. Dies geschieht horizontal durch das Aushalten von Hydrotopen (vgl. Abschnitt 4.4). Eine Vertikaldiskretisierung erfolgt durch die Unterteilung in Schichten. Dabei werden die Schichten nach ihrer Funktion in vier Schichttypen eingeteilt (s. auch Abbildung 90):

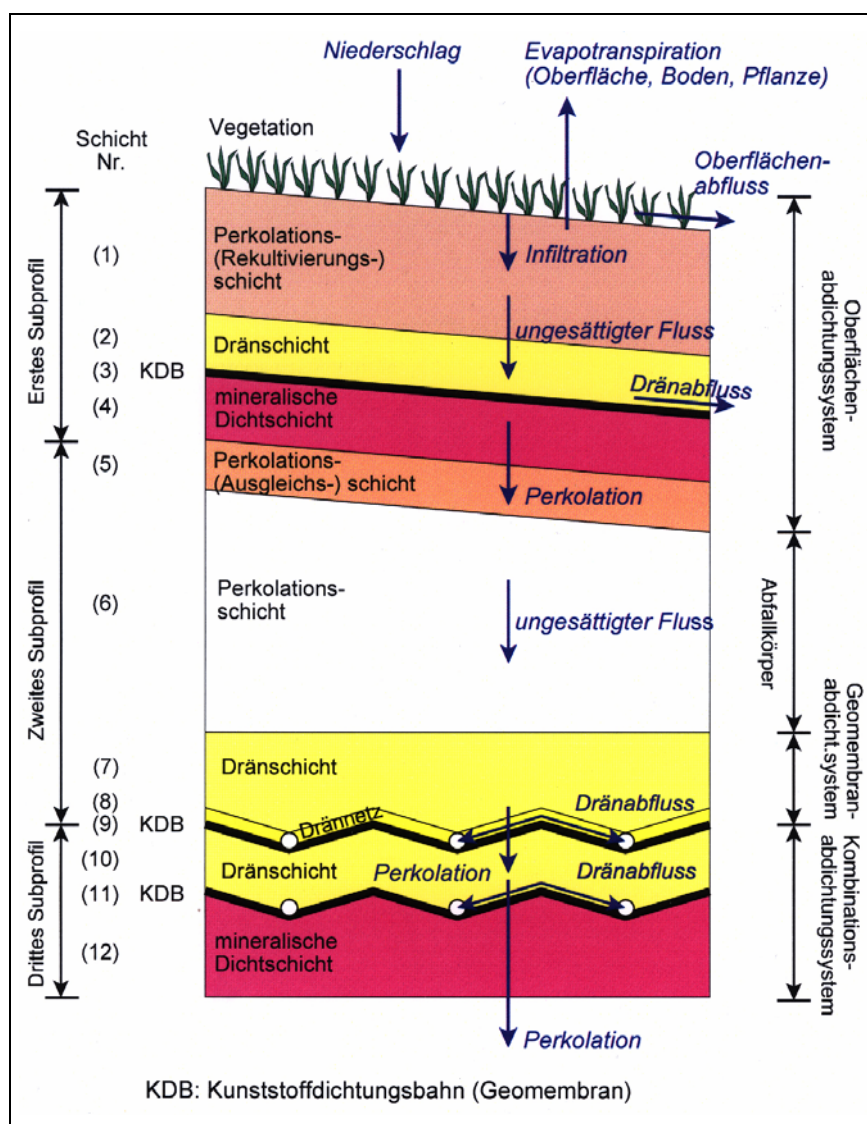


Abb. 90:

Beispiel für ein Vertikalprofil durch eine Deponie mit Subprofilen und Schichttypen (aus SCHROEDER, BERGER, 2004)

- *Perkolations-schichten:*

Perkolations-schichten sind z.B. Rekultivierungs-, Ausgleichs- und Abfallschichten. In ihnen kann Wasser ungesättigt bzw. gesättigt vertikal versickern bzw. verdunsten sofern die betrachtete Schicht innerhalb der Verdunstungszone liegt. Hypodermische (laterale) Abflüsse können nicht modelliert werden.

- *Drainschichten:*

Dieser Schichttyp umfasst mineralische Drainschichten und geosynthetische Drainmatten. Nur im Schichttyp Drainschichten können laterale Flüsse modelliert werden.

- *mineralische Dichtschichten:*

Mineralische Dichtschichten und Bentonitmatten fallen unter diesen Schichttyp, der sich definitionsgemäß durch eine geringe Wasserleitfähigkeit auszeichnet. Modelliert wird der gesättigte Wasserfluss in vertikaler Richtung (nach unten).

- *Geomembranen (Kunststoffdichtungsbahnen):*

Modellseitig erfasst werden Permeation durch intakte Bereiche von Geomembranen und die Versickerung durch Fehlstellen (s.o.).

Im Modell HELP wird ein Deponieprofil in Subprofile unterteilt. Ein Subprofil umfasst den Bereich von der Unterkante einer Dichtung bis zur Unterkante der nächst tieferen Dichtung, wobei das oberste Subprofil an der Oberfläche beginnt und das unterste Subprofil an der Modellbasis endet. Ein Subprofil hat definitionsgemäß die Schichtabfolge Perkolationschicht(en), Drainschicht(en), Dichtung (von oben nach unten), wobei einzelne Schichten fehlen können, wenn folgende Randbedingungen beachtet werden:

- Unter einer Dränschicht muss eine mineralische Dichtungsschicht, eine Geomembran oder eine weitere Drainschicht liegen.
- Es dürfen maximal zwei Dichtungselemente (mineralisch, geosynthetisch) direkt übereinander liegen.
- Zwei Dichtungselemente gleichen Schichttyps dürfen nicht direkt übereinander liegen. Möglich ist folglich ausschließlich eine Kombinationsdichtung (Geomembran über einer mineralischen Dichtschicht oder umgekehrt).
- Das Profil darf nicht mit einem Dichtungselement beginnen.

In HELP, Version 3 können Deponieprofile modelliert werden, die aus maximal 6 Subprofilen mit maximal 15 Schichten und höchstens 5 Dichtungen bestehen. Der Schichtaufbau ist über den gesamten Simulationszeitraum konstant. Dies betrifft auch die Schichtparameter. Alterungen bestimmter Schichten werden folglich nicht modelliert, sondern können ausschließlich durch den Nutzer durch gezielte Änderungen von Modellparametern quantifiziert werden. Prinzipiell nicht modellierbar sind Oberflächensicherungen, die auf dem Kapillarsperrenprinzip beruhen (s. Abschnitt 3.3.5.4). Die Tabellen 44 und 45 geben einen Überblick über wesentliche Ein- und Ausgabewerte des HELP-Modells.

Tabelle 44: Wesentliche Eingabewerte des Modells HELP

Eingabedaten und -parameter:
<u>Meteorologische Daten:</u> <ul style="list-style-type: none"> - mittlere Lufttemperatur (Tageswerte) - Summe der Globalstrahlung (Tageswerte) - Summe der Niederschlagsmenge (Tageswerte) - mittlere Luftfeuchtigkeit (Quartalswerte) - mittlere Windgeschwindigkeit (langjähriger Mittelwert)
<u>Geographische und morphologische Parameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - geographische Breite - Flächengröße - Hangneigung - mittlere Hanglänge
<u>Pedologische Parameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - Schichttyp - Schichtmächtigkeit - Gesamtporenvolumen **) - US-Feldkapazität (Wassergehalt bei einer Wasserspannung von 1/3 bar = pF 2,5) **) - permanenter Welkepunkt **) - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit **) - Wassergehalt zu Beginn eines Simulationslaufs *)
<u>Spezielle Parameter für Drainschichten:</u> <ul style="list-style-type: none"> - maximaler horizontaler Dainabstand - Gefälle der Drainagesohle - Anteil des rezirkulierenden Drainagewassers *) - Schicht, in die das rezirkulierende Wasser der Drainschicht eingeleitet wird *)
<u>Spezielle Parameter für Kunststoffdichtungsbahnen:</u> <ul style="list-style-type: none"> - Lochdichte der Fabrikationsfehlstellen **) - Lochdichte der Einbaufehlstellen **) - Verlegequalität **) - Wasserdampfdiffusität **) - Transmissivität eines gemeinsam mit der Kunststoffdichtungsbahn verbauten Geotextils *)
<u>Nutzungsparameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - Nutzungsart (unbewachsen, Grasbewuchs) - Üppigkeit des Grasbewuchses (spärlich, mäßig gut, ausgezeichnet)
<u>Bewuchsparameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> - Tiefe der Verdunstungszone für die Transpiration - maximaler Blattflächenindex (Verhältnis der Blattoberflächen zur Bodenoberfläche) **) - Beginn und Ende der Vegetationsperiode **)
<u>Sonstige Angaben:</u> <ul style="list-style-type: none"> - Anteil der Fläche, auf der die Bildung von Oberflächenabfluss möglich ist - Curve-Number für die Oberflächenabflussbildung **)

*) Eingabe nicht zwingend notwendig

**) Es werden Default-Werte angeboten.

Tabelle 45: Wesentliche Ausgabewerte des Modells HELP

Modellausgaben:
<u>Übersicht über Ausgabedateien:</u> - HELP-Titel mit Versionsnummer - Datum und Uhrzeit der Simulation - Namen der Ein- und Ausgabedateien - Beschreibung der Spalten der Dateien mit Tages-, Monats- bzw. Jahreswerten - Titel des Simulationslaufs - Datenquelle der Wetterdaten - alle Werte der eingegebenen Daten und Parameter (vgl. Tabelle 44)
<u>Tägliche Simulationsergebnisse:</u> - Datum - Frostzustand des Bodens (gefroren oder nicht) - Niederschlagsmenge - Oberflächenabfluss - potenzielle und reale Verdunstung - mittlerer Wassergehalt in der Verdunstungszone - mittlere Aufstauhöhe auf einem Dichtungselement - Drainabfluss - Sickerwassermenge an der Modellbasis
<u>Monatliche Simulationsergebnisse</u> (aufgelistet sind nur die von den Tageswerten abweichenden Simulationsergebnisse): - Monat, Jahr - unterirdische Zuflüsse und Drainagerezirkulationsmengen
<u>Jährliche Simulationsergebnisse</u> (aufgelistet sind nur die von den Monatswerten abweichenden Simulationsergebnisse): - Jahr - Wasservorratsänderungen zwischen Beginn und Ende des Jahres - Gesamtwasservorrat der Schichten, des Interzeptionsspeichers und der Schneedecke - Wassergehalt der Schichten - Wassergehalt im Interzeptionsspeicher - Wassergehalt der Schneedecke - Bilanzfehler
<u>Jährliche Simulationsergebnisse:</u> - modellierter Gesamtzeitraum - langjährige Monatsmittelwerte, mittlere jährliche Werte und Tagesspitzen von Niederschlag, Oberflächenabfluss, potenzieller und realer Verdunstung, Drain- und Sickerwassermengen (die mittleren jährlichen Werte mit Standardabweichung) - mittlere tägliche Aufstauhöhe auf einem Dichtungselement (mit Standardabweichung) - Wassergehalte aller Schichten am Simulationsende

Ergänzend zu den Eingabeparametern muss vermerkt werden, dass:

- mit der Version HELP 3.80 D eine zeitlich variable Vegetationsentwicklung modellierbar ist und
- sich alle pedologischen Parameter auf die Bodenmatrix beziehen, d.h. Sekundärporen nur indirekt (über Modifikationen der Matrixparameter) erfassbar sind.

Die Tabelle 45 macht deutlich, dass alle wesentlichen wasserhaushaltlich relevanten Größen in Oberflächensicherungen mittels HELP modellierbar sind.

7.3. HELP-BOWAHALD-Vergleich

7.3.1. Modellinhalte

Zunächst kann konstatiert werden, dass mit beiden Modellen die wesentlichen hydrologischen Prozesse, die in Oberflächensicherungssystemen ablaufen (vgl. insbesondere Abschnitte 3, 4 und 7.2.) erfassbar sind. Beide Modelle sind anwendungsorientierte Mehrschichtenboxmodelle, die vordergründig zur Erfassung des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungssystemen konzipiert wurden und weniger für die Modellierung der wasserhaushaltlichen Prozesse innerhalb des Abfallkörpers bzw. in der Basisabdichtung geeignet sind.

Die Modellstrukturen (vgl. Abschnitte 4 und 7.2., Zusammenfassung s. Tabelle 46) lassen Ähnlichkeit bei den Teilmodellen der Infiltration/Oberflächenabflussbildung und Schneeschmelze erkennen. Größere methodische Unterschiede existieren bezüglich der Interzeptions- und Verdunstungsmodellierung sowie hinsichtlich der Modellierung der Versickerung. Im folgenden sollen die Inhalte der beiden Modelle gegenüber gestellt werden:

Teilmodell Schneeeakkumulation und –ablation:

Der Ansatz zum Aufbau einer Schneedecke ist in beiden Modellen identisch. Bezüglich der Schneeschmelze findet sich in beiden Modellen das Tagesgradverfahren zur Nachbildung der Wärmeaustauschprozesse zwischen Atmosphäre und Schneedecke wieder. Das HELP berücksichtigt jedoch zusätzlich die durch Regen eingetragene Energie. Wärmeaustauschprozesse zwischen Schneedecke und Boden sind im Modell BOWAHALD nicht erfassbar und werden im Modell HELP durch einen sehr vereinfachten Ansatz beschrieben: konstante Schneeschmelze von 0,5 mm/d infolge Bodenwärme für nicht gefrorenen Boden.

Tabelle 46: In den Modellen HELP und BOWAHALD verwendete Modellansätze zur Erfassung der Teilprozesse des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen

Teilprozess	Modell HELP	Modell BOWAHALD
Schneeakkumulation	bei einer Tagesmitteltemperatur $< 0\text{ °C}$	bei einer Tagesmitteltemperatur $< 0\text{ °C}$
Schnee-Schmelze	Tagesgradverfahren (incl. Schmelzwasserretention in der Schneedecke sowie Schneeschmelze durch Bodenwärme)	Tagesgradverfahren (incl. Schmelzwasserretention in der Schneedecke)
Frieren/Auftauen des Bodens	Empirischer Ansatz nach KNISEL ET AL. (1985)	-
Interzeption	Interzeptions-Speichermodell für Grasbewuchs	Interzeptions-Speichermodell für Gras, Sträucher, Bäume und landwirtschaftliche Kulturen
Oberflächenabfluss	Curve-Number-Verfahren	Curve-Number-Verfahren
Bodenwasserfluss/Verickerung	DARCY-Gesetz für gesättigte Bedingungen (Dichtschicht) bzw. ungesättigte Bedingungen (alle anderen Schichten) Modellierung von Permeation und Durchsickerung infolge Fehlstellen für Kunststoffdichtungsbahnen Wasserflüsse in Drainschichten entsprechend Näherungslösung nach <i>Boussinesq</i>	DARCY-Gesetz für gesättigte Bedingungen (alle Schichten) Wasserflüsse in Drainschichten entsprechend Näherungslösung nach <i>Boussinesq</i>
Verdunstung	<u>potenzielle Verdunstung:</u> PENMAN-Formel <u>reale Verdunstung:</u> Reduktionsfunktionen in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte, dem Blattflächenindex und der Wurzelgeometrie	<u>potenzielle Verdunstung:</u> Formeln nach PENMAN, TURC, IVANOV bzw. HAUDE (je nach Datenbasis), Standortkorrekturen entsprechend Nutzung, Exposition und Hangneigung <u>reale Verdunstung:</u> Reduktionsfunktionen in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte, der Wurzelgeometrie und dem Vegetationsdeckungsgrad

Teilmodell gefrorener Boden

Der Prozess des Frierens und Auftauens des Bodens ist nur mit dem Modell HELP erfassbar und auch nur in Form eines sehr einfachen empirischen Ansatzes, der weder eine Energiebilanzierung noch eine Wärmetransportmodellierung beinhaltet.

Teilmodell Interzeption:

Beide Modelle verwenden ein Interzeptionsspeichermodell. Für Grasbewuchs kommt in beiden Modelle der Interzeptionsansatz nach HOYNINGEN-HUENE (1983) zur Anwendung. Der hierfür notwendige Parameter Blattflächenindex wird im Modell HELP durch ein Teilmodell bereitgestellt, das den jahreszeitlichen Gang des Wachstums und Absterbens der Vegetation erfasst. Da im Modell BOWAHALD der Parameter Vegetationsbedeckungsgrad verwendet wird, erfolgt dessen Umrechnung in die Größe Blattflächenindex nach WITTICH (1994). Der Jahresgang des Blattflächenindex wird nach BECKER (1975) berechnet.

Im Modell BOWAHALD ist ferner die Interzeption von Ackerpflanzen und Bäumen erfassbar. Für Ackerpflanzen wird der Interzeptionsansatz nach HOYNINGEN-HUENE (1983) genutzt, der auch für landwirtschaftliche Kulturen entwickelt wurde. Für Baum- und Strauchbewuchs wird ein Ansatz nach JUNGHANS (1975) verwendet. Das Interzeptionsteilmodell des Modells BOWAHALD ist damit für deutlich mehr Bewuchsarten anwendbar.

Teilmodell Oberflächenabfluss:

Obwohl beide Modelle das Curve-Number-Verfahren des US Soil Conservation Service verwenden, existieren nicht zuletzt im Zusammenspiel mit anderen Teilmodellen im Detail deutliche Unterschiede hinsichtlich der Oberflächenabflussmodellierung. So wird z.B. die Abhängigkeit der Oberflächenabflussbildung von der Bodenfeuchte im Modell HELP dahingehend berücksichtigt, dass im Zusammenhang mit der Ermittlung des bodenfeuchteabhängigen potenziellen Rückhalts die Verdunstungszone in sieben Segmente unterteilt wird, wobei durch Wichtungsfaktoren der Einfluss der oberflächennahen Segmente ungleich größer ist als die der oberflächenferneren Segmente.

Beim Modell BOWAHALD hingegen hat nur die Bodenfeuchte der obersten Schicht Einfluss auf die Oberflächenabflussmodellierung. Auch wird beim Modell BOWAHALD der sich hierdurch verändernde Rückhalt durch Feuchtekorrekturen des CN-Faktors erfasst.

In BOWAHALD ist dem Infiltrationsteilmodell zudem ein Muldenspeichermodell vorgeschaltet.

Durch das Fehlen eines Teilmodells gefrorener Boden in BOWAHALD kommt es ferner dazu, dass Oberflächenabfluss vorrangig infolge sommerlicher Starkregenereignisse gebildet wird, wohingegen bei HELP Oberflächenabflussspitzen in der Hauptsache durch Regen auf gefrorenen Boden zustande kommen (vgl. auch Abschnitt 7.4).

Die Teilmodelle zur Oberflächenabflussbildung beider Modelle sind in modifizierter Form zur Bemessung von oberirdischen Entwässerungseinrichtungen geeignet. Im Falle des HELP-Modells wird diesbezüglich in RAMKE (2000) ein praktikabler Weg aufgezeigt. Im Falle von BOWAHALD kann hierfür das Zusatzmodul ROHELDEP (s. Abschnitt 5.2) genutzt werden.

Teilmodell Bodenwasserbewegung/Versickerung/hypodermische Abflussbildung:

Im Modell BOWAHALD wird die Bodenwasserbewegung ausschließlich für gesättigte Bedingungen nach dem DARCY-Gesetz in Kombination mit der Kontinuitätsgleichung nachgebildet. Der Verlauf und das vertikale Fortschreiten der Bodenfeuchte werden dabei durch eine Stufenfunktion approximiert. Da folglich als einzige treibende Kraft das Gravitationspotenzial wirkt, können ungesättigter Fluss, Diffusion von Wasserdampf und kapillarer Aufstieg nicht direkt erfasst werden.

Der Bodenwasserfluss gestaltet sich im HELP-Modell im Vergleich dazu differenzierter (vgl. Abschnitt 7.2.3): für Perkulations- und Drainschichten kommt die DARCY-BUCKINGHAM-Gleichung für den wasserungesättigten Fluss zur Anwendung, für mineralische Dichtschichten das DARCY-Gesetz für den gesättigten Wasserfluss und für Kunststoffdichtungsbahnen ebenfalls das DARCY-Gesetz, wobei bezüglich des Wasserflusses sowohl konvektiver Fluss durch Fehlstellen als auch Permeation modellierbar ist. Das HELP-Modell ist somit in der Lage, die Bodenwasserbewegung prozessorientierter zu erfassen.

Hypodermische Abflüsse können im Modell BOWAHALD an beliebigen Schichtgrenzen innerhalb des betrachteten Profils entstehen (innerhalb der Rekultivierungsschicht, in Drainschichten ...), wenn die Bedingungen hierfür gegeben sind (s. Abschnitt 4.5.6). Im Modell HELP ist die Bildung von hypodermischem Abfluss an die Definition des Schichttyps (vgl. Abschnitt 7.2.4) gebunden. Prinzipiell können hypodermische Abflüsse nur in Drainschichten gebildet werden.

Der Wasseraufstau in Drainschichten, der für Bemessungsaufgaben relevant ist, wird durch beide Modelle durch die Näherungslösung nach *Boussinesq* für einen eindimensionalen gesättigten Wasserfluss ermittelt.

Allerdings ist die Herangehensweise hierbei verschieden. In HELP können sich bildende Aufstauwasserspiegel auf Grund der Tatsache, dass modellintern mit Zeittakten deutlich kleiner als 1 Tag gearbeitet wird, direkt im Rahmen der Wasserhaushaltsmodellierung nach MCENROE, SCHROEDER (1988) bzw. MCENROE (1993) ermittelt werden. Hierfür verwendet werden die täglichen Regenmengen der Klimadatenreihe.

Im Falle von BOWAHALD, dass intern mit einem Zeittakt von einem Tag arbeitet, werden Aufstauhöhen starkregenereignisbezogen mit Hilfe des Zusatzmoduls DRAINAGE (s. Abschnitt 5.3.2) auf Grundlage von Bemessungsregenmengen entsprechend GDA-Empfehlung (GDA, 2003 A) je nach Randbedingungen nach Ansätzen von LESAFFRE (1987) bzw. SCHMID (1993) berechnet.

Beide Drainwasseransätze (HELP/BOWAHALD) sind Stand der Technik.

Teilmodell Verdunstung:

Die Verdunstungsermittlung erfolgt in beiden Modellen in zwei Schritten. Zunächst wird auf Grundlage atmosphärischer Größen die potenzielle Verdunstung berechnet. Aufbauend darauf erfolgt die Ermittlung der realen Verdunstung in Abhängigkeit von den konkreten Standortbedingungen.

Beide Modelle nutzen zur Berechnung der potenziellen Verdunstung allgemein anerkannte Formeln. Im Modell HELP gelangt die Formel nach PENMAN in vereinfachter Form (mit Quartalsmitteln der Luftfeuchte und langjährigem Mittel der Windgeschwindigkeit) zur Anwendung. BOWAHALD nutzt je nach Datenlage Formeln nach PENMAN, TURC, IVANOV bzw. HAUDE, die auf deutsche Verhältnisse angepasst sind.

Beide Modelle berechnen keine innertäglichen Gänge der potentiellen Verdunstung.

Korrekturen der potenziellen Verdunstung, den Bestand und die Exposition (Ausrichtung) betreffend, werden nur beim Modell BOWAHALD durchgeführt. Im Falle des HELP-Modells muss sich der Nutzer dadurch behelfen, dass er vor den eigentlichen Simulationsrechnungen die Globalstrahlungswerte entsprechend Exposition und Neigung korrigiert. In MARKWARDT (1990) und BERGER (1998) werden entsprechende Ansätze bezüglich einer solchen Modifikation vorgestellt und diskutiert (s. auch Abschnitt 7.4.2.4).

Die reale Verdunstung wird bei beiden Modellen durch Reduktionsfunktionen realisiert, die die Vegetationsentwicklung (parametrisiert durch den Blattflächenindex – HELP bzw. durch den Vegetationsbedeckungsgrad – BOWAHALD), die Wurzelverteilung und Stressfaktoren beinhalten. Der Hauptstressfaktor Bodenfeuchte (Trockenstress) wird in beiden Modellen berücksichtigt. Im Modell HELP werden zusätzlich Stressfaktoren infolge nicht optimaler Temperaturverhältnisse sowie Luftmangel quantifiziert.

Werte zu bewuchsrelevanten Verdunstungsparametern werden modellintern berechnet oder stammen aus Modelldatenbanken, die im Falle von BOWAHALD deutlich mehr Bewuchsarten beinhalten als dies in HELP der Fall ist.

Im Detail sind sowohl die verwendeten Gleichungen als auch die Herangehensweise der Wichtung der Verdunstungsanteile Evaporation und Transpiration verschieden. So berechnet HELP zuerst die Evaporation und nachfolgend im Falle dann noch vorhandener Energie die Transpiration. In BOWAHALD werden beide Anteile gleichberechtigt berechnet und entsprechend des Vegetationsbedeckungsgrades gewichtet. Diese Unterschiede bewirken unterschiedliche innerjährliche Verläufe hinsichtlich der modellierten Verdunstungsmengen (s. Abschnitt 7.4).

Die Tiefe, aus der der Entzug durch Bodenevaporation realisiert wird, ist beim HELP-Modell nicht konstant, sondern erhöht sich mit zunehmendem Feinkornanteil des Bodens und der damit verbundenen Fähigkeit, Kapillarwasser von unten in die Bodenevaporationszone gelangen zu lassen. Beim Modell BOWAHALD ist die Entzugstiefe durch den Nutzer vorzugeben.

Insgesamt gesehen ist das Verdunstungsteilmodell des Modells BOWAHALD flexibler, was die verwendeten Gleichungen zur Berechnung der potenziellen Verdunstung, die standortabhängigen Korrekturen und die modellierbaren Vegetationsarten anbelangt.

7.3.3. Modellein- und -ausgabegrößen

Bezüglich der Modellparameter (vgl. Abschnitte 4.4 und 7.2.4) lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Beide Modelle benötigen eine ganze Reihe von Eingabeinformationen. Verglichen mit anderen Modellen halten sich sowohl die Zahl der Parameter als auch ihr Aufwand bezüglich der Bestimmung/Abschätzung noch in Grenzen. Beide Modelle verwenden durchweg physikalisch determinierte Parameter. Für viele Parameter existieren modellintern Defaultwerte, die der Nutzer entsprechenden Datenbanken entnehmen kann. Alle Parameter sind in den jeweiligen Programmdokumentationen hinreichend erklärt. Dies betrifft auch die Dokumentation der Defaultwerte.
- Hinsichtlich der für die Modellierung notwendigen meteorologischen Daten kann festgestellt werden, dass beide Modelle in etwa mit den gleichen Größen arbeiten. Es werden wie bei Wasserhaushaltsmodellen üblich Daten zu Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung, Wind und Niederschlag benötigt. Da der Aufwand und damit die Kosten der Beschaffung täglicher meteorologischer Daten für längerjährige Reihen immens groß ist (leicht die Hälfte des Projektetats ausmachen kann), wird in beiden Modelle nach Lösungen gesucht, diesen Aufwand zu minimieren. In HELP wird der Weg verfolgt, dass Tageswerte lediglich für die Größen Temperatur, Globalstrahlung und Niederschlag beschafft werden müssen und Wind- sowie Luftfeuchtwerte in wesentlich gröberer Auflösung notwendig sind. In BOWAHALD besteht mit Hinblick auf eine Aufwandsreduzierung die Möglichkeit, mit monatlichen Daten zu arbeiten, auf deren Grundlage modellintern Tageswerte synthetisiert werden (s. Abschnitt 4.5.1). Auch kann auf die Verwendung von Wind- sowie Strahlungsdaten verzichtet werden, wenn ein gewisser Genauigkeitsverlust in Kauf genommen werden kann.

- Die geographisch-morphologischen Parameter sind in beiden Modellen identisch.
- Hinsichtlich der Vertikaldiskretisierung ist das Modell BOWAHALD, dadurch, dass keine Schichttypen definiert werden müssen, flexibler. Beide Modelle erlauben die Festlegung einer für deponierelevante Aufgabenstellungen ausreichend großen Anzahl von Schichten (HELP: 15, BOWAHALD: 10).
- Die wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter hinsichtlich der Charakterisierung der Wassertransport- und -speicherprozesse sind nahezu deckungsgleich. Auch existieren in beiden Modellen umfangreiche Datenbanken, aus denen der Nutzer Werte abrufen kann. Zu beachten ist allerdings, dass in den USA und in Deutschland der Parameter Feldkapazität unterschiedlich definiert: In den USA und damit in HELP ist es der Wassergehalt bei pF 2,5 (330 hPa), in Deutschland und damit in BOWAHALD dagegen der Wassergehalt bei pF 1,8 (60 hPa). Dadurch kommen Unterschiede zwischen 2 und 8 Vol.-% zustande (abhängig von Bodenart und Verdichtungsgrad), vgl. auch BERGER (1998, 2001 A, 2004 A).
- Große Unterschiede bestehen in Bezug auf die Nutzungs- und Entzugparameter. So ist die Palette der modellierbaren Nutzungsarten in BOWAHALD ungleich größer als in HELP. Auch werden in den beiden Modellen recht unterschiedliche Bewuchsparameter verwendet. Die Tabelle 47 soll einen Überblick bezüglich der Vergleichbarkeit der Bewuchsparameter geben. Es wird deutlich, dass alle wesentlichen Bewuchsparameter miteinander vergleichbar bzw. ineinander umrechenbar sind.
- Die wesentlichen Drainparameter Drainabstand und Drainefälle finden sich in beiden Modellen wieder (in Falle von BOWAHALD im Erweiterungsmodul DRAINAGE, s. Abschnitt 5.3). Rezirkulierende Wasser (Drainagewasser, dass in eine andere Schicht eingeleitet und so z.B. im Kreislauf geführt wird) können jedoch nur im Modell HELP erfasst werden.
- Fehlstellen in Kunststoffdichtungsbahnen können im Modell HELP direkt parametrisiert werden (im Modell BOWAHALD nur indirekt, i.d.R. über Modifikationen des k_f -Wertes).

Tabelle 47: Begriffe und Parameter zur Charakterisierung der Entzugs- und Bewuchsparameter in HELP bzw. BOWAHALD

HELP		BOWAHALD
evaporative zone depth (Tiefe der Verdunstungszone)	=	maximale Wurzeltiefe
- (programminterne Dichtefunktion, durch Anwender nicht steuerbar)	≈	Bereich der maximalen Wurzeldichte
soil evaporative zone depth (Tiefe der Bodenevaporationszone)	=	Maximaltiefe für die Wirkung der Evaporation
maximum leaf area index (maximaler Blattflächenindex BFI)	f ₁	maximaler Vegetationsbedeckungsgrad
start and end of growing season (Beginn und Ende der Wachstumsperiode)	f ₂	Defaultwerte in Abhängigkeit von der Geländehöhe (s.u.)
Üppigkeit des (Gras-) Bewuchses: für die Oberflächenabflussbildung: 5-stufig (1 – kein Bewuchs, 5 – ausgezeichnet) ansonsten über BFI steuerbar	≈	Üppigkeit des Bewuchses: 3-stufig (1 – spärlich, 2 – normal, 3 – üppig)

= äquivalenter Parameter

f₁, f₂ funktionale Zusammenhänge (f₁ → s. Gleichung 30, f₂ → s. Gleichungen 13.1 – 13.3)

Der Vergleich beider Modelle in Bezug auf die Modellausgaben gestaltet sich folgendermaßen:

- Im Ergebnis der Simulationsrechnungen werden in beiden Modelle die wesentlichen Ergebnisse ausgegeben.
- Der Programmanwender kann in gewissem Maße (durch eine Auswahl gewünschter Ausgaben) steuern, welche Ergebnisse er ausgegeben haben möchte.
- Die Ausgaben erfolgen in beiden Modellen als ASCII-Dateien. Dies ermöglicht eine Weiterbearbeitung mit entsprechenden Kalkulationsprogrammen. Ein Postprocessing in Form einer direkten graphischen Aufbereitung und Darstellung der Ergebnisse fehlt in beiden Modellen.

7.3.3. Zusammenfassender Vergleich, Stärken und Schwächen der Modelle

Die Stärken beider Modelle lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Beide Modelle erfassen die wesentlichen Wasserhaushaltsprozesse.
- Mit beiden Modellen sind die derzeit gängigen Oberflächensicherungssysteme (Regelabdichtungen nach TASI, qualifizierte Abdeckungen/Abdichtungen, einfache Abdeckungen, vgl. Abschnitt 3.2) modellierbar.
- Die zur Modellierung benötigten Eingangsdaten und -parameter sind mit vertretbarem Aufwand beschaffbar. Es werden keine „exotischen“ Parameter benötigt.
- Verglichen mit anderen Simulationsmodellen hält sich der Aufwand in Bezug auf die Abarbeitung der Modelle in Grenzen.
- Für viele Modellparameter werden programmintern Defaultwerte bereitgestellt, was die Verwendung beider Modelle für einen breiten Nutzerkreis erleichtert.
- Beide Modelle zeichnen sich durch ein hohes Maß an Transparenz aus. In den Programmdokumentationen (BERGER, 2001 A, 2004 A, DUNGER, 2002 A) sind alle wesentlichen Berechnungsgleichungen dokumentiert.

In folgenden Dingen ist das HELP-Modell dem Modell BOWAHALD überlegen:

- Das HELP-Modell hat einen ungleich höheren Validierungsstand (BERGER, 1998) und ist das weltweit am meisten angewendete Deponiewasserhaushaltsmodell.
- Das HELP-Modell berücksichtigt im Gegensatz zu BOWAHALD das Gefrieren und das Auftauen des Bodens sowie die Oberflächenabflussbildung infolge Regen auf gefrorenem Boden.
- Geomembranen sind in unkomplizierter Form erfassbar (betrifft insbesondere die Parametrisierung und Modellierung von Fehlstellen).
- Durch die Berücksichtigung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit bei der Quantifizierung der Wasserbewegung ist das Versickerungsteilmodell prozessadäquater.

Wesentliche Stärken des Modells BOWAHALD gegenüber HELP sind:

- Die Interzeptions- und Verdunstungsteilmodelle sind flexibler. Neben Gras können u.a. Strauch- und Baumvegetationen sowie landwirtschaftliche Kulturen erfasst werden.

- Es ist keine Definition von Schichttypen notwendig. Schichten mit beliebigen Eigenschaften können in beliebiger Reihenfolge aufeinander folgen.
- Die Zeitdiskretisierung des meteorologischen Datenmaterials ist durch die Verwendung täglicher bzw. monatlicher Messwerte sowie langjährig mittlere Monatswerte flexibler als beim HELP-Modell.
- Das Modell BOWAHALD berücksichtigt direkt den Einfluss von Exposition und Hangneigung in Bezug auf die Verdunstungsmodellierung. Eine externe Korrektur der Globalstrahlung bezüglich Exposition und Neigung ist nicht notwendig.

Die Grenzen beider Modelle lassen sich wie folgt charakterisieren:

- Eine Modellierung von Kapillarsperrensystemen ist nicht möglich.
- Beide Modelle sind nur bedingt zur Modellierung von nicht oberflächengesicherten Deponien bzw. Halden geeignet.
- Beide Modelle sind quasi-zweidimensional. Deponien mit sehr heterogenem Aufbau u./o. großer Horizontalerstreckung sind nur schwer erfassbar.
- Betrachtet wird bei beiden Modellen der Wasserfluss in der Matrix, nicht aber der Fluss in Sekundärporen (Risse, Wurzelkanäle ...).
- Beide Modelle zeichnen sich durch eine nur eingeschränkte Nutzerfreundlichkeit aus:
 - wenig ansprechende Benutzeroberflächen (zwar Windows-lauffähig, z.T. aber noch DOS-Eingabertools)
 - ausschließlich ASCII-Ergebnisfiles (kein modernes Postprocessing)

Trotz dieser Schwächen sind die Modelle HELP und BOWAHALD derzeit die in Deutschland am meisten angewendeten Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodelle (Übersicht bezüglich der Verbreitung und Anwendung von BOWAHALD → s. Abschnitt 8.1). Hinsichtlich der Modellanwendung kann das Modell HELP insbesondere für Abdichtungssysteme nach TASI mit integrierter Kunststoffdichtungsbahn und Grasbewuchs seine Vorteile ausspielen. Die Stärken von BOWAHALD werden hingegen bei qualifizierten Abdecksystemen sichtbar, bei denen die wasserhaushaltliche Wirksamkeit vor allem auf dem Verdunstungsprinzip (realisiert durch verdunstungswirksame Rekultivierungsmaterialien und ggf. durch einen Strauch- und Baumbewuchs) beruht.

7.4. Vergleichende HELP-BOWAHALD-Modellanwendungen

7.4.1. Anwendung für einen fiktiven Deponiestandort

7.4.1.1. Zweck der Untersuchungen

Im folgenden sollen Untersuchungsergebnisse vorgestellt werden, die seitens der Programm-
autoren für einen fiktiven Deponiestandort am Stadtrand von Dresden mittels HELP und
BOWAHALD erhalten wurden (Details s. BERGER, DUNGER, 2000, DUNGER, 2001).

Im Rahmen der Untersuchungen sollte geprüft werden, welche Ergebnisse beide Modelle für
vorgegebene Oberflächensicherungszenarien liefern. Der wasserhaushaltlich modellierte
fiktive Deponiestandort weist eine im langjährigen Mittel ausgeglichene klimatische Wasser-
bilanz auf (Niederschlag und potenzielle Verdunstung jeweils ca. 600 mm/a) und kann als
repräsentativ für große Teile Ostdeutschlands angesehen werden (s. z.B. HAD, 2000).

Die Simulationsrechnungen wurden für insgesamt drei Jahre (01.11.1997 - 30.10.1999)
durchgeführt. Verwendet wurden tägliche Werte der Größen Temperatur, relative Luft-
feuchte, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung und Niederschlag (unkorrigiert).

Folgende drei Oberflächensicherungsvarianten sind betrachtet worden:

Variante 1: unabgedeckte Deponie, unbewachsen

Variante 2: Deponie mit qualifizierter Oberflächenabdeckung (vgl. Abschnitt 3.2), mit Gras
bewachsen

Variante 3: Deponie mit Oberflächenabdichtung nach TASI (vgl. ebenfalls Abschnitt 3.2),
mit Gras bewachsen

Es wurden bewusst solche Varianten ausgewählt, die häufig Gegenstand des Interesses sind
und mit beiden Modellen in unkomplizierter Art und Weise realisiert werden können. Der
vertikale Schichtenaufbau für die drei Varianten gestaltet sich wie in der Tabelle 48
dargestellt. Die vorgegebene Schichtenabfolge sollte durch beide Modelle problemlos
modellierbar sein. Es wurde folglich bewusst darauf verzichtet, ein System mit Kunststoff-
dichtungsbahn zu modellieren, weil dies mit BOWAHALD Probleme bereitet hätte.

Tabelle 48: Vertikaler Schichtenaufbau für die drei Deponievarianten

Variante 1	Variante 2	Variante 3
keine Oberflächensicherung	Oberflächensicherung, Schicht 1: 0,3 m kulturfähiger Oberboden $k_f = 1 \cdot 10^{-6}$ m/s	Oberflächensicherung, Schicht 1: 0,3 m kulturfähiger Oberboden $k_f = 1 \cdot 10^{-6}$ m/s
	Oberflächensicherung, Schicht 2: 0,7 m Speicherschicht $k_f = 5 \cdot 10^{-6}$ m/s	Oberflächensicherung, Schicht 2: 0,7 m Speicherschicht $k_f = 5 \cdot 10^{-6}$ m/s
	Oberflächensicherung, Schicht 3: 0,3 m Drainageschicht $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s	Oberflächensicherung, Schicht 3: 0,3 m Drainageschicht $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s
	Oberflächensicherung, Schicht 4: 0,3 m Hemmschicht $k_f = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s	Oberflächensicherung, Schicht 4: 0,5 m Dichtungsschicht $k_f = 1 \cdot 10^{-9}$ m/s
5 m Mülldeponierung $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s	5 m Mülldeponierung $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s	5 m Mülldeponierung $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s
0,5 m Aufstandsfläche $k_f = 2 \cdot 10^{-6}$ m/s	0,5 m Aufstandsfläche $k_f = 2 \cdot 10^{-6}$ m/s	0,5 m Aufstandsfläche $k_f = 2 \cdot 10^{-6}$ m/s

7.4.1.2. Parametrisierung der Modelle

Variantenunabhängig wurden folgende geographisch-morphologische Parameter festgelegt:

- geodätische Höhe des Deponiestandortes: 150 m NN
- Böschungslänge: 50 m
- Böschungsneigung: 25 %
- Exposition: West

Der Tatsache geschuldet, dass mittels HELP keine modellinterne expositionsabhängige Korrektur der potenziellen Verdunstung möglich ist, wurde die Exposition mit West vereinbart.

Die k_f -Werte der Schichten (s. Tabelle 48) wurden in Anlehnung an die entsprechenden Vorschriften und Empfehlungen (vgl. Abschnitt 3.2) vorgegeben. Für alle weiteren pedologischen Parameter wurden Default-Werte der Modelle genutzt, die aufeinander abgestimmt worden sind, so dass mit einem äquivalenten Parametersatz gearbeitet worden ist.

Für den im Falle der Varianten 2 und 3 zu betrachtenden Grasbewuchs wurde von einer durchschnittlichen Vegetationsentwicklung ausgegangen.

7.4.1.3. Simulationsergebnisse

Eine Auflistung der mittels der Modelle HELP und BOWAHALD simulierten wesentlichen Ergebnisse enthält die Tabelle 49.

Tabelle 49: Gesamtbilanzen (als mittlere Jahressummen über den Simulationszeitraum)

Variante	Modell	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RH [mm/a]	RU [mm/a]
1: unabgedeckt unbewachsen	HELP	611,3	259,9	18,4	1,5	331,2
	BOWAHALD	611,3	288,4	0,0	0,0	322,9
2: Abdeckung Grasbewuchs	HELP	611,3	486,2	12,3	61,2	41,7
	BOWAHALD	611,3	483,0	21,4	81,9	24,9
3: TASI-Abdichtung Grasbewuchs	HELP	611,3	486,2	12,3	97,3	5,6
	BOWAHALD	611,3	483,0	21,4	104,0	2,8

P - Niederschlag

RO - Oberflächenabfluss

RU - Sickerwasser Modellbasis

ETR - reale Evapotranspiration

RH - hypodermischer Abfluss (Drainwasser)

Wie der Tabelle 49 zu entnehmen ist, liefern beide Modelle ganz ähnliche Gesamtbilanzen. Die einzelnen Wasserhaushaltsgrößen unterscheiden sich nicht gravierend. Beide Modelle geben die gleichen wasserhaushaltlichen Trends im Vergleich der drei betrachteten Varianten wieder. Vermerkt werden muss, dass die Ergebnisse für den unabgedeckten Zustand (Variante 1) unabhängig vom verwendeten Simulator wegen Parameter- und Validierungsproblemen lediglich als größenordnungsmäßige Schätzung anzusehen sind (s. insbesondere Abschnitte 4.3 und 7.3.3).

Im folgenden sollen die innerjährlichen Gänge der mittels der beiden Modelle simulierten Wasserhaushaltsgrößen betrachtet werden. Auf eine Gegenüberstellung von Tageswerten wird verzichtet, weil die Ergebnisse für Einzelereignis bzw. Einzeltage mit hohen Unsicherheiten behaftet sind (s. Abschnitt 6.5).

Die innerjährlichen Gänge der Verdunstung sind ähnlich (vgl. Abbildung 91). Die Reduktionen der realen Verdunstung (ausgehend von der potenziellen Verdunstung) sind wegen der stärkeren Orientierung der Reduktion auf die Bodenfeuchte beim Modell BOWAHALD in den Sommermonaten größer als beim HELP-Modell. Folglich liegen die realen Verdunstungen des Modells BOWAHALD insbesondere in den Monaten Juni bis August zum Teil deutlich (bis 40 mm/mon) unter den HELP-Werten.

Dafür sind die BOWAHALD-Reduktionen in den Frühjahrs- und Herbstmonaten geringer, was auf eine im Vergleich zum HELP-Modell schnellere Vegetationsentwicklung im Frühjahr und eine etwas intensivere und längere Vegetationsperiode im Herbst sowie auf Unterschiede in den Entzugs- und Reduktionsfunktionen (vgl. Abschnitte 4.5.8.4 sowie 7.2.3) hindeutet.

Während der Wintermonate sind im Falle nicht gefrorenem Bodens bei beiden Modellen die Reduktionen vernachlässigbar und die Verdunstung potenziell. Beim HELP-Modell erfolgt für den Fall eines gefrorenen Bodens eine besonders starke Reduktion.

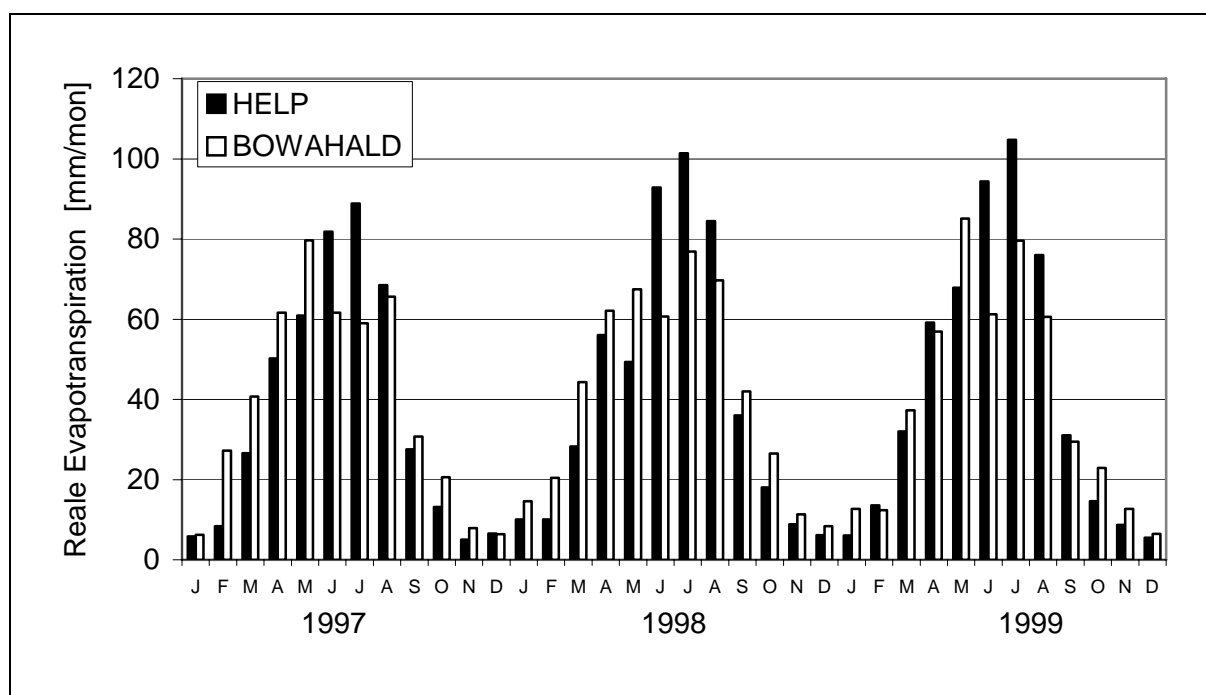


Abb. 91: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten realen Verdunstungswerte (am Beispiel der Varianten 2 und 3)

Die auffälligsten Modellierungsunterschiede zeigen sich in der innerjährlichen Verteilung der simulierten Oberflächenabflüsse (vgl. Abbildung 92), obwohl beide Modelle das US-SCS-Verfahren nutzen (allerdings mit Differenzen im Detail, s. Abschnitte 4.5.4, 7.2.3 und 7.3.1). Beim Modell HELP werden die größten Oberflächenabflüsse während des Winters bei Regen auf gefrorenem Boden bzw. im Zusammenspiel mit der Schneeschmelze gebildet.

Das Modell BOWAHALD modelliert wegen des Fehlens eines Teilmodells gefrorener Boden die größten Oberflächenabflüsse während sommerlicher Starkregenereignisse. Die maximalen Monatssummen hingegen zeigen eine gute Übereinstimmung.

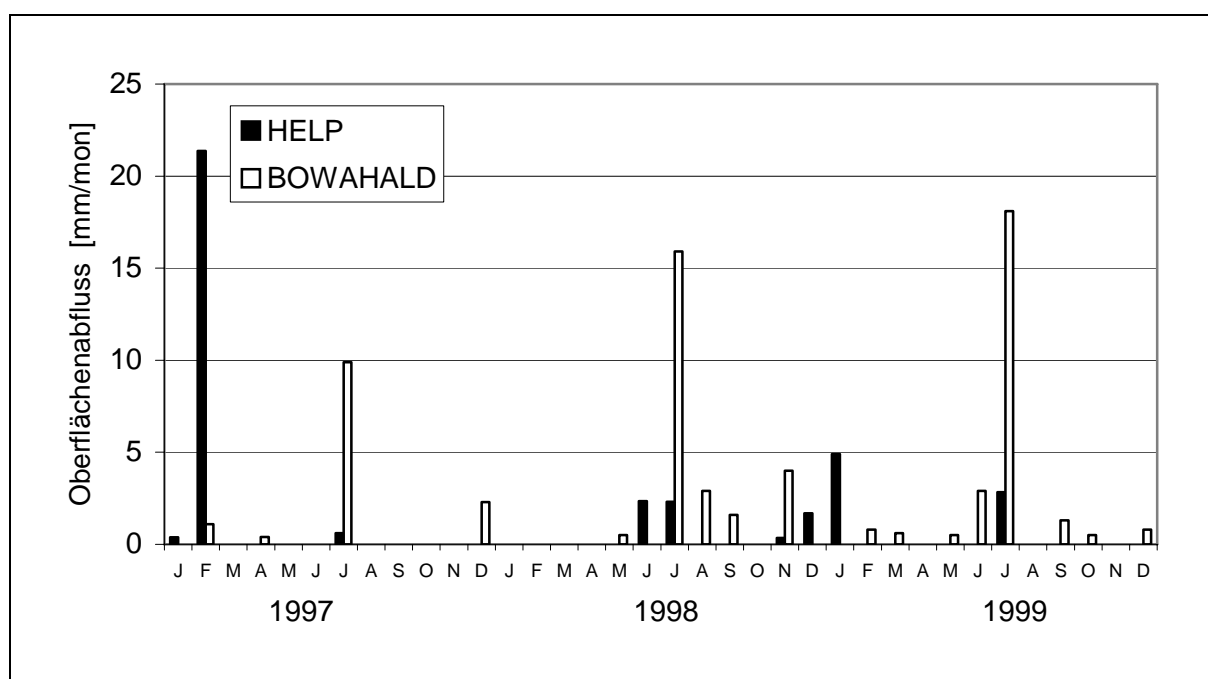


Abb. 92: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Oberflächenabflüsse (am Beispiel der Varianten 2 und 3)

Die Differenzen bezüglich der mit beiden Modellen simulierten lateral innerhalb der Drainschicht auslaufenden Wassermengen sind unauffällig. Dies belegen sowohl die RH-Werte in der Tabelle 49 als auch die innerjährlichen Drainageausflussmengen (s. Abbildung 93, beispielhaft für die Variante 3 -TASi-Abdichtung).

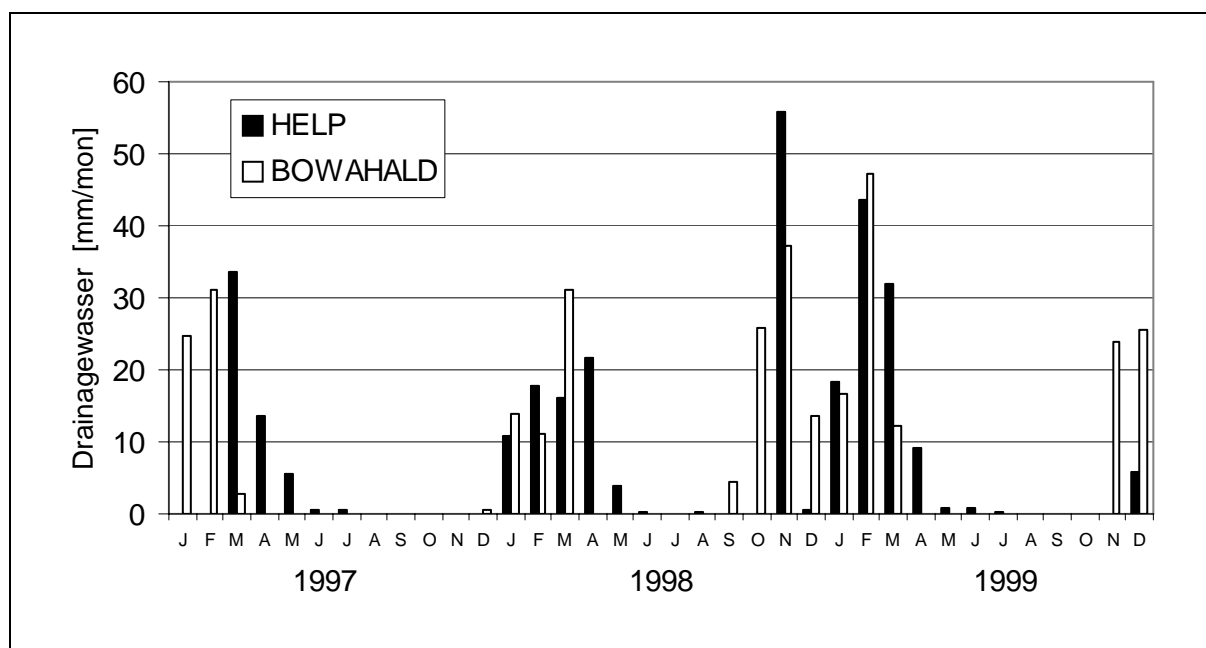


Abb. 93: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Drainageabflüsse (am Beispiel der Variante 3)

Die modellierten mittleren jährlichen Sickerwassermengen an der Modellbasis liegen für alle drei Varianten in der selben Größenordnung (vgl. auch Tabelle 49):

- Variante 1 (unabgedeckt): bei ca. 300 - 400 mm/a
- Variante 2 (Abdeckung): unter 50 mm/a
- Variante 3 (TASi-Abdichtung): nahe 0 mm/a (deutlich unter 10 mm/a)

Dabei sind die innerjährlichen Verläufe der modellierten Sickerwassermengen im Falle der Variante 1 nahezu deckungsgleich (s. Abbildung 94). Im Falle der Varianten 2 und 3 existiert insgesamt eine gute Übereinstimmung hinsichtlich der Zeiträume der Sickerwasserbildung (s. Abbildungen 95 und 96).

Gewisse Unterschiede in den modellierten monatlichen Sickerwassermengen in einzelnen Monaten sind zweifellos vorhanden. Tendenziell modelliert das Modell BOWAHALD höhere Sickerwassermengen, was zweifelsfrei auf das im Vergleich zum HELP-Modell einfachere Versickerungsteilmodell (s. Abschnitte 4.5.5, 6.4, 6.5, 7.2.3 und 7.3.1) zurückzuführen ist. Die Unterschiede sind alles in allem jedoch nicht dramatisch und als normal für den Vergleich von Modellergebnissen zweier Modelle anzusehen.

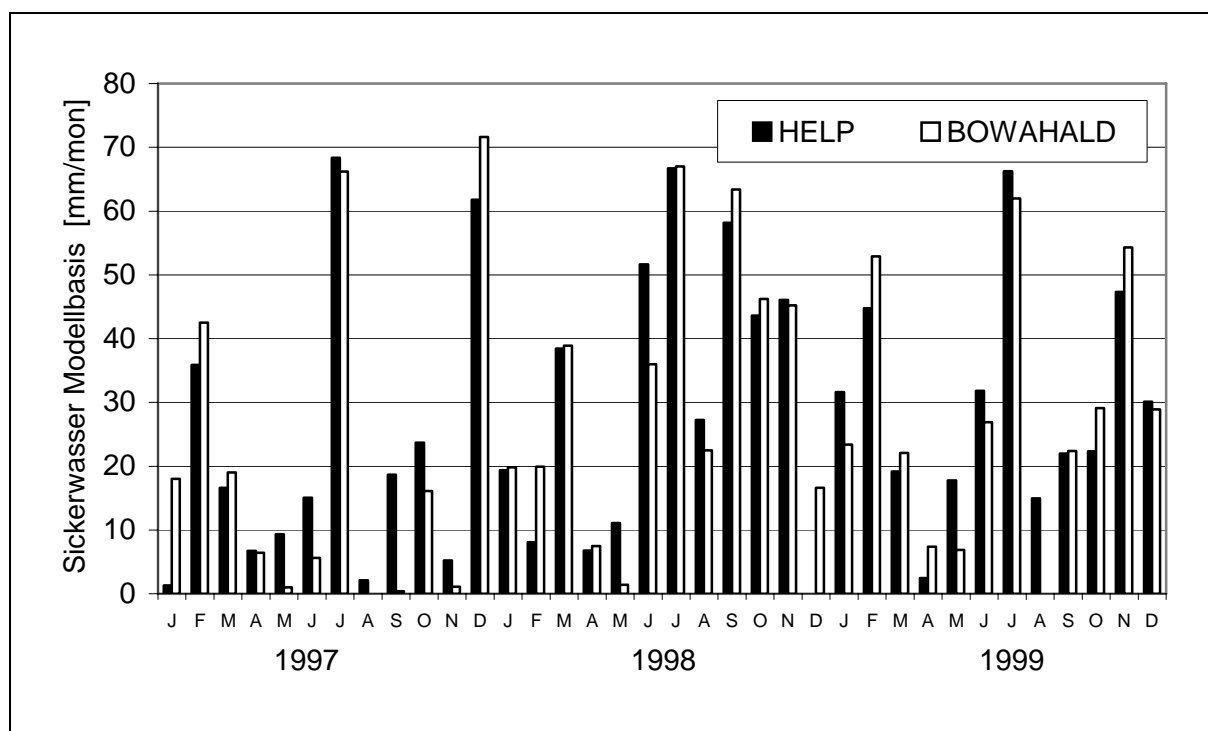


Abb. 94: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Sickerwassermengen an der Modellbasis für die Variante 1

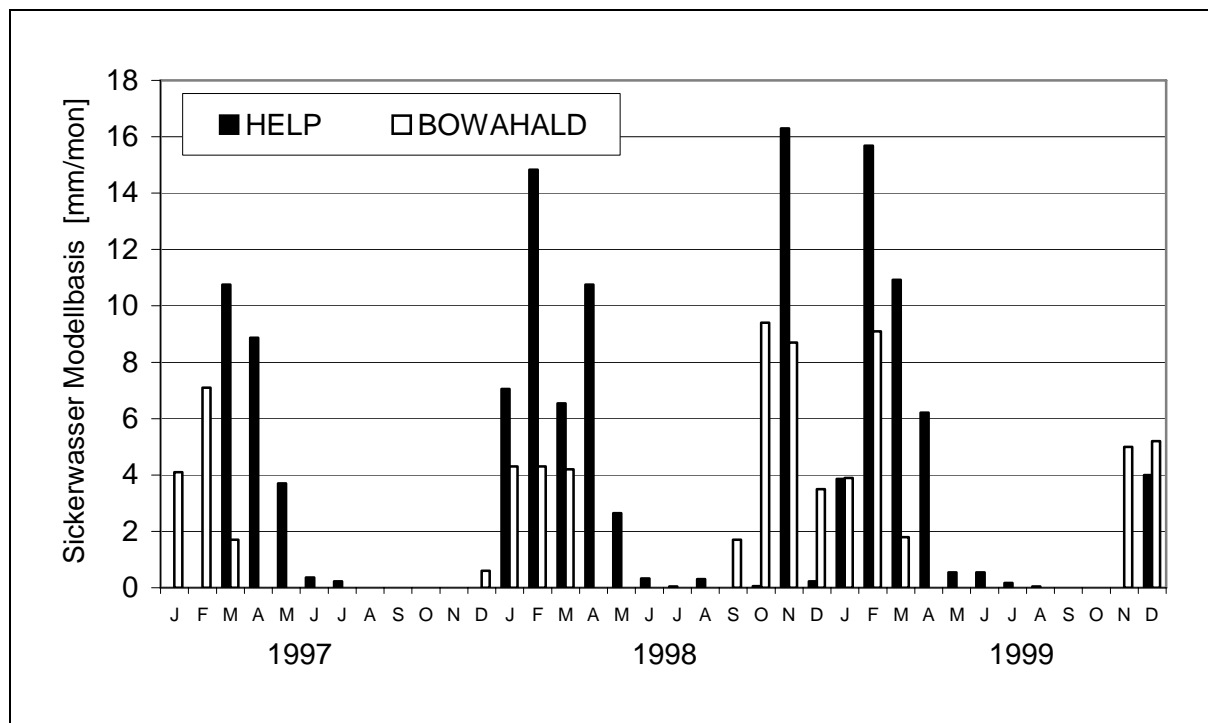


Abb. 95: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Sickerwassermengen an der Modellbasis für die Variante 2

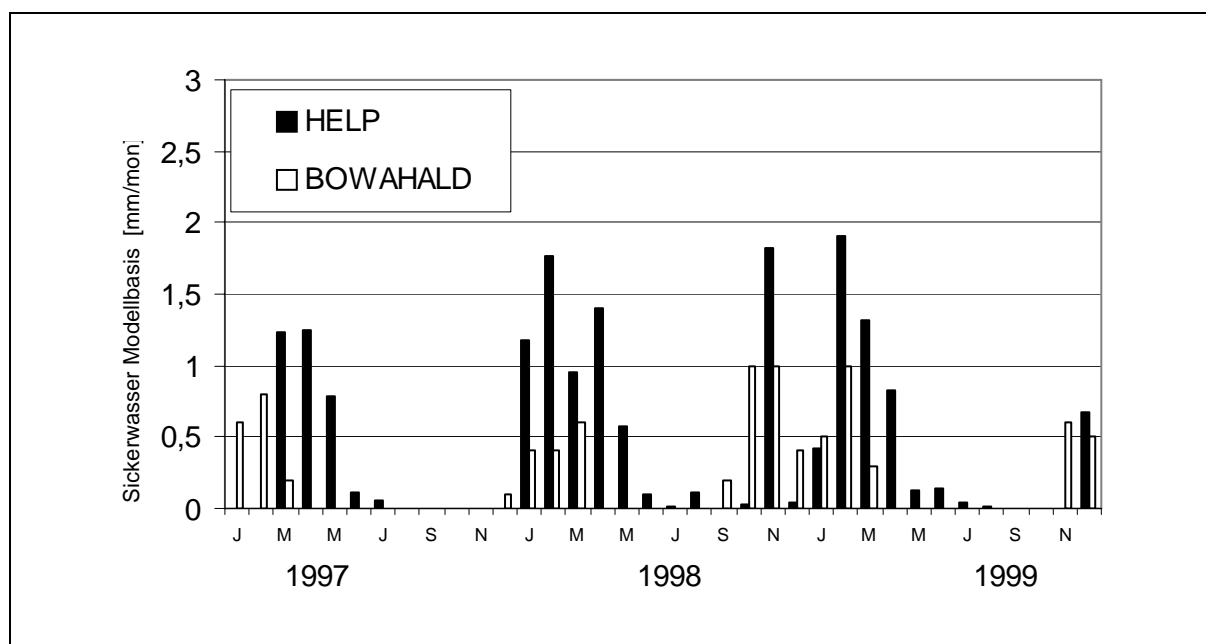


Abb. 96: Innerjährliche Verläufe der mittels HELP und BOWAHALD modellierten Sickerwassermengen an der Modellbasis für die Variante 3

7.4.2. Anwendung im Rahmen der Planung der Oberflächensicherung für die Deponie Schneidenbach im Vogtland

7.4.2.1. Zielstellung

Im Zusammenhang mit der Entwurfs- und Genehmigungsplanung der Oberflächensicherung für die Deponie Schneidenbach sind im Auftrage des Regierungspräsidiums Chemnitz für den EVV Entsorgungsverband Vogtland wasserhaushaltliche Modellrechnungen zum Ist- und Verwahrungszustand durchgeführt worden (DUNGER, 2005 A). Verwendung fanden die Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodelle HELP und BOWAHALD.

Im Istzustand existiert bereits eine wasserhaushaltlich nicht näher untersuchte Abdeckung. Für den Fall des Verwahrungszustandes ist im Vorfeld ein zur TASI alternatives Oberflächensicherungssystem, bestehend aus einer Wasserhaushaltsschicht (Rekultivierungsschicht aus kulturfähigem Oberboden und mineralischem Unterboden) und einer bereits vorhandenen Abdeckung priorisiert worden (CDC, 2003, HGC, 2004). Zu modellieren waren der Istzustand und mehrere Planungsszenarien, die durch Variationen hinsichtlich Schichtmächtigkeiten und Bewuchs gekennzeichnet waren.

7.4.2.2. Horizontal- und Vertikaldiskretisierung

Die Horizontaldiskretisierung beinhaltet eine Einteilung der Deponie in Hydrotope (vgl. Abschnitt 4.4). Die Anlage 16 enthält eine entsprechende Karte der Deponie mit insgesamt 9 Hydrotopen (s. auch Tabelle 50).

Die Hydrotopeinteilung, die sich an Unterschieden hinsichtlich Exposition und Hangneigung orientiert, ist auch für die Erarbeitung hydrotopabhängiger modellexterner HELP-Globalstrahlungsfiles genutzt worden (s. Abschnitt 7.4.2.4), so dass der Einfluss der Exposition auf die Verdunstungsmodellierung in HELP prozessnaher quantifizierbar wird.

Tabelle 50: Hydrotopeinteilung der Deponie Schneidenbach (erweitert nach HGC, 2004)

Hydrotop	Exposition	Hangneigung [%]	Mittlere Hanglänge [m]	Fläche [m ²]
1	West	30	30	1345
2	West	30	38	1699
3	West	2	5	390
4	West	24	42	4884
5	West	3	5	1278
6	Nord	30	30	9082
7	Südwest	30	20	1335
8	Süd	28	35	10601
9	West	5	100	19958

Für den Istzustand wird bei den HELP- und BOWAHALD-Modellrechnungen von einem Vertikalprofil ausgegangen, das lediglich aus einer oberflächensichernden Schicht (bereits vorhandenen Oberflächenabdeckung) ausgeht.

Im Verwahrungszustand wird ein zur TAsi alternatives Oberflächensicherungssystem betrachtet, das nach SMUL (1999) als qualifizierte Abdeckung zu charakterisieren ist (vgl. Abschnitt 3.2) und aus einer Wasserhaushaltsschicht (Rekultivierungsschicht aus kulturfähigem Oberboden und mineralischem Unterboden) sowie aus der bereits vorhandenen Abdeckung (in den obersten Bereichen aufgelockert) besteht.

7.4.2.3. Modellparameter

Für beide Modelle sind die folgenden Eingabeparameter zu identifizieren (vgl. Abschnitte 4.4 und 7.2.4):

- geographisch-morphologische Parameter,
- Bewuchsparameter und
- pedologische Parameter.

Geographisch-morphologische Parameter:

- geographische Lage des Deponiestandortes: BOWAHALD: 50°, 35' n. Br. (aus NAU, 1959 und HGC, 2004), HELP 50,6 (Minutenangabe entsprechend BERGER, 1998 A mit Nachkommastelle, nicht im Minuten)
- Höhenlage: ca. 366 – 386 m NN (im Mittel 376 m NN)
- Hangneigungen und Hanglängen: hydrotopabhängig, vgl. Tabelle 50

Bewuchsparameter Istzustand:

- Bewuchsart: Gras-Krautbewuchs
- Bewuchsentwicklung: normal
- maximaler Vegetationsbedeckungsgrad a bzw. Blattflächenindex BFI: $a = 75 \%$ (BOWAHALD) bzw. $BFI = 3,5$ (HELP, Umrechnung Bedeckungsgrad / Blattflächenindex nach Gleichung 30, Abschnitt 4.5.4.1)
- maximale Wurzeltiefe (BOWAHALD) bzw. Tiefe der Verdunstungszone (HELP): wie Abdeckmächtigkeit, d.h. 0,5 m
- Bereich der maximalen Wurzeldichte (BOWAHALD): 0,1 m
- Wachstumsperiode (HELP): nach BERGER (1998) sowie SCHROEDER, BERGER (2002) dann, wenn die Tagesmitteltemperatur längerfristig den Wert von 8 °C überschreitet, d.h. für den Untersuchungsstandort von etwa Mitte März bis Mitte Oktober:
 - Beginn der Wachstumsperiode (HELP): 15. März (105. Kalendertag)
 - Ende der Wachstumsperiode (HELP): 15. Oktober (289. Kalendertag)

Bewuchsparameter Verwahrungszustand:*Bewuchsvariante 1 (Gras-Krautbewuchs):*

- maximale Wurzeltiefe (BOWAHALD) bzw. Tiefe der Verdunstungszone (HELP): 1,0 m (nach KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992, SCHROEDER, BERGER, 2002 und GDA, 2000 A, vgl. auch Tabelle 2 im Abschnitt 3.3.4.3)
- Bereich der maximalen Wurzeldichte (nur BOWAHALD): 0,2 m
- alle anderen Parameter analog Istzustand (s.o.)

Bewuchsvariante 2 (Gras-Kraut-Strauchbewuchs):

- maximale Wurzeltiefe (BOWAHALD) bzw. Tiefe der Verdunstungszone (HELP): mit 1,5 m angesetzt (nach KÖSTLER, BRÜCKNER, BIBELRIETHER, 1968, LEHNARDT, BRECHTEL, 1980, BRECHTEL, 1984, KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992, LEHNARDT, 1998 und GDA, 2000 A, vgl. auch Tabelle 4 im Abschnitt 3.3.4.4)
- Bereich der maximalen Wurzeldichte (BOWAHALD): 0,3 m
- maximaler Vegetationsbedeckungsgrad a bzw. Blattflächenindex BFI: $a = 91 \%$ (BOWAHALD) bzw. $BFI = 6,0$ (HELP, Umrechnung Bedeckungsgrad / Blattflächenindex nach Gleichung 25, Angaben zum Blattflächenindex für Büsche nach SCHROEDER, BERGER, 2004)
- Bestandsaufbau (BOWAHALD): mehrschichtig, d.h. primärerer Strauchbewuchs mit sekundärem (unterlagerndem) Gras-Krautbewuchs
- alle anderen Parameter analog Istzustand (s.o.)

Bewuchsvariante 3 (Gras-Kraut-Laubbaumbewuchs):

- maximale Wurzeltiefe (BOWAHALD) bzw. Tiefe der Verdunstungszone (HELP): 2,0 m (nach KÖSTLER, BRÜCKNER, BIBELRIETHER, 1968, LEHNARDT, BRECHTEL, 1980, BRECHTEL, 1984, KUTSCHERA, LICHTENEGGER, 1982, 1992, KONOLD, 1981, 1995, LEHNARDT, 1998, LFUG, 1999 und GDA, 2000 A, vgl. auch Tabellen 4 und 6 in den Abschnitten 3.3.4.4 und 3.3.4.5) unter der Voraussetzung, dass die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht 2,0 m beträgt (zuzüglich 0,5 m bereits vorhandene Abdeckung)
- Bereich der maximalen Wurzeldichte (BOWAHALD): 0,4 m

- maximaler Vegetationsbedeckungsgrad a bzw. Blattflächenindex BFI: $a = 98 \%$ (BOWAHALD) bzw. $BFI = 10,0$ (HELP, Umrechnung Bedeckungsgrad / Blattflächenindex s.o., Angaben zum Blattflächenindex für Laubbäume nach SCHROEDER, BERGER, 2004)
- Wuchsstadium (BOWAHALD): Altholz
- Bestandsaufbau (BOWAHALD): mehrschichtig, d.h. primärerer Baumbewuchs mit sekundärem (unterlagerndem) Gras-Krautbewuchs
- alle anderen Parameter analog Istzustand (s.o.)

Bewuchsvariante 4 (Gras-Kraut-Nadelbaumbewuchs):

- maximale Wurzeltiefe (BOWAHALD) bzw. Tiefe der Verdunstungszone (HELP), Bereich der maximalen Wurzeldichte, Wuchsstadium und Bestandsaufbau (BOWAHALD): wie Bewuchsvariante 3 (s.o.)
- maximaler Vegetationsbedeckungsgrad a bzw. Blattflächenindex BFI: $a = 99,8 \%$ (BOWAHALD) bzw. $BFI = 15,5$ (HELP, Angaben zum Blattflächenindex für Nadelbäume nach SCHROEDER, BERGER, 2004)
- alle anderen Parameter analog Istzustand (s.o.)

Pedologische Parameter:

Die pedologischen Parameter sind für jede Schicht des Ist- und Verwahrungszustandes entsprechend den Schichtenabfolgen (s. Abschnitt 7.4.2.2) vorzugeben. Für den Verwahrungszustand können hierfür vorliegende Informationen der Untersuchungen zu vorhandenen Rekultivierungsmaterialien (entsprechend Qualitätssicherungsplan, CDC, 2002) herangezogen werden. Die Parameteridentifikation sieht im Detail folgendermaßen aus:

Istzustand:

Im Istzustand ist als Oberflächensicherung lediglich eine im Mittel ca. 0,5 m (Plateaubereich: bis 2 m) mächtige Abdeckung vorhanden. Für das Abdecksubstrat liegen keine Angabe über wasserhaushaltlich relevante Parameter (k_f -Werte, Porositäten) vor. Nach HGC (2004) handelt es sich bei den eingebauten Substraten vorwiegend um tonig-sandige bis kiesige Lehme.

Nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA 4 (AG BODEN, 1994) können hierfür die Bodenarten Lts bis Ls4 zugeordnet werden. Ebenfalls nach AG BODEN (1994) ergeben sich für diese Bodenarten unter der Voraussetzung einer mittleren Lagerungsdichte (kann insbesondere in den oberen Bodenbereichen wegen der Durchwurzelung – vgl. HGC, 2004 – angenommen werden) die folgenden HELP- und BOWAHALD-relevanten pedologischen Parameter:

- k_f -Wert: $6,94 \cdot 10^{-7}$ (Lts) ... $1,62 \cdot 10^{-6}$ m/s (Ls4), Mittel: $1,16 \cdot 10^{-6}$ m/s
- Sättigungswassergehalt Θ_{SAT} : 39,5 (Ls4) ... 46,5 Vol.-% (Lts), Mittel: 43,0 Vol.-%
- Bereich der Feldkapazität Θ_{FC} (HELP): 22,5 (Ls4) ... 38,0 Vol.-% (Lts), Mittel: 30,3 Vol.-% (nach SCHROEDER, BERGER, 2004)
- Bereich der Feldkapazität Θ_{FC} (BOWAHALD): 31,5 (Ls4) ... 42,0 Vol.-% (Lts), Mittel: 36,8 Vol.-% (nach AG BODEN, 1994)
- permanenter Welkepunkt Θ_{PWP} : 15,5 (Ls4) ... 28,5 Vol.-% (Lts), Mittel: 22,0 Vol.-%

Die Unterschiede hinsichtlich der Feldkapazitäten ergeben sich aus der Tatsache, dass das Modell HELP die Feldkapazität entsprechend US-Norm für $pF = 2,5$ (330 hPa) benötigt, wogegen in BOWAHALD die Feldkapazität entsprechend deutscher Norm für $pF = 1,8$ (60 hPa) definiert ist (vgl. Abschnitte 7.2.4 und 7.3.3).

Legt man den ermittelten mittleren k_f -Wert von etwa $1,2 \cdot 10^{-6}$ m/s (s.o.) zugrunde, so ergibt sich die für die HELP-Oberflächenabflussmodellierung notwendige HELP-Bodenklasse 10: US-Bodenart SCL (nach USDA U.S. Department of Agriculture) bzw. SC (nach USCS Unified Soil Classification System).

Verwahrungszustand:

Entsprechend Schichtenaufbau (vgl. Abschnitt 7.4.2.2) sind insgesamt 3 Schichten zu parametrisieren: Rekultivierungsschicht (bestehend aus kulturfähigem Oberboden und mineralischem Unterboden) sowie die bereits vorhandenen Abdeckung.

Dabei sind umfangreiche Ergebnisse der Qualitätssicherung zum Erdstoffzwischenlager der Deponie aus Berichten zur Eigen- und Fremdüberwachung einbezogen worden (CDC, 2002).

Im Ergebnis der Analyse von über 20 Erdstoffproben, die als Rekultivierungsmaterial (kulturfähiger Oberboden und mineralischer Unterboden) verbaut werden sollen, sind folgende wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter ableitbar:

- mittlerer k_f -Wert: $1,14 \cdot 10^{-6}$ m/s
- nutzbare Feldkapazität: 20 Vol.-%

Auf Grundlage der k_f -Werte und nutzbaren Feldkapazitäten der untersuchten Substrate sind die modellrelevanten Wassergehalte Sättigungswassergehalt Θ_{SAT} , Bereich der Feldkapazität Θ_{FC} und permanenter Welkepunkt Θ_{PWP} abgeleitet worden (Ergebnisse der Einzelproben und hieraus abgeleitete Parameter → s. Anlage 17):

- Sättigungswassergehalt Θ_{SAT} : 38,3 Vol.-%
- Bereich der Feldkapazität Θ_{FC} (HELP): 28,0 Vol.-%
- Bereich der Feldkapazität Θ_{FC} (BOWAHALD): 32,9 Vol.-%
- permanenter Welkepunkt Θ_{PWP} : 12,9 Vol.-%

Die HELP-BOWAHALD-Unterschiede hinsichtlich der Feldkapazitäten ergeben sich aus den unterschiedlichen Definitionen (US-Norm, deutsche Norm, s.o.).

Legt man den ermittelten mittleren k_f -Wert von etwa $1,1 \cdot 10^{-6}$ m/s (s.o.) zugrunde, so ergibt sich für die HELP-Oberflächenabflussmodellierung analog dem Istzustand die HELP-Bodenklasse 10.

Die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht ist abhängig vom Bewuchs (s.o.):

- Bewuchsvarianten 1 und 2 (Gras-Kraut- / Gras-Kraut-Strauchbewuchs): 1,5 m
- Bewuchsvarianten 3 und 4 (Gras-Kraut-Laubbaum / -Nadelbaumbewuchs): 2,0 m

Die unterhalb der Rekultivierungsschicht liegende bereits vorhandene Abdeckung ist analog dem Istzustand parametrisiert worden (s.o.).

7.4.2.4. Meteorologische Daten

Als meteorologische Daten wurden tägliche Werte einer für den Standort angepassten Reihe, die die Jahre 1961 – 90 umfasst, verwendet. Die Reihe enthält alle für die HELP- bzw. BOWAHALD-Modellrechnungen notwendigen Klimaelemente (Tageswerte von Temperatur, Luftfeuchte, Globalstrahlung durch Umrechnung aus der Sonnenscheindauer nach Gleichung 65, Wind und Niederschlag). Die Niederschläge sind nach RICHTER (1995) korrigiert worden (s. auch Abschnitt 4.5.1). Die Tabelle 51 soll einen Überblick über die Mittelwerte aller meteorologischen Größen geben.

Tabelle 51: Langjährige Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Reihe 1961 - 90)

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
T	-2,4	-1,8	1,2	5,3	10,3	13,5	15,1	14,8	11,7	7,7	2,5	-0,9	6,4
RLF	86	85	80	77	74	75	76	77	80	82	87	88	81
SSD	56	72	115	139	170	168	170	174	146	123	57	48	1438
v ₂	4,8	4,1	4,4	3,1	2,6	2,8	2,9	3,0	3,3	3,7	4,0	4,8	3,6
P	31	33	39	57	70	86	73	79	52	41	43	44	649
P _K	38	40	46	64	75	92	78	84	56	45	50	52	720

T - Temperatur [°C]

SSD - Sonnenscheindauer [h]

P - unkorrigierter Niederschlag [mm]

RLF - Relative Luftfeuchte [%]

v₂ - Windgeschwindigkeit [m/s] in 2 m Höhe

P_K - korrigierter Niederschlag [mm]

In HELP sind im Gegensatz zu BOWAHALD primär keine expositions- und hangneigungsabhängigen Verdunstungswerte berechenbar (vgl. Abschnitte 4.5.8.3, 7.2.3 und 7.3.1). Der Einfluss von Exposition und Hangneigung ist dennoch erfassbar. Hierzu sind die an einem ebenen Standort gemessenen Globalstrahlungswerte zu modifizieren. In MARKWARDT (1990) und BERGER (1998) werden entsprechende Ansätze bezüglich einer solchen Modifikation vorgestellt und diskutiert. Die Untersuchungen basieren auf einer 2-jährigen meteorologischen Reihe von Berlin (MARKWARDT, 1990) bzw. einer 7-jährigen meteorologischen Reihe von Hamburg-Sasel (BERGER, 1998). Beide Autoren kommen zu sehr ähnlichen Aussagen. Wegen der Längerjährigkeit der Daten wurde auf die Ergebnisse von BERGER (1998) zurückgegriffen.

Nach BERGER (1998) sind die für Hamburg-Sasel gewonnenen Korrekturfaktoren in guter Näherung bundesweit auf andere Standorte übertragbar.

Die Anlage 18 enthält eine Übersicht zu den expositions- und hangneigungsabhängigen Korrekturen der mittleren monatlichen Tagessummen der Globalstrahlung im Vergleich zur Ebene. Auf Grundlage der in der Anlage 18 angegebenen Korrekturwerte erfolgte für jedes der 9 Hydrotöpfe eine expositionsabhängige Umrechnung der Globalstrahlungswerte.

Auf Grundlage der 30-jährigen Reihe mit den Tageswerten sind auch die für die HELP-Modellierung notwendigen gemittelten Klimawerte berechnet worden:

- Jahresmittel der Windgeschwindigkeit in 2 m: 3,64 m/s = 13,1 km/h
- Quartalsmittel der relativen Luftfeuchte:
 1. Quartal: 83,6 %
 2. Quartal: 75,4 %
 3. Quartal: 77,6 %
 4. Quartal: 85,9 %

7.4.2.5. Simulationsergebnisse für den Istzustand (vorhandene Oberflächenabdeckung)

Die Tabelle 52 enthält eine Übersicht über die simulierten langjährig mittleren Bilanzen für die einzelnen Hydrotöpfe und die Gesamtdeponie im Istzustand. Eine Zusammenstellung aller Wasserhaushaltsgrößen ist in den Anlagen 19 (HELP) und 20 (BOWAHALD) enthalten.

Tabelle 52: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für die Deponie im Istzustand

	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RH [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]
Hydrotop 1	720 720	413 444	40 20	0 0	266 255	0 0
Hydrotop 2	720 720	413 444	39 20	0 0	267 256	0 0
Hydrotop 3	720 720	415 437	41 5	0 0	263 278	0 0
Hydrotop 4	720 720	413 441	39 20	0 0	267 259	0 0
Hydrotop 5	720 720	415 437	42 6	0 0	263 277	0 0
Hydrotop 6	720 720	402 378	46 22	0 0	271 319	0 0
Hydrotop 7	720 720	423 473	35 20	0 0	262 226	0 0
Hydrotop 8	720 720	422 480	35 19	0 0	263 221	0 0
Hydrotop 9	720 720	414 437	33 6	0 0	271 277	0 0
Gesamte Deponie	720 720	414 437	37 14	0 0	267 269	0 0

rot: HELP blau: BOWAHALD

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Folgende Aussagen lassen sich auf Grundlage der Modellergebnisse bezüglich des wasserhaushaltlichen Verhaltens der Deponie Schneidenbach für den Istzustand ableiten:

Von den im langjährigen Mittel ca. 720 mm/a auf die bereits vorhandene Abdeckung fallenden Niederschlag verdunstet der überwiegende Teil (ca. 55 – 60 % des Niederschlages, etwa 400 – 450 mm/a). Der Rest wird in Abfluss transformiert, wobei der Oberflächenabfluss lediglich eine untergeordnete Rolle spielt. Wegen des Fehlens einer stauenden Schicht innerhalb der bereits vorhandenen Abdeckung entsteht kein hypodermischer Abfluss. Etwa 35 – 40 % des Niederschlagswassers durchsickert die Abdeckung und gelangt in den Deponiekörper (ca. 250 – 300 mm/a).

Hinsichtlich der Modellergebnisse zeigen sich folgende Gemeinsamkeiten/Unterschiede im Vergleich der beiden Modelle:

- Der größte Unterschied wird in der Modellierung des Oberflächenabflusses sichtbar. Die mittels BOWAHALD simulierten Oberflächenabflüsse sind nur halb so groß wie die des HELP-Modells. Ferner fällt auf (vgl. Abbildung 97), dass die Zeiträume, in denen sich hauptsächlich Oberflächenabflüsse bilden, verschieden sind. BOWAHALD liefert Oberflächenabflüsse vorrangig im Ergebnis sommerlicher Starkregereignisse, HELP dagegen hauptsächlich im Zusammenhang mit der Schneeschmelze. Verursacht wird dieses Verhalten maßgeblich dadurch, dass das HELP-Modell im Gegensatz zu BOWAHALD in der Lage ist, die Oberflächenabflussbildung auf gefrorenem Boden zu erfassen (vgl. Abschnitte 7.2.3 und 7.3.1). Als realistischer bezüglich der Oberflächenabflussmodellierung kann folglich das HELP-Ergebnis angesehen werden. Diese Ergebnisse decken sich mit früheren Modellvergleichen (s. Abschnitt 7.4.1).
- Das Mehr an Oberflächenabfluss des HELP-Modells im Vergleich zu BOWAHALD führt zu einer geringeren Infiltrationsmenge und folglich zu einer Verringerung der Bodenfeuchte, die der Verdunstung zur Verfügung steht. Das Mehr an HELP-Oberflächenabfluss wird durch ein Weniger an HELP-Verdunstung im Vergleich zu BOWAHALD wieder ausgeglichen (s. Tabelle 52).

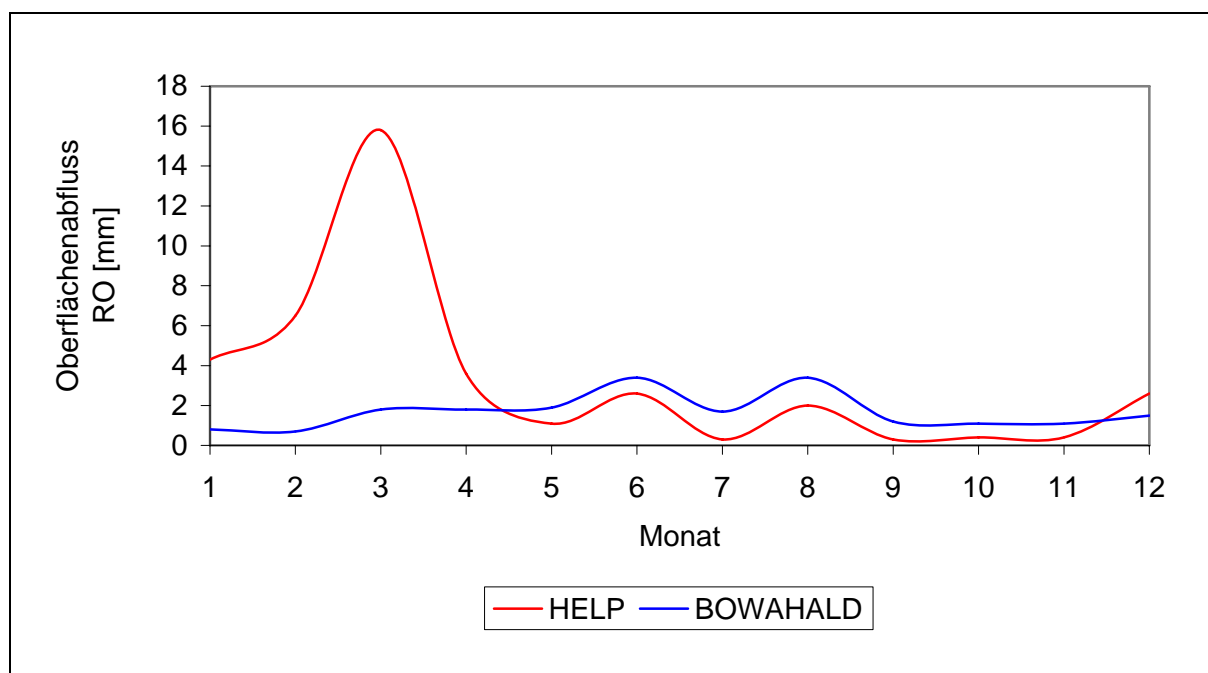


Abb. 97: *HELP-BOWAHALD-Ergebnisvergleich bezüglich Oberflächenabfluss im Istzustand (beispielhaft für Hydrotop 1 – westexponiert)*

- Die innerjährlichen Gänge der Verdunstung sind ähnlich (s. Abbildung 98) und lassen die gleichen Tendenzen erkennen, die bereits im Abschnitt 7.4.1.3 diskutiert wurden.

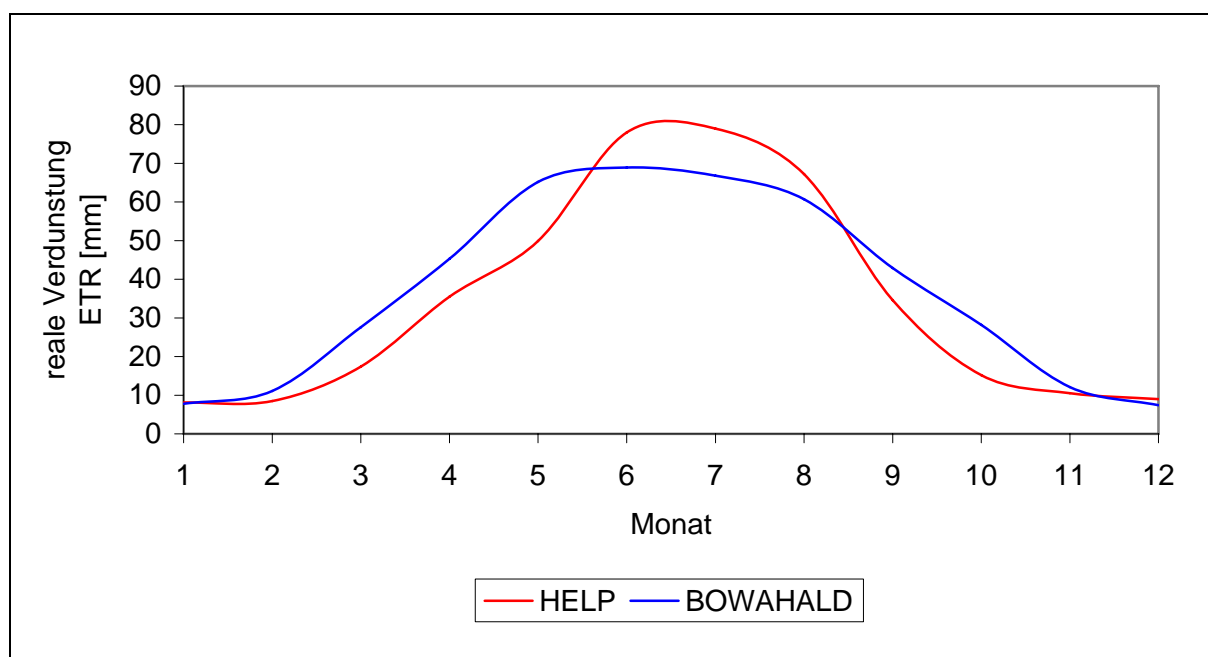


Abb. 98: *HELP-BOWAHALD-Ergebnisvergleich bezüglich der realen Verdunstung im Istzustand (beispielhaft für Hydrotop 1 – westexponiert)*

- Im Ergebnis der Wirkungen von Oberflächenabfluss und realer Verdunstung ergeben sich für beide Modelle fast identische Sickerwassermengen an der Basis der bereits vorhandenen Abdeckung (s. Tabelle 52). Auch hinsichtlich des mittlere innerjährlichen Ganges der Sickerwassermengen zeigt sich eine gute Übereinstimmung (vgl. Abbildung 99).

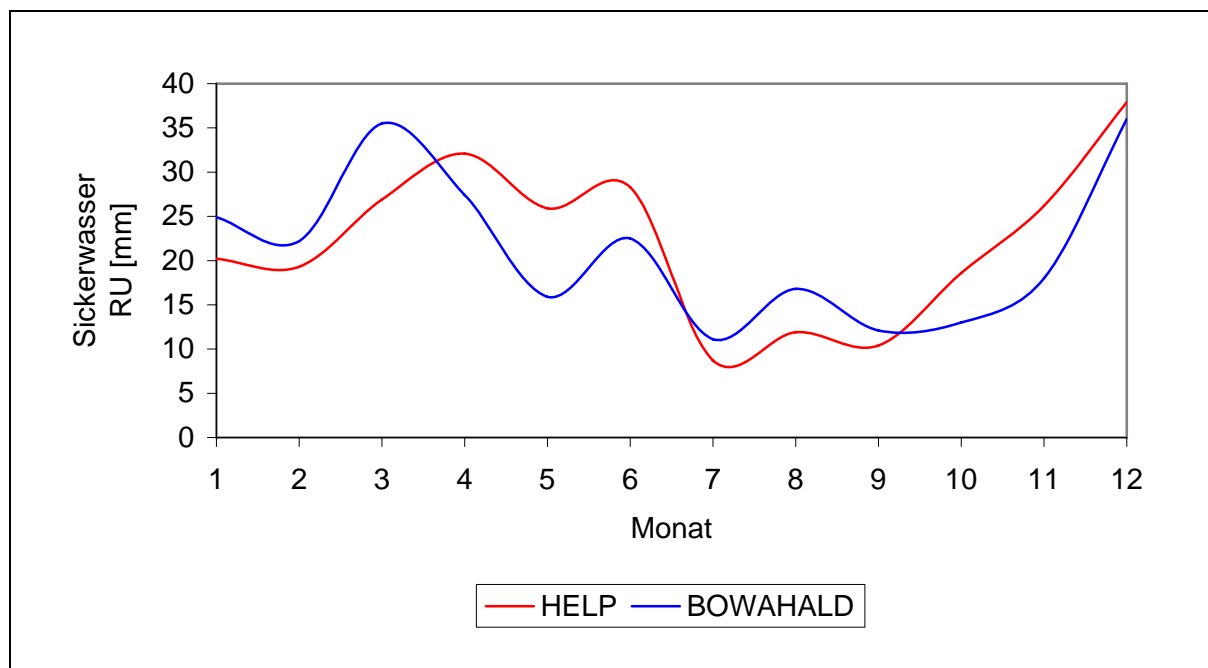


Abb. 99: *HELP-BOWAHALD-Ergebnisvergleich bezüglich der Sickerwassermengen an der Basis der vorhandenen Abdeckung im Istzustand (beispielhaft für Hydrotop 1 – westexponiert)*

7.4.2.6. Simulationsergebnisse für die Verwahrungsvarianten

Die Tabelle 53 enthält eine Übersicht über die simulierten langjährig mittleren Wasserbilanzen der Gesamtdeponie für die 4 Bewuchsvarianten im Verwahrungszustand (Parametrisierung im Detail → vgl. Abschnitt 7.4.2.3).

- Bewuchsvariante 1 (Gras-Krautbewuchs)
- Bewuchsvariante 2 (Gras-Kraut-Strauchbewuchs)
- Bewuchsvariante 3 (Gras-Kraut-Laubbaumbewuchs)
- Bewuchsvariante 4 (Gras-Kraut-Nadelbaumbewuchs)

Tabelle 53: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für die Deponie Schneidenbach im Verwahrungszustand für die insgesamt 4 Bewuchsvarianten

Variante	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RH [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]
1	720 720	467 472	31 16	0 0	221 231	1 0
2	720 720	490 511	30 5	0 0	200 204	1 0
3	720 720	505 542	21 1	0 0	193 178	1 0
4	720 720	515 571	20 0	0 0	183 149	1 0

rot: HELP blau: BOWAHALD

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Verglichen mit dem Istzustand (vgl. Abschnitt 7.4.2.5) verbessert sich durch das Aufbringen einer zusätzlichen Wasserhaushaltsschicht das wasserhaushaltliche Verhalten der Oberflächensicherung durch eine z.T. spürbare Zunahme der Verdunstung und folglich durch einen Rückgang der Restdurchsickerung an der Basis des Sicherungssystems. Setzt man den Istzustand gleich 100 %, so ergeben sich die in der Tabelle 54 aufgeführten Änderungen der wasserhaushaltlich relevanten Größen.

Tabelle 54: Prozentuale Änderungen der relevanten Wasserhaushaltsgrößen im Verwahrungszustand im Vergleich zum Istzustand für die insgesamt 4 Bewuchsvarianten (Istzustand = 100 %)

Variante	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]
1	113 108	82 117	82 86
2	118 117	81 34	75 76
3	122 124	55 4	72 66
4	124 131	55 0	68 56

rot: HELP blau: BOWAHALD

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Bezüglich des HELP-BOWAHALD-Ergebnisvergleichs kann folgendes angemerkt werden:

Die Ergebnisse zeigen bezüglich der Verdunstungs- und Restdurchsickerungsmengen (s. insbesondere Tabelle 53) für die Bewuchsvariante 1 (Grasbewuchs bei 1,5 m zusätzlicher Rekultivierungsschicht) eine gute Ergebnisübereinstimmung. Durch eine 1,5 m mächtige zusätzliche Rekultivierungsschicht ist die Restdurchsickerung um etwa 15 – 20 % gegenüber dem Istzustand (vgl. Abschnitt 7.4.2.5) reduzierbar.

Auch für die Variante 2 (Gras-Strauchbewuchs bei 1,5 m zusätzlicher Rekultivierungsschicht) ist die Ergebnisübereinstimmung zwischen beiden Modellen gut. Die Restdurchsickerung vermindert sich gegenüber dem Istzustand um etwa 25 %. Für die Variante 3 (Gras-Laubbaumbewuchs bei 2,0 m zusätzlicher Rekultivierungsschicht) werden zunehmende Unterschiede hinsichtlich der Simulationsergebnisse deutlich. Die mittels HELP modellierten Verdunstungswerte bleiben hinter denen des Modells BOWAHALD zurück (s. Tabelle 53). Im Gegenzug erhöhen sich beim HELP-Modell gegenüber BOWAHALD die Restdurchsickerungsmengen.

Noch deutlicher werden diese Unterschiede im Falle der Variante 4 (Gras-Nadelbaumbewuchs bei 2,0 m zusätzlicher Rekultivierungsschicht). Hierzu muss vermerkt werden, dass nach BERGER (1998) sowie SCHROEDER, BERGER (2002, 2004) das HELP-Modell primär für Grasbewuchs entwickelt wurde und dass höherer Bewuchs ausschließlich durch Änderungen des Blattflächenindex und der Bewuchstüppigkeit (letzteres nur bezüglich der Kurvenzahl bei der Berechnung des Oberflächenabflusses) näherungsweise möglich ist. Die Ergebnisse unterstreichen dies.

Beim Modell BOWAHALD ist höherer Bewuchs (insbesondere Baumbewuchs) detaillierter erfassbar (s. Abschnitte 4.5.2 und 4.5.8). Dies betrifft vor allem die verdunstungsrelevanten Parameter, wie die Interzeptionsspeicherkapazität, den Bestandskoeffizienten zum bewuchsabhängigen Abgleich der potenziellen (Gras-Referenz-) Verdunstung sowie die bewuchsvariablen Entzugs-Dichte-Funktionen. Für die Varianten 3 und 4 (mit Laub- bzw. Nadelbaumbewuchs) sind die mittels BOWAHALD simulierten Wasserhaushaltsgrößen folglich als realistischer einzuschätzen.

Trotz der generellen Verbesserung der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit der Oberflächensicherung im Verwahrungszustand sind dem Oberflächensicherungssystem mit zusätzlicher Rekultivierungsschicht (Wasserhaushaltsschicht), das im wesentlichen auf dem Verdunstungsprinzip beruht, Grenzen gesetzt. Auch bei optimalem Bewuchs und hierdurch maximierter realer Verdunstung treten unter den gegebenen klimatischen Bedingungen (mehr als 700 mm mittlerer korrigierter Jahresniederschlag) im Verwahrungszustand langjährig mittlere Restdurchsickerungsmengen von ca. 150 mm/a auf.

8. BOWAHALD-Anwendungsbeispiele

8.1. Übersicht über Modellanwendungen

Im Abschnitt 3.5 sind die wesentlichen Anwendungsgebiete von Wasserhaushaltsmodellen im Zusammenhang mit Oberflächensicherungssystemen von Deponien und Halden genannt und diskutiert worden. Im folgenden sollen ausgewählte Beispiele für die Anwendung des Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodells BOWAHALD einschließlich der Erweiterungsmodule ROHALDEP und DRAINAGE für den Starkregenfall (vgl. Abschnitte 4 und 5) erläutert werden.

Insgesamt gestaltet sich eine Aussage darüber schwierig, wie häufig das Modell BOWAHALD bislang für deponie-/haldenrelevante Aufgaben angewendet worden ist. Zumindest zwei Dinge sind in diesem Zusammenhang quantifizierbar:

- die Zahl der vergebenen Nutzungslizenzen und
- die Anzahl der Modellanwendungen durch den Autor.

Die Abbildung 100 soll einen Überblick über die bislang vergebenen BOWAHALD-Nutzungslizenzen geben. Die Anlage 21 enthält diesbezüglich eine detaillierte Auflistung.

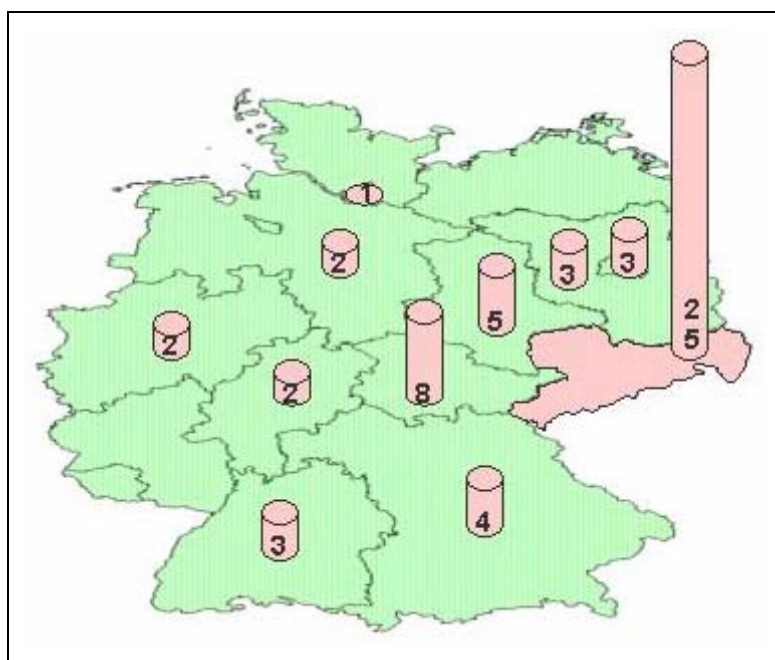


Abb. 100:

Zahl BOWAHALD-Nutzungslizenzen (Stand: März 2006)

Wie der Abbildung 100 entnehmbar ist, sind von den bislang 58 in Deutschland vergebenen Nutzungslizenzen knapp die Hälfte (43 %) sächsischen Nutzern erteilt worden. Ins Ausland ist bisher nur eine Nutzungslizenz gegangen (Joanneum Research Graz, Österreich). Auch der Schwerpunkt der Modellanwendungen liegt in Sachsen. Dies ist mit Sicherheit nicht zuletzt darauf zurückzuführen, dass das Modell BOWAHALD durch das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft sowie das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie bezüglich einer Anwendungen für Wasserhaushaltsbetrachtungen in Sachsen als Alternative zum HELP-Modell empfohlen ist (SMUL, 1999, LFUG, 1999).

In der Abbildung 101 sind die wesentlichen Aufgabengruppen dargestellt, die seitens des Autors in den letzten 15 Jahren unter Anwendung des Modells BOWAHALD behandelt worden sind.

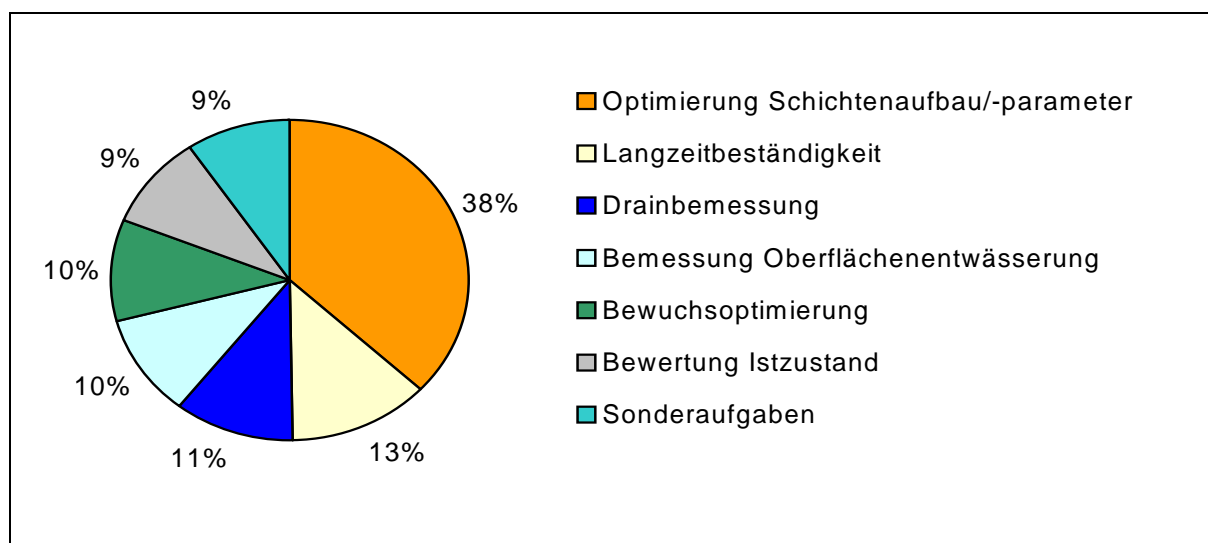


Abb. 101: Anwendungsgebiete des Modells BOWAHALD

Die Aufgabengruppen umfassen (s. auch Abbildung 101):

- die Optimierung von Oberflächensicherungssystemen (Schichtenaufbau, Schichtparametrisierung) hinsichtlich des langjährigen wasserhaushaltlichen Verhaltens zum Erreichen von Planungszielvorgaben
- die Abschätzung der langfristigen hydrologischen Wirksamkeit von Oberflächensicherungssystemen (Austrocknung von Rekultivierungsschichten, Trockenstress für den Bewuchs)

- die Bemessung von Drainelementen für den Starkregenfall
- die Bemessung von oberirdischen Entwässerungseinrichtungen
- eine Optimierung des Bewuchses entsprechend den Standortbedingungen
- Untersuchungen zur wasserhaushaltlichen Wirksamkeit einer bereits gesicherten Deponie
- Sonderaufgaben (u.a. Modellkalibrierungen, Gleichwertigkeitsnachweise, sonstiges)

In den folgenden Abschnitten sollen Beispiele für ausgewählte Anwendungsgebiete des Modells BOWAHALD aufgezeigt werden.

8.2. Anwendungsfall Schicht- und Bewuchsoptimierung

8.2.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels

Im Zusammenhang mit notwendigen Planungsarbeiten für die Deponie Borsdorf bei Leipzig (DUNGER, 2005 B) war zu prüfen, unter welchen Voraussetzungen (Abdeckmächtigkeit, pedologische Eigenschaften der Abdeckmaterialien, Bewuchsart) eine Begrenzung der langjährig mittleren Restdurchsickerung auf etwa 100 mm/a (Modellwert: maximal 110 mm/a) durch ein nach Sächsischer Altlastenmethodik (SMUL, 1999) als qualifizierte Abdeckung zu charakterisierendes Oberflächensicherungssystem möglich ist.

Von Interesse ist ferner die Spannweite der Restdurchsickerung, hervorgerufen durch über- bzw. unterdurchschnittliche Witterungsbedingungen (Nass- und Trockenjahre).

8.2.2. Horizontaldiskretisierung - Hydrotopeninteilung

Für eine verlässliche Deponiewasserhaushaltsmodellierung ist eine Horizontaldiskretisierung in Hydrotopen (Flächen mit gleichen hydrologischen Eigenschaften, vgl. Abschnitt 4.4) notwendig. Bei der Hydrotopeninteilung sollen vor allem Unterschiede hinsichtlich der Exposition (Ausrichtung), der Hangneigungen und Hanglängen sowie in Bezug auf den derzeit favorisierten Bewuchs berücksichtigt werden. Im konkreten Anwendungsfall ist eine Untergliederung der Deponie in insgesamt 8 Hydrotopen erfolgt (s. Tabelle 55 und Anlage 22).

Tabelle 55: Hydrotopeninteilung der Deponie Borsdorf

Hydrotop	Exposition	Hangneigung [%]	Mittlere Hanglänge [m]	Favorisierter Bewuchs
1	Nordost	5 - 10	30	Gras-Kraut
2	Süd	5 - 10	25	Gras-Kraut
3	Südwest	5 - 10	30	Gras-Kraut
4	West	5 - 10	20	Gras-Kraut
5	Nordost	33	15	Gras-Kraut-Strauch
6	Süd	33	15	Gras-Kraut-Strauch
7	Südwest	33	20	Gras-Kraut
8	West	33	25	Gras-Kraut-Strauch

8.2.3. Vertikaldiskretisierung

Die Vertikaldiskretisierung resultiert aus der vertikalen Schichtenabfolge der Oberflächen-sicherung (qualifizierte Abdeckung, Schichten von oben nach unten):

Schichtenabfolge 1 (für alle Hydrotopen mit einem Gras-Krautbewuchs, vgl. Tabelle 55, Lage s. Anlage 22, betrifft die Hydrotopen 1 – 4 und 7):

- 0,2 m Oberboden (zu erhöhen auf maximal 0,3 m, falls es hierfür aus wasserhaushaltlicher Sicht eine Veranlassung gibt, hinsichtlich der wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter zu optimieren)
- 0,5 m Unterboden (bei Veranlassung zu erhöhen auf maximal 0,7 m, hinsichtlich der wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter zu optimieren)
- 0,3 m Ausgleichsschicht (bei Veranlassung zu erhöhen auf maximal 0,5 m)

Schichtenabfolge 2 (für alle Hydrotopen mit einem Gras-Kraut-Strauchbewuchs, vgl. Tabelle 55, Lage s. Anlage 22, betrifft die Hydrotopen 5, 6 und 8):

- Schichtenabfolge analog Gras-Krautbewuchs (s.o.)
- Schichtmächtigkeit Oberboden: 0,3 m
- Schichtmächtigkeit Unterboden: 0,7 m (bei Veranlassung zu erhöhen auf 1,2 m)
- Schichtmächtigkeit Ausgleichsschicht: 0,5 m
- Ober- und Unterboden hinsichtlich der wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter zu optimieren

8.2.4. Modellparameter

Geographisch-morphologische Parameter:

Der Deponiestandort ist 51°, 21' n. Br. (NAU, 1959) in einer Höhenlage von ca. 123 – 132 m NN gelegen. Die Hangneigungen und Hanglängen sind hydrotopabhängig (vgl. Tabelle 55).

Bewuchsparameter:

Gras-Krautbewuchs (Hydrotope 1 – 4 und 7):

Es wurde von einem normal entwickelten Gras-Krautbewuchs (Vegetationsbedeckungsgrad: 90 %) ausgegangen. Die maximale Wurzeltiefe wurde entsprechend der Abdeckmächtigkeit angenommen, d.h. je nach Schichtmächtigkeiten der Abdeckung (s.o.) mit 1,0 m bis 1,5 m. Der Bereich der maximalen Wurzeldichte kann oberflächennah (ca. 0,2 m unter GOK) angenommen werden.

Gras-Kraut-Strauchbewuchs (Hydrotope 5, 6 und 8):

Für alle Hydrotope mit einem Gras-Kraut-Strauchbewuchs ist analog der Hydrotope mit Gras-Krautbewuchs eine normale Bewuchsentwicklung (Vegetationsbedeckungsgrad: ebenfalls 90 %) angenommen worden. Wegen der allgemeinen im Vergleich zu einem Gras-Krautbewuchs tiefer wurzelnden Sträucher sind den Modellrechnungen eine maximale Wurzeltiefe von 1,5 m bzw. 2,0 m (entsprechend Abdeckmächtigkeiten) und ein Bereich der maximalen Wurzeldichte von 0,3 m zugrunde gelegt worden. Ferner wurde von einem mehrschichtigen Bestandsaufbau, d.h. von einem primärerem Strauchbewuchs (Anteil mindestens 50 %) mit sekundärem (unterlagerndem) Gras-Krautbewuchs, ausgegangen.

Pedologische Parameter:

Die pedologischen Parameter sind für jede Schicht des Planungszustandes entsprechend den Schichtenabfolgen (s. Abschnitt 8.2.3) vorzugeben. Die Parameteridentifikation sieht im Detail folgendermaßen aus:

a) Oberboden:

Vorgegeben waren die Bodengruppen 4 bzw. 6 nach DIN 18915 (1990). Entsprechend dieser Vorgabe können die pedologischen Parameter bezüglich Wassertransporteigenschaften (k_f -Werte) und –speichereigenschaften (Porositäten, insbesondere nutzbare Feldkapazitäten, vgl. Abschnitt 3.3.5.2) abgeleitet werden:

- $k_f = 1 \cdot 10^{-5} \dots 5 \cdot 10^{-6}$ m/s, d.h. in etwa Bodengruppe 4 entsprechend, Modellwert: $1 \cdot 10^{-5}$ m/s (konservativ)
- $k_f = 1 \cdot 10^{-6} \dots 1 \cdot 10^{-7}$ m/s, d.h. in etwa Bodengruppe 6 entsprechend, Modellwerte: $1 \cdot 10^{-6}$ und $1 \cdot 10^{-7}$ m/s ($1 \cdot 10^{-7}$ m/s als unterer Grenzwert, jedoch mit Bodengruppe 6 kaum noch erreichbar)
- nFK = 10 Vol.-% (gering) und 15 Vol.-% (mittel), d.h. in etwa Bodengruppe 4 (z.B. Bodenarten Su2, Sl2) entsprechend, Modellwerte: 10 und 15 Vol.-%
- nFK = 20 Vol.-% (hoch) und 25 Vol.-% (sehr hoch), d.h. in etwa Bodengruppe 6 (z.B. Bodenarten Slu, Su3, Su4) entsprechend, Modellwerte: 20 und 25 Vol.-%

Für den Oberboden ist von einem mittleren Humusgehalt ausgegangen worden. Entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) entspricht dies einem Humusgehalt von 2 – 15 % (Modellwert: 2 %, d.h. im Rahmen der Modellierung eher konservativ angesetzt).

Die Tabelle 56 soll einen Überblick über die Parametervariationen für den Oberboden geben (die im übrigen auch Anwendung für den Unterboden finden, s.u.). Im Rahmen der Wasserhaushaltsuntersuchungen zu prüfen war, mit welchen Substratparametern ein langjähriges Mittel der Restdurchsickerung von maximal ca. 100 mm/a erreichbar ist.

Tabelle 56: Variationen der pedologischen Parameter von Ober- und Unterboden

Variation	Θ_s [Vol.-%]	Θ_{FC} [Vol.-%]	Θ_{WP} [Vol.-%]	n_e [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]	Speicher- eigenschaft
1	35	20	10	15	10	gering
2	40	25	10	15	15	mittel
3	45	35	15	10	20	gut
4	45	40	15	5	25	sehr gut

(Bedeutung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis)

b) Unterboden:

Alle pedologischen Parameter mit Ausnahme des Humusgehalts entsprechen dem Oberboden (Parametervariationen → s. Tabelle 56). Wegen möglicher Faulprozesse (vgl. Abschnitt 3.3.5.2) ist ein Humusgehalt im Unterboden unerwünscht. Es wurde für die Modellierung folglich von 0 % Humusgehalt ausgegangen.

c) Ausgleichsschicht

Eine Ausgleichsschicht sollte in Bezug auf die Wassertransport- und -speichereigenschaften möglichst unauffällig sein. Für die Modellierung angesetzt wurde ein k_f -Wert von $1 \cdot 10^{-5}$ m/s (wasserhaushaltlich neutral, d.h. weder stark drainierend noch stauend). Darauf abgestimmt ist von folgenden Porositätsparametern ausgegangen worden (nach AG BODEN, 1994 sowie BUSCH U.A., 1993):

- Sättigungswassergehalt (pF 0): $\Theta_{SAT} = 33$ Vol.-%
- Feldkapazität (pF 1,8): $\Theta_{FC} = 20$ Vol.-%
- permanenter Welkepunkt (pF 4,2): $\Theta_{PWP} = 8$ Vol.-%

8.2.5. Meteorologische Daten

Verwendet wurden monatliche Niederschlagswerte der Niederschlagsmessstationen Naunhof und Brandis, die sich in weniger als 10 km Entfernung vom Deponiestandort befinden. Bezüglich Daten zur Temperatur, Luftfeuchte und Sonnenscheindauer wurde auf die nächstgelegenen Stationen Leipzig-Mockau und Leipzig-Schkeuditz zurückgegriffen. Verwendet wurde der entsprechend WMO (vgl. HAD, 2000) empfohlene 30-jährige Bezugszeitraum 1961 bis 1990.

Die Tabelle 57 soll einen Überblick über die Mittelwerte der o.g. Größen geben. In der Tabelle 57 sind die Niederschlagswerte mit einem Faktor von 10 % messfehlerkorrigiert.

Die Verwendung von monatlichen Werten macht wegen der Notwendigkeit einer möglichst prozessnahen Wasserhaushaltsmodellierung eine modellinterne Synthetisierung von Tages-

niederschlagshöhen notwendig (vgl. Abschnitt 4.5.1). Mittels des Modells BOWAHALD sind die in der Tabelle 58 aufgeführten Normalwerte der langjährigen mittleren Niederschlagsverteilung synthetisiert worden. Zum Vergleich sind ferner die Messwerte der Niederschlagsverteilung aufgelistet (Quelle: Jährliche Witterungsberichte des MD der ehem. DDR). Die Güte der Synthetisierung kann als sehr gut bezeichnet werden.

Tabelle 57: Langjährige Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Stationen Leipzig-Mockau, Leipzig-Schkeuditz und Brandis, Reihe 1961 - 90)

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
T	-0,4	0,4	3,8	8,0	12,9	16,2	17,9	17,6	14,0	9,6	4,5	1,1	8,8
RLF	86	85	80	75	73	73	72	72	78	83	85	87	79
SSD	46	65	106	149	198	200	204	194	140	110	53	36	1499
P _K	42	39	45	59	61	77	61	72	58	44	48	51	657

T - Temperatur [°C] RLF - Relative Luftfeuchte [%] SSD - Sonnenscheindauer [h] P_K - Niederschlag [mm]

Tabelle 58: BOWAHALD-synthetisierte und gemessene Niederschlagsverteilungen

	Synthese	Messung
Jahressumme des unkorrigierten Niederschlages [mm/a]	597,4	597,4
Mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssumme [mm/d]	38,4	38,4
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen 0,1 mm/d []	157,0	155,3
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen 1,0 mm/d []	113,6	113,2
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlägen 10,0 mm/d []	12,2	13,1

In Bezug auf die Modellierung des Wasserhaushaltes für Nass- und Trockenjahre ist zu beachten, dass Nassjahr nicht gleich Nassjahr ist und Trockenjahr nicht gleich Trockenjahr. Es ist vielmehr entscheidend, für welches Wiederkehrintervall die Untersuchungen durchgeführt werden, d.h. ob für ein normales (d.h. statistisch relativ häufig auftretendes) Trocken- bzw. Nassjahr oder für ein extremes (sehr selten auftretendes) Trocken- bzw. Nassjahr. Für das zu betrachtende Untersuchungsobjekt wurden jeweils 2 Wiederkehrintervalle T gewählt: T = 5 a (normales Nass- bzw. Trockenjahr) und T = 50 a (extremes Nass- bzw. Trockenjahr).

Zur Ermittlung der Niederschlagsmengen in Abhängigkeit vom Wiederkehrintervall sind extremwertstatistische Untersuchungen notwendig, wofür eine langjährige Niederschlagsreihe (mehrere Jahrzehnte) benötigt wird, um ein statistisch abgesichertes Ergebnis zu erhalten. Die 30-jährige Niederschlagsdatenreihe (1961 - 90) kann hierfür (für Wiederkehrintervalle bis ca. 50 Jahre) als ausreichend angesehen werden.

Im folgenden ist die Gesamtreihe 1961 - 90 bezüglich der Jahresniederschlagssummen extremwertstatistisch untersucht worden. Ziel war es, die Jahre der Beobachtungsreihe heraus zu filtern, die o.g. Wiederkehrintervalle repräsentieren. In der Tabelle 59 sind die entsprechenden Primärdaten für die statistischen Untersuchungen zusammengefasst.

Tabelle 59: Primärdaten für die statistischen Untersuchungen zu Nass- und Trockenjahren

Jahr	P (unkorrigierter MD-Wert) [mm/a]	P _K (Faktor: 1,1) [mm/a]
1961	633	696
1962	524	576
1963	461	507
1964	437	481
1965	800	880
1966	817	899
1967	682	750
1968	682	750
1969	707	778
1970	770	847
1971	556	612
1972	538	592
1973	527	580
1974	609	670
1975	589	648
1976	351	386
1977	640	704
1978	623	685
1979	581	639
1980	685	754
1981	684	752
1982	458	504
1983	662	728
1984	549	604
1985	455	501
1986	580	638
1987	643	707
1988	512	563
1989	575	633
1990	591	650

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

An die Jahresniederschlagssummen angepasst wurde eine Extremwertverteilungsfunktion vom Typ I (EI). Mittels Momentenmethode (s. z.B. DYCK, PESCHKE, 1995) ergaben sich für die Nass- bzw. Trockenjahre folgende Jahresniederschlagssummen:

- normales Nassjahr, 5 Jahre Wiederkehrintervall: $P(N5) = 743 \text{ mm/a}$
- extremes Nassjahr, 50 Jahre Wiederkehrintervall: $P(N50) = 967 \text{ mm/a}$
- normales Trockenjahr, 5 Jahre Wiederkehrintervall: $P(T5) = 571 \text{ mm/a}$
- extremes Trockenjahr, 50 Jahre Wiederkehrintervall: $P(T50) = 348 \text{ mm/a}$

Wie sich beim Vergleich der ermittelten Werte $P(T)$ mit den in der Tabelle 59 aufgeführten korrigierten Jahresniederschlägen ableiten lässt, kann das hydrologische Jahr 1967 (Jahresniederschlagssumme: $P = 750 \text{ mm/a}$) als normales Nassjahr angesehen werden. Das Jahr 1962 ($P = 576 \text{ mm/a}$) entspricht in etwa einem normalen Trockenjahr.

Extreme Nass- bzw. Trockenjahre mit einem Wiederkehrintervall von 50 Jahren sind in der Beobachtungsreihe nicht existent (vgl. Tabelle 59). Derart hohe bzw. geringe Jahresniederschlagssummen sind im Beobachtungszeitraum nicht aufgetreten. Jedoch lassen sich solche Jahre näherungsweise synthetisieren. Im Falle des extremen Nassjahres sind alle Monatswerte des Jahres 1966 ($P = 899 \text{ mm/a}$, nassestes Jahr der Reihe) mit einem konstanten Faktor 1,075 multipliziert (um 7,5 % erhöht) werden. Analog ist beim Trockenjahr vorgegangen worden.

Bezüglich der Modellergebnisse zum Schwankungsverhalten des langjährigen Deponiewasserhaushaltes sind die Jahre 1966 und 1967 (Nassjahre) sowie 1962 und 1976 (Trockenjahre) mit besonderem Interesse betrachtet worden.

8.2.6. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation

8.2.6.1. Optimierungsrechnungen

Alle Optimierungsrechnungen zum wasserhaushaltlichen Verhalten wurden in folgender Art und Weise realisiert:

- Variantenvoruntersuchungen entsprechend der variablen pedologischen und Bewuchsparameter (vgl. Abschnitt 8.2.4) zunächst für jeweils ein ausgewähltes repräsentatives Hydrotop mit Grasbewuchs (gewählt: Hydrotop 4 = Westexposition, Plateau) bzw. Gras-Strauchbewuchs (gewählt: Hydrotop 8 = Westexposition, Böschung). Die Hydrotope 4 und 8 entsprechen in etwa dem mittleren wasserhaushaltlichen Verhalten der Plateau- bzw. Böschungsf lächen.
- Prüfung hinsichtlich der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen (insbesondere Restdurchsickerung, Verdunstung sowie Oberflächenabflussbildung) für die ausgewählten repräsentativen Hydrotope (Hydrotope 4 und 8)

Die im Ergebnis der Optimierungsuntersuchungen als optimal hinsichtlich des wasserhaushaltlichen Verhaltens erarbeiteten Varianten werden nachfolgend auf alle Hydrotope der Deponie angewendet (s. Abschnitt 8.2.6.2). Die Tabellen 60 und 61 enthalten Übersichten über die für die Hydrotope 4 und 8 simulierten langjährig mittleren Wasserbilanzen.

Tabelle 60: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für das Hydrotop 4 (Grasbewuchs) für die im Rahmen der wasserhaushaltlichen Optimierung untersuchten Varianten

Abdeckmächtigkeit: 1,0 m	$k_{f, REKU}$ [m/s]	nFK_{REKU} [Vol.-%]	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]
	$1 \cdot 10^{-5}$	10	657	488	2	167	0
		15	657	499	2	155	0
		20	657	508	3	146	0
		25	657	515	3	140	0
	$1 \cdot 10^{-6}$	10	657	486	10	162	0
		15	657	498	10	150	0
		20	657	507	10	140	0
		25	657	513	10	134	0
	$1 \cdot 10^{-7}$	10	657	477	52	129	0
15		657	487	54	116	0	
20		657	496	56	105	0	
25		657	499	58	89	0	

Erklärung der Symbole s. Abkürzungsverzeichnis rot: mögliche Varianten (vgl. Abschnitt 8.2.1)
Fortsetzung → s. Folgeseite

Abdeckmächtigkeit: 1,3 m	$k_{f, REKU}$ [m/s]	nFK_{REKU} [Vol.-%]	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]	
	$1 \cdot 10^{-5}$	10	10	657	503	2	152	0
		15	15	657	515	3	140	0
		20	20	657	523	3	131	0
		25	25	657	529	3	126	0
$1 \cdot 10^{-6}$	10	10	657	501	10	146	0	
	15	15	657	513	10	134	0	
	20	20	657	521	11	125	0	
	25	25	657	527	11	120	0	
$1 \cdot 10^{-7}$	10	10	657	491	54	113	0	
	15	15	657	502	56	99	0	
	20	20	657	510	57	90	0	
	25	25	657	514	59	82	0	

Abdeckmächtigkeit: 1,5 m	$k_{f, REKU}$ [m/s]	nFK_{REKU} [Vol.-%]	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]	
	$1 \cdot 10^{-5}$	10	10	657	511	2	143	0
		15	15	657	523	3	132	0
		20	20	657	530	3	125	0
		25	25	657	534	3	120	0
$1 \cdot 10^{-6}$	10	10	657	510	10	137	0	
	15	15	657	521	10	126	0	
	20	20	657	528	11	119	0	
	25	25	657	532	11	114	0	
$1 \cdot 10^{-7}$	10	10	657	500	55	103	0	
	15	15	657	510	57	91	0	
	20	20	657	516	58	83	0	
	25	25	657	519	59	76	0	

Erklärung der Symbole s. Abkürzungsverzeichnis

rot: mögliche Varianten (vgl. Abschnitt 8.2.1)

Tabelle 61: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für das Hydrotop 8 (Strauchbewuchs) für die im Rahmen der wasserhaushaltlichen Optimierung untersuchten Varianten

Abdeckmächtigkeit: 1,5 m	$k_{f, REKU}$ [m/s]	nFK_{REKU} [Vol.-%]	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]	
	$1 \cdot 10^{-5}$	10	10	657	521	3	134	0
		15	15	657	532	3	122	0
		20	20	657	540	3	115	0
		25	25	657	544	3	110	0
$1 \cdot 10^{-6}$	10	10	657	519	11	128	0	
	15	15	657	530	11	116	0	
	20	20	657	537	11	109	0	
	25	25	657	542	11	104	0	
$1 \cdot 10^{-7}$	10	10	657	508	53	96	0	
	15	15	657	518	55	84	0	
	20	20	657	525	56	76	0	
	25	25	657	528	57	69	0	

Erklärung der Symbole s. Abkürzungsverzeichnis

rot: mögliche Varianten (vgl. Abschnitt 8.2.1)

Die modellierten Bilanzen (s. Tabellen 60 und 61) zeigen folgendes Bild:

- steigende Verdunstungsmengen mit zunehmender nutzbarer Feldkapazität und zunehmender Mächtigkeit von Ober- und Unterboden infolge einer Zunahme von pflanzenverfügbarem Wasser
- tendenziell höhere Verdunstungsmengen der Gras-Kraut-Strauchvegetation gegenüber einer reinen Gras-Krautvegetation
- zunehmende Oberflächenabflussmengen mit abnehmendem k_f -Wert des Oberbodens wegen der sich verschlechternden Infiltrationsbedingungen
- abnehmende Restdurchsickerungsmengen an der Basis des Oberflächensicherungssystems mit zunehmender nutzbarer Feldkapazität und zunehmender Mächtigkeit von Ober- und Unterboden sowie abnehmendem k_f -Wert des Oberbodens im Ergebnis des Wechselspiels von Oberflächenabflussbildung und Verdunstung, wobei die mit Sträuchern begrünter Bereiche tendenziell geringere Restdurchsickerungsraten liefern

Wenn man das Optimierungskriterium einer tolerierbaren langjährig mittleren Restdurchsickerung von ca. 100 mm/a (Modellwert: maximal 110 mm/a, vgl. Abschnitt 8.2.1) in Rechnung stellt, so bleiben von den untersuchten Varianten nur wenige übrig (in den Tabellen 60 und 61 rot gekennzeichnet).

Generell ist zu vermerken, dass infolge des langjährig mittleren Jahresniederschlags von etwa 650 mm/a relativ hohe Anforderungen an die Rekultivierungsschicht zu stellen sind (das Konzept einer qualifizierten Abdeckung ohne Dichtungselement vorausgesetzt).

Folgende Oberflächensicherungen sind aus wasserhaushaltlicher Sicht möglich:

- relativ bindige Abdeckmaterialien für Ober- und Unterboden (k_f -Werte von ca. 10^{-7} m/s, mit den avisierten Bodengruppen 4 und 6 nur schwer bzw. nicht zu erreichen), wobei zu beachten ist, dass dies erhöhte Oberflächenabflüsse bedingen kann und ggf. Probleme bezüglich Entwässerungsplanung und Einleitung in die Vorflut
- Gewährleistung eines bezüglich des Entzuges (Verdunstung) effektiven Bewuchses, wobei ein Gras-Kraut-Strauchbewuchs einem reinen Gras-Krautbewuchs überlegen ist

- k_f -Werte für Ober- und Unterboden im Bereich von 10^{-6} m/s nur in Kombination mit hohen Abdeckmächtigkeiten u./o. Gras-Kraut-Strauchbewuchs u.o. hoher nutzbarer Feldkapazität möglich
- k_f -Werte für Ober- und Unterboden im Bereich von 10^{-5} m/s nur in Kombination mit 1,5 m Abdeckmächtigkeiten im Falle eines Gras-Kraut-Strauchbewuchses und einer nutzbaren Feldkapazität von mindestens 25 Vol.-% möglich (hohe Substratanforderungen → hohe Kosten)

In Konsequenz dieser Ergebnisse wird folgende Variante als realistisch bezüglich einer Realisierbarkeit angesehen und im folgenden wasserhaushaltlich eingehender getestet:

- Begrünung der gesamten Deponie mit einem Gras-Kraut-Strauchbewuchs
- k_f -Werte für Ober- und Unterboden im Bereich von 10^{-6} m/s (Bodengruppe 6 entsprechend)
- Abdeckmächtigkeit generell 1,5 m, bei Notwendigkeit 2,0 m
- nutzbare Feldkapazität von Ober- und Unterboden von mindestens 15 Vol.-% (modellseitig zu testen: 15 Vol.-%, 17,5 Vol.-% und 20 Vol.-%)

8.2.6.2. Wasserhaushaltliches Verhalten der optimierten Variante

Die am Ende des vorangegangenen Abschnittes charakterisierte optimale Variante (Gras-Kraut-Strauchbewuchs, 1,5 bzw. 2,0 m Abdeckmächtigkeit, k_f -Werte Ober- und Unterboden im Bereich von 10^{-6} m/s sowie eine nutzbare Feldkapazität von mindestens 15 Vol.-%) ist im folgenden hinsichtlich der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit der gesamten Deponie untersucht worden.

Die Tabelle 62 enthält eine Übersicht über die simulierten langjährig mittleren Wasserbilanzen der Gesamtdeponie für die optimale Variante für nFK-Werte von Ober- und Unterboden von 15 Vol.-%, 17,5 Vol.-% und 20 Vol.-%. In der Tabelle 63 sind die Sickerwassermengen für die betrachteten klimatischen Zustände (Normal-, Nass- und Trockenjahre) für die Gesamtdeponie aufgeführt. Zugrunde gelegt wurden die Ergebnisse der Einzelhydrotope, auf deren Grundlage die Flächenwichtung für die gesamte Deponie erfolgte.

Tabelle 62: Langjährig mittlere Jahresbilanzen für die Deponie Borsdorf im Planungszustand für die wasserhaushaltlich optimierte Variante

Abdeckmächtigkeit: insgesamt 1,5 m, Gras-Kraut-Strauchbewuchs						
nFK Ober- und Unterboden	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RH [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]
15,0 Vol.-%	657	520	11	0	126	0
17,5 Vol.-%	657	524	11	0	122	0
20,0 Vol.-%	657	527	11	0	119	0
Abdeckmächtigkeit: insgesamt 2,0 m, Gras-Kraut-Strauchbewuchs						
nFK Ober- und Unterboden	P [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RH [mm/a]	RU [mm/a]	DSB [mm/a]
15,0 Vol.-%	657	536	11	0	110	0
17,5 Vol.-%	657	540	11	0	106	0
20,0 Vol.-%	657	543	11	0	104	0

Erklärung der Symbole s. Abkürzungsverzeichnis

rot: mögliche Varianten (vgl. Abschnitt 8.2.1)

Tabelle 63: Simulierte Sickerwassermengen für verschiedene klimatische Zustände für die Deponie Borsdorf im Planungszustand (alle Werte in mm/a)

Abdeckmächtigkeit: insgesamt 1,5 m, Gras-Kraut-Strauchbewuchs					
nFK Ober- und Unterboden	Mittleres Jahr	Normales Nassjahr	Extremes Nassjahr	Normales Trockenj.	Extremes Trockenj.
15,0 Vol.-%	126	202	345	70	1
17,5 Vol.-%	122	202	344	68	1
20,0 Vol.-%	119	202	344	67	0
Abdeckmächtigkeit: insgesamt 2,0, Gras-Kraut-Strauchbewuchs					
nFK Ober- und Unterboden	Mittleres Jahr	Normales Nassjahr	Extremes Nassjahr	Normales Trockenj.	Extremes Trockenj.
15,0 Vol.-%	110	199	340	60	0
17,5 Vol.-%	106	198	339	58	0
20,0 Vol.-%	104	197	339	57	0

Erklärung der Symbole s. Abkürzungsverzeichnis

rot: mögliche Varianten (vgl. Abschnitt 8.2.1)

Die Ergebnisse (vgl. Tabellen 62 und 63) zeigen, dass eine Abdeckmächtigkeit von insgesamt 1,5 m (0,3 m Oberboden, 0,7 m Unterboden und 0,5 m Ausgleichsschicht) unter den gegebenen Standortbedingungen (vor allem auf Grund des mittleren Jahresniederschlages von ca. 650 – 660 mm/a) nicht ausreichend ist, um die langjährig mittleren Restdurchsickerungsmengen auf ca. 100 mm/a (Modellwert: maximal 110 mm/a) zu begrenzen. Dies deckt sich mit der im Abschnitt 3.3.4.4 getroffenen qualitativen Aussage, dass Sträucher wegen im Vergleich zu Gräsern höheren Wurzeltiefen mächtigere Rekultivierungsschichten benötigen.

Wasserhaushaltlich günstiger gestalten sich die Bedingungen für den Fall einer insgesamt 2,0 m mächtigen Abdeckung (0,3 m Oberboden, 1,2 m Unterboden und 0,5 m Ausgleichsschicht). Das zusätzliche Speichervolumen, das der halbe Meter Zuwachs beim Unterboden bringt, führt zu einer Zunahme der mittleren Verdunstung um etwa 10 – 20 mm/a im Vergleich zu einer nur 1,5 m mächtigen Abdeckung (bei ansonsten gleichen Randbedingungen). Um genau diese Menge nehmen die Restdurchsickerungsraten ab. Dies führt dazu, dass für nutzbare Feldkapazitäten von Ober- und Unterboden von mindestens 15 Vol.-% die langjährig mittleren Restdurchsickerungsmengen maximal 110 mm/a betragen.

Wie den Tabellen 62 und 63 zu entnehmen ist, sind es vor allem die niederschlagsseitig unterdurchschnittlichen Jahre (normalen Trockenjahre), die im Falle einer 2,0 m mächtigen Abdeckung gesteigerte Verdunstungsmengen und damit eine Reduzierung der Restdurchsickerung bewirken (wegen der Möglichkeit, mehr Bodenwasser zwischenzuspeichern).

In Nassjahren erhöhen sich die Restdurchsickerungsmengen wegen des Fehlens einer echt dichtenden Schicht gegenüber dem langjährigen Mittel auf etwa das Doppelte (normales Nassjahr) bis Dreifache (extremes Nassjahr). Das Oberflächensicherungssystem, das im wesentlichen auf dem Verdunstungskonzept basiert, offenbart damit seine Leistungsgrenzen. In Nassjahren ist das System nicht in der Lage, die Restdurchsickerungsraten auf die Zielvorgabe zu begrenzen. In normalen Trockenjahren gehen die Durchsickerungsmengen auf etwa 50 % der langjährig mittleren Werte zurück. Im extremen Trockenjahr entsteht praktisch keine Restdurchsickerung mehr.

Zusammenfassend ergeben sich bezüglich der geplanten Oberflächensicherung für die Deponie Borsdorf aus wasserhaushaltlicher Sicht folgende Schlussfolgerungen:

- Eine Oberflächensicherung durch ein nach Sächsischer Altlastenmethodik (SMUL, 1999) als qualifizierte Abdeckung zu charakterisierendes System, das eine Begrenzung der Restdurchsickerungsmengen auf ca. 100 mm/a (maximal 110 mm/a) gewährleistet, ist unter den gegebenen Standortbedingungen prinzipiell möglich. Allerdings sind wegen des mittleren Jahresniederschlags von ca. 650 – 660 mm/a relativ hohe Anforderungen an die Gestaltung der Oberflächensicherung zu stellen.

- Die gesamte Deponie sollte im Interesse hoher Verdunstungsleistungen mit einem Gras-Kraut-Strauchbewuchs begrünt werden.
- Ebenfalls im Hinblick auf hohe Verdunstungsleistungen ist das Aufbringen einer insgesamt 2,0 m mächtigen Abdeckung, bestehend aus 0,3 m Oberboden, 1,2 m Unterboden und 0,5 m Ausgleichsschicht angeraten.
- Die Materialien für die Ober- und Unterbodenschicht sollten k_f -Werte im Bereich von 10^{-6} m/s und nutzbare Feldkapazitäten von mindestens 15 Vol.-% (Bodengruppe 6 entsprechend) aufweisen. Beide Schichten sollten folglich hinsichtlich ihrer wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Eigenschaften in etwa gleich sein. Wegen möglicher Staueffekte sollte auch die Ausgleichsschicht nicht zu bindig sein (k_f -Wert minimal im Bereich von 10^{-7} m/s).

8.3. Anwendungsfall Trockenstress, Austrocknung

8.3.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels

Im Rahmen der Planungen zur Stilllegung der Deponie Nißma (zwischen Leipzig und Gera) sind wasserhaushaltliche Untersuchungen zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes für eine Oberflächenabdichtungsvariante mit mineralischer Dichtung (vgl. Abschnitt 3.2) durchzuführen gewesen (DUNGER, 2003 B). Darin integriert waren Untersuchungen zum Austrocknungsverhaltens der Oberflächensicherung.

Da klar war, dass das Modell BOWAHALD nicht primär zur Modellierung des Austrocknungsverhaltens mineralischer Dichtschichten geeignet ist (vgl. DUNGER, 2002 B, s. auch Abschnitt 6.5), sondern lediglich qualitative Aussagen zur Austrocknungsproblematik ableitbar sind (s. Abschnitt 4.3), sollten sich die Untersuchungen hierzu vorrangig auf die Modellierung der Bodenfeuchteentwicklung innerhalb der Rekultivierungsschicht in sommerlichen Trockenperioden beschränken. Dies ist für die Ableitung von Aussagen zum Trockenstress wichtig, dem der Bewuchs ausgesetzt ist und der ein Wurzeltiefenwachstum in die mineralische Dichtschicht hinein bewirken kann (s. Abschnitte 3.3.4 und 3.3.5.2).

Eine detaillierte numerische Austrocknungsmodellierung z.B. mittels der Modelle SUMMIT (DÖLL, 1996) bzw. HYDRUS (ŠIMŮNEK ET AL., 1999), wie u.a. in HEILBROCK (2000 und 2002) und RAMKE (2002 B) dokumentiert ist, war folglich nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Die Modellierung der Bodenfeuchteentwicklung in der Rekultivierungsschicht während sommerlicher Trockenperioden gestattet eine Abschätzung, in wie weit die Vegetation in eine solche Stresssituation gelangt, dass sie im Interesse des eignen Überlebens auf der Suche nach Wasser in die Tiefe wurzelt und dabei ggf. die mineralischen Dichtung als Wasserquelle erschließt.

8.3.2. Horizontal- und Vertikaldiskretisierung

Analog der in den Abschnitten 8.2.2 und 8.2.3 beschriebenen Herangehensweise ist eine Horizontal- und Vertikaldiskretisierung erfolgt (Hydrotopeinteilung, Schichtdiskretisierung). Im konkreten Fall ist die Deponie insgesamt 11 Hydrotope untergliedert worden (s. Tabelle 64 sowie Anlage 23).

Tabelle 64: Hydrotopeinteilung der Deponie Nißma

Hydrotop-bezeichnung	Mittlere Böschungs-neigung [%]	Mittlere Böschungs-Länge [m]	Exposition	Bewuchs	Bemerkungen
Hy 1	36,7	40	Nord	Gras	
Hy 2	36,7	50	Nordwest	Gras	
Hy 3	36,7	45	West	Gras	
Hy 4	36,7	35	Süd	Gras	
Hy 5	36,7	10	Südost	Gras	
Hy 6	7,5	10	Südwest	Gras	
Hy 7	36,7	10	Nordwest	Gras	
Hy 8	36,7	15	West	Gras	
Hy 9	15,0	5	Nordwest	Gras	
Hy 10	5,0	5	Nord	ohne/spärlich	Fahrberme
Hy 11	66,7	5	Südost	ohne	Steinwall

Die Vertikaldiskretisierung resultiert aus der Schichtenabfolge der Oberflächensicherung (Schichten von oben nach unten):

- mindestens 1,0 m Rekultivierungsschicht (im Rahmen der wasserhaushaltlichen Untersuchungen zu präzisieren)
- Trennvlies 250 g/m², filterstabil
- 0,3 m Drainageschicht
- 0,5 m mineralische Dichtungsschicht
- max. 0,5 m Ausgleichsschicht (vorhandene temporäre Abdeckung)

8.3.3. Modellparametrisierung

Die Bewuchsparameter für den Gras-Krautbewuchs wurden analog vorangegangener Fälle (vgl. z.B. Abschnitte 7.4.2.3 und 8.2.4) angesetzt.

Auch bezüglich der Schätzung der pedologischen Parameter wurde analog des vorangegangenen Beispiels (s. Abschnitt 8.2.4) vorgegangen. Für die einzelnen Schichten ergeben sich folgende Werte:

a) *Rekultivierungsschicht:*

- Durchlässigkeit: $k_f = 1 \cdot 10^{-5}$ m/s ... $1 \cdot 10^{-6}$ m/s (wasserhaushaltlich zu optimieren)
- nutzbare Feldkapazitäten analog Tabelle 56, Abschnitt 8.2.4
- Mächtigkeiten: mindestens 1,0 m, Modellwerte: 1,0, 1,3, 1,5 bzw. 1,7 m

b) *Drainschicht:*

- Mächtigkeit: 0,3 m
- k_f -Wert: $1 \cdot 10^{-3}$ m/s (langzeitbeständiger Wert, vgl. Abschnitt 3.3.5.3)

c) *mineralische Dichtungsschicht:*

- Mächtigkeiten: 0,5 m
- k_f -Wert: $5 \cdot 10^{-9}$ m/s (Maximalwert lt. Qualitätsanforderungen, s. auch Abschnitte 3.3 und 3.3.5.4)
- Sättigungswassergehalt: 45,5 Vol.-%, Feldkapazität: 43,5 Vol.-%, permanenter Welkepunkt: 32,5 Vol.-% (nach SCHROEDER ET AL., 1994 und BERGER, 1998)

d) *Ausgleichsschicht:*

- $k_f = 5 \cdot 10^{-6}$ m/s (Schätzung, wasserhaushaltlich unauffällig, d.h. weder sehr gut wasserdurchlässig noch stauend)

Bezüglich der meteorologischen Daten wurde methodisch analog Abschnitt 8.2.5 vorgegangen. Verwendung fand eine 30-jährige Reihe (1961 – 90) mit monatlichen Messwerten benachbarter Klimastationen (Niederschlagsmessstation Spora-Nißma sowie Messstation Gera-Leumnitz). Die Ermittlung von Nass- und Trockenjahren mit Wiederkehrintervallen von 5 und 50 Jahren erfolgte entsprechend Abschnitt 8.2.5. Die Tabelle 65 soll einen Überblick über die langjährigen Mittelwerte der modellrelevanten Klimagrößen geben.

Tabelle 65: Langjährige Monatswerte der für die Modellierung notwendigen Klimaelemente (Reihe 1961 - 90)

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
T	-1,2	-0,4	3,0	7,0	11,8	15,1	16,8	16,5	13,3	8,8	3,7	0,2	7,9
RLF	87	85	81	76	75	76	74	75	79	83	86	87	80
SSD	61	79	113	150	200	199	211	206	149	121	66	50	1607
P _K	35	38	42	58	64	79	62	69	49	43	42	44	625

T - Temperatur [°C] RLF - Relative Luftfeuchte [%] SSD - Sonnenscheindauer [h] P_K – Niederschlag (korr.) [mm]

Bezüglich der Nass- (N) und Trockenjahre (T) ergeben sich für Wiederkehrintervalle von 5 bzw. 50 Jahre folgende Jahreswerte (Methodik → s. Abschnitt 8.2.5):

P(N5) = 709 mm/a (Jahr 1968)

P(N50) = 928 mm/a (synthetisiert)

P(T5) = 540 mm/a (Jahr 1990)

P(T50) = 321 mm/a (synthetisiert)

8.3.4. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation

Dargestellt werden lediglich die Ergebnisse, die sich aus der Problematik Trockenstress/Austrocknung ergeben. Zunächst wurden analog Abschnitt 8.2.6.1 Variantenuntersuchungen für ein ausgewähltes repräsentatives Hydrotop (s. Anlage 23, gewählt: Hydrotop 3 = Westexposition auf Grund des mittleren Verhaltens) durchgeführt.

Die Tabelle 66 soll einen Überblick über die innerhalb der 30-jährigen Reihe modellierten maximalen Austrocknungsbeträge geben, die sich für die mineralische Dichtungsschicht für verschiedene Parameter der Rekultivierungsschicht ergeben.

Tabelle 66: Maximale Austrocknungsbeträge der Dichtschicht für das Hydrotop 3 für verschiedene Parameter der Rekultivierungsschicht

$k_{f, REKU}$ [m/s]	$n_{FK, REKU}$ [Vol.-%]	Max. Dichtschichtaus- trocknung für $m_{REKU} = 1,0$ m [Vol.-%]	Max. Dichtschichtaus- trocknung für $m_{REKU} = 1,3$ m [Vol.-%]	Max. Dichtschichtaus- trocknung für $m_{REKU} = 1,5$ m [Vol.-%]	Max. Dichtschichtaus- trocknung für $m_{REKU} = 1,7$ m [Vol.-%]
$1 \cdot 10^{-5}$	10	14,6	12,3	7,8	0,2
	15	14,9	12,3	7,8	0,2
	20	15,7	12,3	7,8	0,2
	25	14,9	12,4	7,8	0,2
$5 \cdot 10^{-6}$	10	14,7	12,4	7,9	0,2
	15	15,8	12,4	7,9	0,2
	20	15,8	12,4	7,9	0,2
	25	15,8	12,4	7,9	0,2
$1 \cdot 10^{-6}$	10	15,0	12,6	8,1	0,2
	15	15,9	12,6	8,1	0,2
	20	15,9	12,6	8,1	0,2
	25	15,9	12,6	8,1	0,2

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Zunächst erscheint das Modellergebnis plausibel, dass für zunehmende Überdeckungen der mineralischen Dichtungsschicht ihre Austrocknungsgefährdung abnimmt (tolerierbare Austrocknungsbetrag: ca. 1- 2 Vol.-%, vgl. Abschnitt 3.3.5.4). Immerhin wird die Dichtungsschicht zusätzlich zu den angegebenen Rekultivierungsschichtmächtigkeiten noch von einer 30 cm mächtigen Drainschicht überlagert (vgl. Abschnitt 8.3.3), so dass sich eine bis zu 2 m mächtige Überdeckung ergibt.

Bei näherer Betrachtung stellt sich jedoch heraus, dass das Modell BOWAHALD für eine numerische Austrocknungsmodellierung ungeeignet ist. Dazu muss man verstehen, wie die in der Tabelle 66 enthaltenen Austrocknungsbeträge zustande kommen. Generell werden Wasserflüsse (so auch der evapotranspirative Fluss) in BOWAHALD nicht durch Potenzialunterschiede (s. Abschnitte 3.4.2 und 4.5.5) verursacht, sondern zur Quantifizierung des Wasserentzuges lediglich Entzugsfunktionen (vgl. Abschnitt 4.5.8.4) verwendet, wobei die

Verdunstungsanteile Evaporation und Transpiration entsprechend des Vegetationsbedeckungsgrades gewichtet betrachtet werden. Für den konkreten Fall bedeutet dies:

Wasser durch Transpiration wird bis maximal 2 m Tiefe (entsprechend der maximalen Wurzeltiefe der Kräuter von 2 m, vgl. Abschnitt 8.3.3) dem Oberflächensicherungssystem entzogen, Wasser durch Evaporation bis maximal 2,5 m (s. ebenfalls Abschnitt 8.3.3). Dabei macht die Transpiration 95 % der Gesamtverdunstung aus, die Evaporation demnach 5 % (wegen des Vegetationsbedeckungsgrades von 95 %). Es darf folglich nicht verwundern, dass die Austrocknung der Dichtschicht für alle Varianten mit einer Gesamtüberdeckung < 2 m (davon 0,3 m Drainschicht und unterschiedlich mächtige Rekultivierungsschichten) groß ist. Unter diesen Bedingungen reichen (wegen der Entzugparameter) die Pflanzenwurzeln in die Dichtschicht hinein und entziehen ihr Wasser.

Für Gesamtüberdeckungen von 2 m und mehr (davon 0,3 m Drainschicht und mindestens 1,7 m mächtige Rekultivierungsschicht) hingegen wird der Entzug aus der Dichtschicht nur noch durch die Evaporation bestimmt, weil die Pflanzenwurzeln der Kräuter nicht mehr in die Dichtschicht hinein gehen. Die Austrocknung ist folglich gering, zumal der evaporative Entzug nur 5 % der Gesamtverdunstung ausmacht.

Die Modellergebnisse sind somit zwar plausibel, gestatten aber keine Rückschlüsse bezüglich der Frage, inwieweit die Pflanzenwurzeln tatsächlich veranlasst werden, in die Dichtschicht hinein zu wurzeln. Dennoch kann das Modell BOWAHALD dazu genutzt werden, genau diese Frage klären zu helfen. Wie insbesondere in den Abschnitten 3.3.5.2 und 3.3.5.4 aufgezeigt worden ist, besteht eine Möglichkeit, die Gefahr eines Wurzeltiefenwachstums zu verhindern oder zumindest einzudämmen, in der Sicherstellung einer ausreichenden Wasserversorgung innerhalb der Rekultivierungsschicht gerade in Trockenjahren.

Die Tabelle 67 enthält eine diesbezügliche Ergebnisübersicht beispielhaft für Mächtigkeiten der Rekultivierungsschicht von 1,0 m und 1,7 m. In der Tabelle 67 ist die Situation für den Monat mit maximaler Bodenfeuchtezerhung der betrachteten 30-jährigen Reihe dargestellt. Die Wassergehalte werden in Prozent nutzbarer Feldkapazität (nFK) angegeben, wobei die nFK beim permanenten Welkepunkt 0 % und bei Feldkapazität 100 % beträgt (s. Abschnitt 3.3.5.2).

Tabelle 67: Maximale Austrocknungsbeträge der Rekultivierungsschicht für das Hydrotop 3 für Rekultivierungsschichtmächtigkeiten m_{REKU} von 1,0 und 1,7 m

$k_{f,REKU} =$ $1 \cdot 10^{-5} \dots 1 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$	nFK _{REKU} [Vol.-%]	Maximale Austrocknung der Rekultivierungsschicht für $m_{REKU} = 1,0 \text{ m}$ [% nFK]	Maximale Austrocknung der Rekultivierungsschicht für $m_{REKU} = 1,7 \text{ m}$ [% nFK]
		10	3
	15	7	25
	20	14	36
	25	19	40

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Will man das Wasserspeichervermögen charakterisieren und quantifizieren, so sollte man zunächst einmal Grenzwerte festlegen, die es erlauben, eine Klassifizierung in Bezug auf das pflanzenverfügbare Speichervermögen vorzunehmen. Die Grenzwertfestlegung sollte sich dabei selbstverständlich an objektiven Kriterien orientieren. Als ein solches Kriterium werden die Chancen für eine Vegetationsentwicklung angesehen.

Auf dieser Grundlage werden folgende Grenzwerte bzw. Wertebereiche definiert:

- sehr kritisch für die Vegetationsentwicklung, folglich hohe Gefahr für ein Wurzeltiefenwachstum in die Dichtschicht hinein: maximale sommerliche Austrocknung auf Werte von $\Theta_{\min} < 20 \%$ der nutzbaren Feldkapazität (dies bedeutet, dass fast alle Teilschichten Wassergehalte im Bereich des permanenten Welkepunktes aufweisen)
- immer noch bedenklich in Bezug auf die Vegetationsentwicklung, d.h. es besteht immer noch eine Gefahr für ein Wurzeltiefenwachstum in die Dichtschicht hinein: $20 \leq \Theta_{\min} < 30 \%$ nFK (die überwiegende Anzahl der Teilschichten weisen noch Wassergehalte im Bereich des permanenten Welkepunktes auf)
- kaum bedenklich in Bezug auf die Vegetationsentwicklung, folglich kaum Gefahr für ein Wurzeltiefenwachstum in die Dichtschicht hinein: $30 \leq \Theta_{\min} < 40 \%$ nFK (nur noch einzelne Teilschichten liegen im Bereich des permanenten Welkepunktes)
- nahezu nicht bedenklich in Bezug auf die Vegetationsentwicklung, folglich keine Gefahr für ein Wurzeltiefenwachstum in die Dichtschicht hinein: $\Theta_{\min} \geq 40 \%$ nFK (d.h. Wassergehalte in etwa zwischen Feldkapazität und permanentem Welkepunkt)

Wie der Tabelle 67 zu entnehmen ist, können die minimalen Bodenfeuchtwerte, die im Mittel über alle Teilschichten der Rekultivierungsschichten modelliert werden, folgendermaßen eingeschätzt werden:

- hohe Gefahr für ein Wurzeltiefenwachstum in die Dichtschicht hinein für den Fall einer Rekultivierungsschichtmächtigkeit von nur 1,0 m, auch wenn die Rekultivierungsschicht eine sehr hohe nutzbare Feldkapazität von 25 Vol.-% aufweist
- gleichartige Verhältnisse für den Fall einer Rekultivierungsschichtmächtigkeit von 1,7 m und einer geringen nutzbaren Feldkapazität (hier: 10 Vol.-%)
- Abnahme der Gefahr für ein Wurzeltiefenwachstum für den Fall einer Rekultivierungsschichtmächtigkeit von 1,7 m und zunehmender nutzbarer Feldkapazität
- geringe Bedenklichkeit für den Fall einer Rekultivierungsschichtmächtigkeit von 1,7 m und nutzbaren Feldkapazitäten von 20 Vol.-% und darüber

Letztgenannte Konstellation ist mit dem Hinweis auf Möglichkeiten einer detaillierten numerischen Austrocknungsmodellierung (s. Abschnitt 8.3.1) für die Planung empfohlen worden.

8.4. Anwendungsfall Bemessung oberirdischer Entwässerungseinrichtungen

8.4.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels

Im Zusammenhang mit Planungsarbeiten zur Stilllegung der Deponie Himmelsfürst (Stadtteil von Brand-Erbisdorf, ca. 15 km von Freiberg entfernt) sollte geprüft werden, wie sich die Ableitung des Oberflächenwassers in die Vorflut (Himmelsfürster Bach) gestaltet. Ziel war eine Minimierung der Spitzendurchflüsse, so dass ein bis dato in der Planung enthaltenes unterirdisches Abflussrohr zur Striegis entfallen kann. Die Untersuchungen sind für den Abfallwirtschaftsverband Chemnitz durchgeführt worden (DUNGER, 1997).

Hierbei galt es, zwei Zustände zu untersuchen:

- einen zeitlich begrenzten Übergangszustand, der dadurch gekennzeichnet ist, dass zumindest in Teilbereichen der Deponie noch kein voll entwickelter Bewuchs vorhanden ist und
- den stationären Endzustand mit voll entwickeltem Gras-Krautbewuchs.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollen lediglich die Untersuchungsergebnisse für den Endzustand dargestellt werden (methodisch identisch dem Übergangszustand). Anwendung fand das BOWAHALD-Modul ROHALDEP (s. Abschnitt 5.2). Die Entwässerungsplanung ist im übrigen im Ergebnis weiterer Untersuchungen anders realisiert worden, nämlich durch das Verbringen in altbergbauliche Schachtanlagen.

8.4.2. Entwässerungsstrategie, Modellparametrisierung

Das Gesamtgebiet der Deponie ist zunächst in zwei Entwässerungsteile unterteilt worden (vgl. Abbildung 102): in einen nördlichen und einen südlichen Entwässerungsteil.

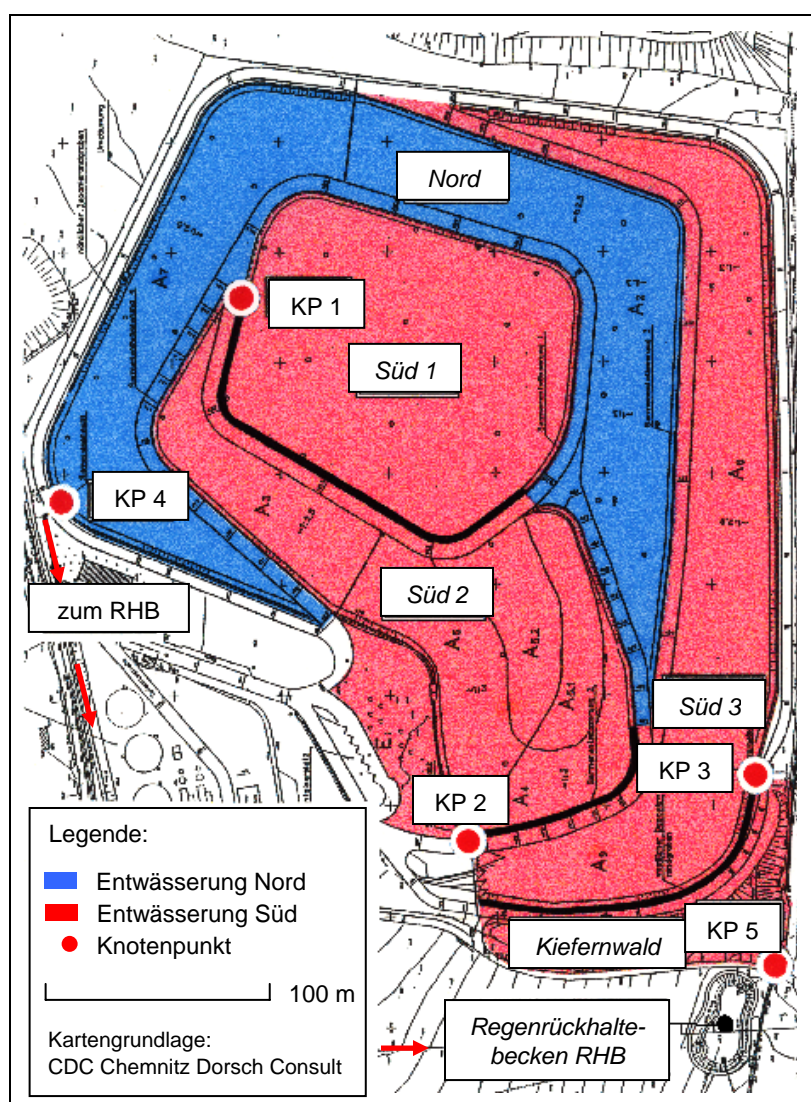


Abb. 102:
Entwässerungsstrategie der
Deponie Himmelsfürst

Die Entwässerungsstrategie (Entwässerungsrichtung, Abflussknotenpunkte, Gelände- und Grabengestaltung) war hierbei vorgegeben. Sie orientiert sich an den zur Entwässerung zu nutzenden Grabenabschnitten und dem Vorflutverlauf. Die Entwässerungsstrategie wurde folglich beibehalten. Zur Begrenzung der Spitzenzuflüsse zum Himmelsfürster Bach war ein Rückhaltebecken (RHB) vorgesehen.

Den Hauptanteil der Entwässerung trägt mit ca. 70 % das südliche Entwässerungsgebiet, das sich in insgesamt 4 Teilentwässerungsgebiete unterteilen lässt (vgl. Abbildung 102):

- Süd 1: entspricht der Plateaufläche A_1 bis zum Knotenpunkt KP 1
- Süd 2: beginnt beim Knotenpunkt KP 1, beinhaltet die Flächen A_3 , A_4 , $A_{5,1}$, $A_{5,2}$ sowie A_6 und endet am Knotenpunkt KP 2
- Süd 3: setzt am Knotenpunkt KP 2 fort, beinhaltet die Flächen A_8 sowie A_9 und endet am Knotenpunkt KP 3
- Kiefernwald: beinhaltet die Kiefernwaldfläche im Südwesten der Deponie und endet am Knotenpunkt KP 5

Von den Knotenpunkten KP 3 und KP 5 aus erfolgt auf getrenntem Wege die Oberflächenwasserabgabe an das Rückhaltebecken (RHB).

Das Entwässerungsgebiet Nord beinhaltet die Flächen A_2 sowie A_7 und endet am Knotenpunkt KP 4. Vom Knotenpunkt KP 4 aus gelangt das Oberflächenwasser über einen Verbindungsgraben zum RHB.

Die Genauigkeit der Untersuchungen erhöht sich im Falle einer weiteren detaillierten Untergliederung der zwei Entwässerungsgebiete in Teilentwässerungsflächen (vgl. Abschnitte 5.2.4 und 5.2.5). Die beiden Entwässerungsgebiete sind deshalb in insgesamt 53 Teilentwässerungsflächen unterteilt worden (s. Anlage 24). Die Teilentwässerungsflächen umfassen i.d.R. eine Entwässerungsstrecke (Weglänge am Deponiefuß) von 50 m. Die Aufteilung orientiert sich am Entwässerungsnetz und an den Höhenlinien.

Für die Endpunkte der 53 Teilentwässerungsflächen (für den jeweils niedrigsten Entwässerungspunkt) sind die Durchflussganglinien nach der im Abschnitt 5.2 beschriebenen

Methodik ermittelt worden. Die Prozess von Abflussbildung, –konzentration und –verlauf sind dabei für ein vorgegebenes Wiederkehrintervall von $T = 5$ a nachgebildet worden.

Bezüglich der Anwendung des Modells ROHALDEP ist die Bestimmung folgender Parameter notwendig (für jede Teilentwässerungsfläche):

- Deponiefläche
- mittlere Länge der Deponiefläche sowie Breite der Deponiefläche am Deponiefuß
- mittleres Gefälle der Deponiefläche
- Angaben zur Vegetation der Deponiefläche
- Filtrationskoeffizient der Deponieoberfläche
- Wiederkehrintervall des Regens
- Regenmenge oder Regenspende
- Vorfeuchte der Abdeckschichten
- Angaben zur Art der Deponieentwässerung (überwiegend flächenhaft oder mittels Entwässerungsnetz)
- zusätzliche Wassermengen aus der Drainageentwässerung

Folgende Parameter sind für alle 53 Teilentwässerungsflächen einheitlich festgelegt worden:

- Filtrationskoeffizient der Oberfläche: $k_f = 6 \cdot 10^{-6}$ m/s
- Basisregenspende $P_S(15,1)$: $P_S(15,1) = 108$ l/s ha
- Wiederkehrintervall des Regens: $T = 5$ a
- Vorfeuchte der Abdeckschichten: hoch (hydrologisch ungünstigster Fall)
- Art der Entwässerung: mittels Entwässerungsnetz
- Bewuchs: Gras-Krautvegetation
im südwestlichen Hangbereich: Kiefernwald

Eine Übersicht über alle flächenvariablen Modelleingabewerte des Modells ROHALDEP soll Anlage 25 geben.

Die erzeugten Durchflusswellen für die Teilentwässerungsflächen sind nach der im Abschnitt 5.2.5 beschriebenen Isochronenmethode überlagert worden, so dass man die Verlagerung des Abflusses in den Entwässerungseinrichtungen erhält.

Die Ergebnisse der Berechnungen zu den Fließgeschwindigkeiten in den Entwässerungseinrichtungen, die für die Isochronenmethode benötigt werden, finden sich in Anlage 26. Darauf aufbauend sind die Laufzeiten für jede Teilentwässerungsfläche ermittelt worden (s. ebenfalls Anlage 26), die zur Überlagerung der in den Teilentwässerungsgebieten gebildeten und konzentrierten Abflüsse verwendet wurden (Isochronen). Da das Zeitintervall aller Berechnungen mit 1 Minute angesetzt worden ist, ergeben sich die in der Anlage 26 angegebenen Isochronenzeittakte. Dabei erhalten die Laufzeiten $< 0,5$ Minuten den Zeittakt 0, Laufzeiten zwischen 0,5 und 1,5 Minuten den Lauftakt 1 u.s.w.

Ein Beispiel für die Anwendung der Isochronenmethode zeigt die Abbildung 103. Darin sind die mittels des Modells ROHALDEP berechneten Abflusswellen der Teilentwässerungsflächen W 1 bis W 6 des Entwässerungsgebietes Süd 1 (Lage \rightarrow s. Anlage 24) entsprechend ihren Laufzeiten überlagert worden. Die Berechnung der Scheiteldurchflüsse und die Zuflussmengen zum RHB erfolgten für insgesamt verschiedene 10 Regendauern zwischen 10 Minuten und einem Tag.

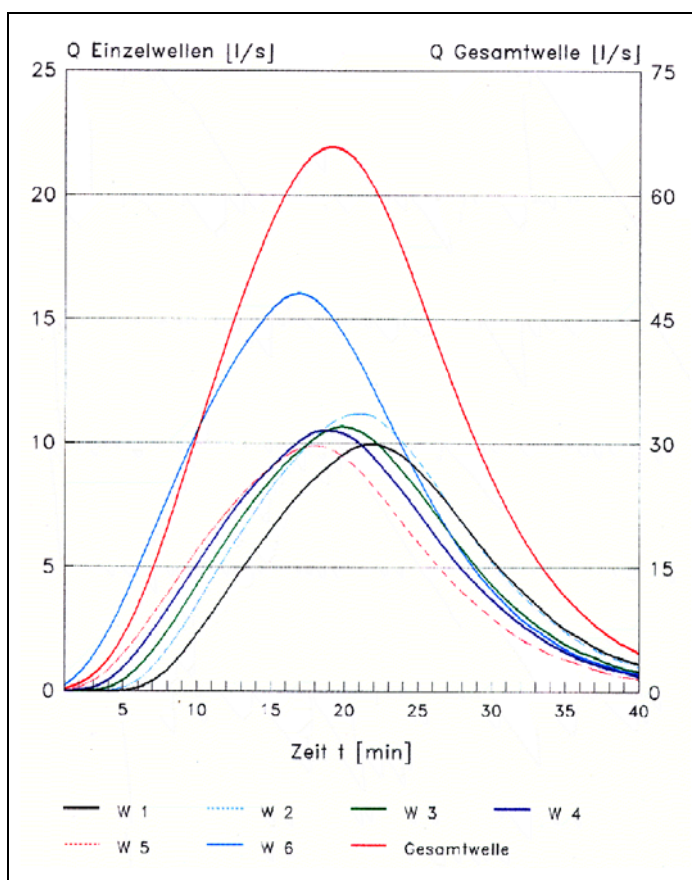


Abb. 103:

Beispiel für die Überlagerung von Durchflussganglinien mittels Isochronenmethode (Teilentwässerungsflächen W 1 bis W 6 des Entwässerungsgebietes Süd 1, Lage \rightarrow s. Anlage 24)

8.4.3. Ergebnisse, Ergebnisinterpretation

Stellt man die modellierten Scheiteldurchflüsse für die insgesamt verschiedene 10 Regendauern zwischen 10 Minuten und einem Tag gegenüber, so ergeben sich für eine Regendauer von 15 min die höchsten Werte. Eine Regendauer von 15 min ist folglich die maßgebende Regendauer. Die Scheiteldurchflusswerte für die maßgebende Regendauer 15 Minuten und das angesetzte Wiederkehrintervall von 5 Jahren (vgl. Abschnitt 8.4.2) sind in der Abbildung 104 graphisch dargestellt.

Für die betrachteten infiltrationsbeeinflussenden Bedingungen (k_f -Wert der Deponieoberfläche: $6 \cdot 10^{-6}$ m/s sowie normal entwickelter Gras-Krautbewuchs) ergibt sich für den Endzustand ein maximaler Scheiteldurchflusswert des Zulaufes zum RHB von rechnerisch 484 l/s ($\approx 0,5$ m³/s).

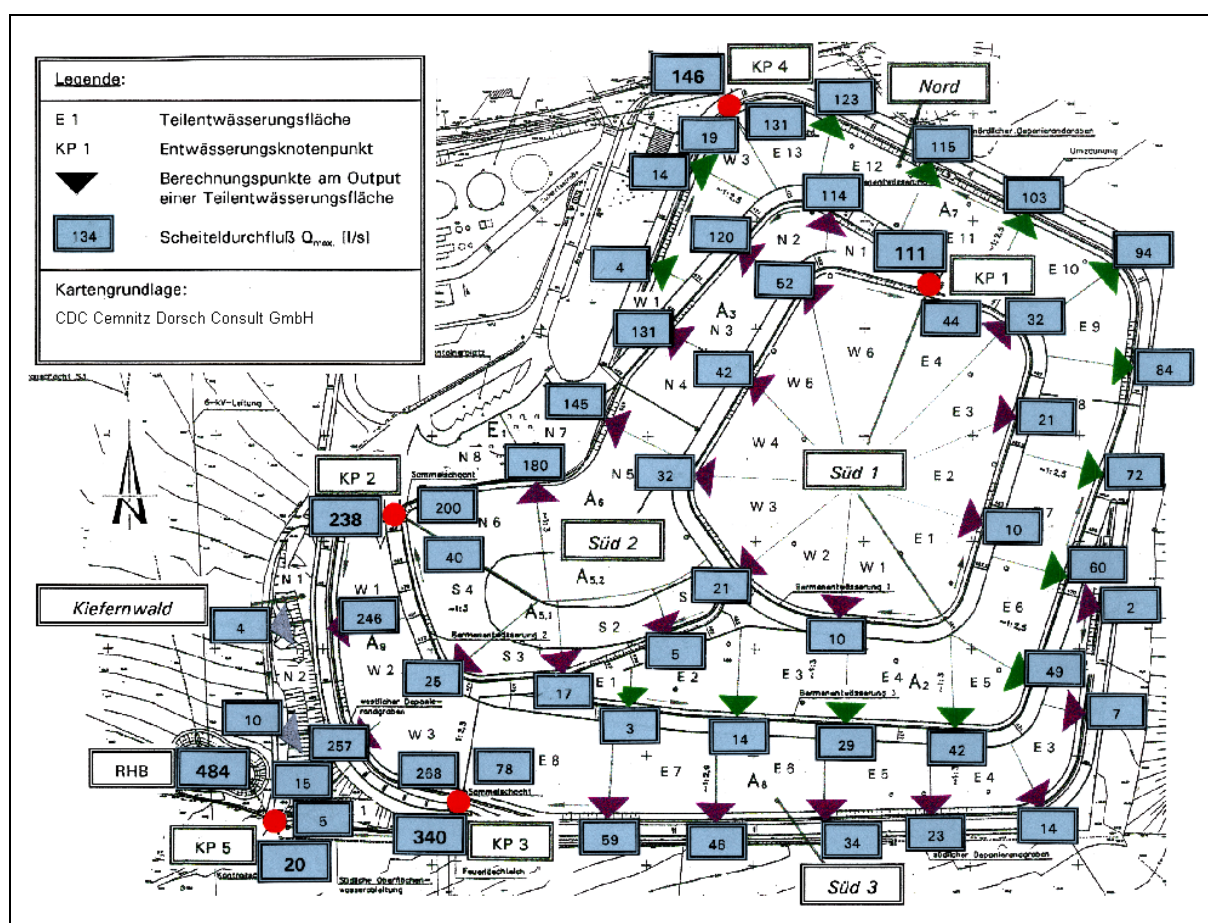


Abb. 104: Scheiteldurchflusswerte Q_{max} [l/s] für ausgewählte Punkte des Entwässerungssystems der Deponie Himmelsfürst für den Endzustand (maßgebende Regendauer: 15 min)

Ein Vergleich der modellierten Scheiteldurchflüsse (s. Abbildung 104) mit den in der Anlage 26 dokumentierten maximal abführbaren Wassermengen (auf Grund der im Ergebnis der Vorplanung vorgegebenen Fließquerschnitte des Entwässerungssystems) zeigt, dass an keinem Punkt der Entwässerung die maximal abführbaren Wassermengen überschritten werden. Im Gegenteil: teilweise gibt es beachtliche Reserven, d.h. die Abflussgräben sind z.T. recht großzügig bemessen.

Die Tabelle 68 soll einen Überblick über die berechneten Speichervolumina des RHB geben. Betrachtet wurden insgesamt 5 verschiedene konstante Regelabgaben Q_R aus dem Speicher: $Q_R = 15$ l/s, 20 l/s, 30 l/s, 50 l/s sowie 100 l/s.

Tabelle 68: Speichervolumen (in m^3) des Oberflächenwasser-Rückhaltebeckens für Regendauern zwischen 10 Minuten und 1 Tag

Regen- dauer	Scheitel- zufluss $Q_{max.}$ [l/s]	Regel- abgabe $Q_R = 15$ l/s	Regel- abgabe $Q_R = 20$ l/s	Regel- abgabe $Q_R = 30$ l/s	Regel- abgabe $Q_R = 50$ l/s	Regel- abgabe $Q_R = 100$ l/s
10 min	481	430	419	399	363	288
15 min	484	580	565	538	490	388
30 min	377	822	797	745	660	485
60 min	241	997	946	857	707	413
120 min	141	1096	1001	842	587	156
240 min	81	1128	957	686	294	0
360 min	60	1120	881	523	81	0
540 min	45	1092	764	311	0	0
720 min	37	1058	652	146	0	0
1440 min	25	920	288	0	0	0

1128 maximal notwendiges Speichervolumen bei vorgegebener konstanter Regelabgabe

Der Tabelle 68 ist entnehmbar, dass für die Bemessung des Speichervolumens des RHB nicht kurze Regendauern maßgebend sind, wie für die Berechnung der Scheitelabflüsse im Entwässerungsnetz (vgl. Abbildung 104). Vielmehr sind es die Regendauern zwischen 30 und 240 min (je nach Regelabgabe aus dem RHB), für die das notwendige Speichervolumen zum Maximum wird. Hierfür verantwortlich ist der Fakt, dass das Speichervolumen in erster Linie von den zufließenden Wassermengen (Gesamtzuflassvolumina) abhängig ist und nicht maßgebend vom Scheiteldurchfluss des Zuflusses zum RHB.

Da die Zuflusswellen mit zunehmender Bemessungsregendauer hinsichtlich Scheiteldurchfluss gedämpft werden, sind kürzere Regendauern (hier: 30 min) maßgebend für hohe Regelabgaben (hier: 100 l/s). Für kleine Regelabgaben (hier: 15 l/s) sind dagegen längere Regendauern (hier: 240 min) mit zwar geringeren Scheiteldurchflusswerten aber höherem Gesamtzufussvolumen maßgebend für die Bemessung des RHB.

Selbstverständlich nimmt das notwendige Speichervolumen mit zunehmender Regelabgabe aus dem RHB ab. So sind für $Q_R = 100$ l/s nur etwa 40 - 45 % des Speichervolumens notwendig wie dies für $Q_R = 15$ l/s der Fall ist.

Die den RHB-Speicherbemessungen zugrundeliegenden Zuflussganglinien, die sich für Regendauern von 30, 60, 120 und 240 min ergeben, sind in der Abbildung 105 dargestellt.

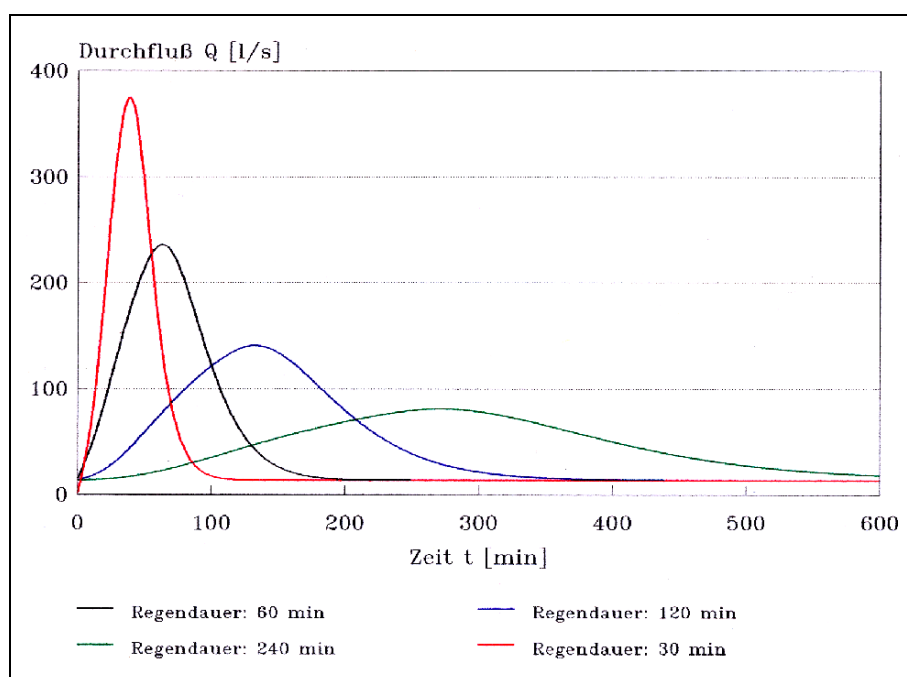


Abb. 105:

Ganglinien der Zuflüsse zum RHB für Regendauern von 60 bis 240 Minuten

In den Abbildungen 106 und 107 sind beispielhaft die Zu- und Ausflussganglinien sowie die minimal notwendigen Speichervolumina des Rückhaltebeckens für Regelabgaben von 20 l/s bzw. 100 l/s dargestellt.

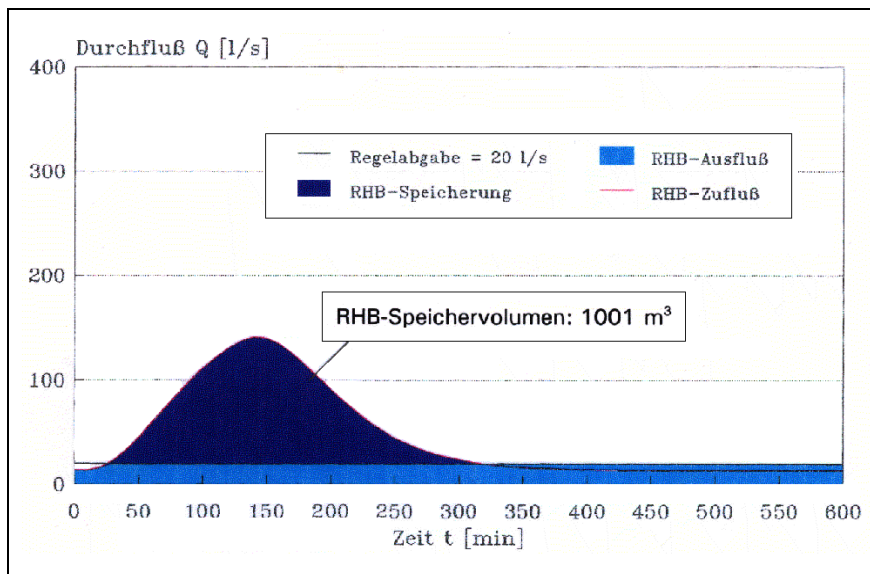


Abb. 106:

Charakteristik der Zufluss- und Abgangslinien zum RHB sowie des sich daraus ergebenden Speichervolumens für eine konstante Regelabgabe von 20 l/s

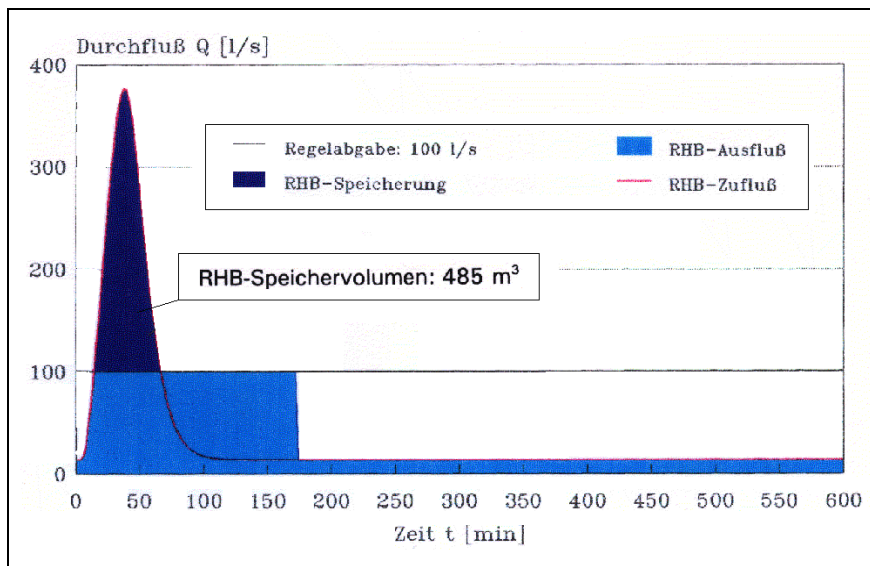


Abb. 107:

Charakteristik der Zufluss- und Abgangslinien zum RHB sowie des sich daraus ergebenden Speichervolumens für eine konstante Regelabgabe von 100 l/s

Durch hydraulische Gerinneberechnungen, deren Ausführung im Zusammenhang mit der Anwendung des Modells ROHALDEP zu weit führen würde, konnte nachgewiesen werden, dass eine schadlose Abführung der sich während Starkregen auf der Deponie bildenden Wasser durch den Himmelsfürster Bach für eine Regelabgabe aus dem RHB von 30 l/s möglich ist und folglich das ursprünglich in der Planung enthaltene unterirdische Abflussrohr zur Striegis entfallen kann.

8.5. Anwendungsfall Drainbemessung

8.5.1. Kurzcharakterisierung des Anwendungsbeispiels

Im Rahmen notwendiger Planungsarbeiten für die Deponie Liebertwolkwitz (östlicher Stadtrand von Leipzig) sollte ein bereits in Bezug auf das langjährig mittlere wasserhaushaltliche Verhalten optimiertes Oberflächensicherungssystem mit mineralischen Drain- und Hemmschichten hinsichtlich der Drainwasserbildung und –ableitkapazität für den Starkregenfall untersucht werden. Zu prüfen war insbesondere, inwieweit eine Ableitung aus den Plateau- und Hangbereichen in einem Zuge, d.h. ohne Zwischenfassung erfolgen kann.

Die Quantifizierung der hydraulischen Entwässerungskapazität der mineralischen Drainschicht erfolgte mit des BOWAHALD-Moduls DRAINAGE (s. Abschnitt 5.3). Die Ergebnisse im Detail enthält DUNGER (2004 B).

8.5.2. Modellparametrisierung

Die Deponie Liebertwolkwitz ist in insgesamt 6 Hydrotope unterteilt worden (s. Tabelle 69 sowie Anlage 27).

Tabelle 69: Hydrotopeinteilung der Deponie Liebertwolkwitz

Hydrotop	Exposition	Mittlere Neigung [%]	Mittlere Hanglänge [m]	Max. Hanglänge [m]
1	Nord	33	25	70
2	Nordost	33	35	70
3	West	33	30	55
4	Süd	33	25	55
5	Plateau	7	50	125
6	Fahrbermen	2 (Quergefälle)	5 (Bermenbreite)	10 (Bermenbreite)

Das im Zusammenhang mit der wasserhaushaltlichen Optimierung (Optimierungskriterien: Oberflächenabfluss-, Verdunstungs- und Restdurchsickerungsmengen unter Beachtung vorgegebener Planungsvarianten) für den Standort optimale Oberflächensicherungssystem ist folgendermaßen zu charakterisieren:

- Bewuchs: Gras-Krautbewuchs (Ausnahme: Fahrbermen, vgl. Tabelle 69)
- Rekultivierungsschicht: Mächtigkeit: 1,5 m
 k_f -Wert: $5 \cdot 10^{-6}$ m/s ... $5 \cdot 10^{-7}$ m/s (unter Berücksichtigung von Qualitätsschwankungen des Rekultivierungssubstrats)
 nutzbare Feldkapazität: 20 Vol.-%
- Drainschicht: Mächtigkeit: 0,5 m
 k_f -Wert: $1 \cdot 10^{-3}$ m/s (langzeitbeständig)
- Hemmschicht: Mächtigkeit: 0,5 m
 k_f -Wert: $1 \cdot 10^{-8}$ m/s

Die für eine Drainbemessung notwendigen Informationen zum Starkregen (Regenmengen für die maßgebenden Regendauern bei vorgegebenem Wiederkehrintervall, vgl. Abschnitt 5.2.2) sind dem KOSTRA-Starkregenatlas des Deutschen Wetterdienstes entnommen. Die Anlage 28 zeigt das Ergebnis der KOSTRA-Analyse (mittels DWD-Software KOSTAB). Vorgegeben war ein Wiederkehrintervall von 50 Jahren.

8.5.3. Simulationsergebnisse, Ergebnisinterpretation

Die Tabelle 70 gibt eine Übersicht über die Simulationsergebnisse bezüglich der hydraulischen Wirksamkeit der mineralischen Drainschicht für den Planungszustand. Wegen der infolge Hangneigungen $> 5\%$ nur sehr geringen Unterschiede der Ergebnisse nach LESAFFRE (für den Fall einer hang- und talseitigen Drainwasserfassung) und SCHMID (bei ausschließlich talseitiger Drainwasserfassung, vgl. Abschnitt 5.3.2, s. insbesondere auch WITT, RAMKE, 2003) sind die berechneten maximalen Aufstauhöhen und hangparallelen Drainabstände (Hanglängen) in der Tabelle 70 nicht hinsichtlich LESAFFRE bzw. SCHMID unterschieden.

Der Tabelle 70 ist zu entnehmen, dass es bezüglich der Drainentwässerung mit Ausnahme des flach geneigten und hinsichtlich hydraulischer Entlastung langen Hydrotops 5 für das wasserhaushaltlich optimierte Oberflächensicherungssystem keine Probleme gibt, wenn eine Langzeitbeständigkeit der Schichten (insbesondere der Drainschicht, s. auch Abschnitt 3.3.5.3) gegeben ist. Die Entwässerung aller Hangflächen ist in einem Zuge, d.h. ohne Zwischenfassungen jeweils bis zur unterhalb der Hangfläche liegenden Fahrberme möglich.

Tabelle 70: Drainkapazitäten der einzelnen Hydrotope für den Planungszustand

Wasserdurchlässigkeit der Rekultivierungsschicht: $k_{f,REKU} = 5 \cdot 10^{-6}$ m/s	Hydrotop	Regendauer [h]	Regenmenge [mm]	Maximale Aufstauhöhe im Drainelement [cm]	Vorhandene Drainmächtigkeit [cm]	Maximal möglicher Drainabstand (hangparallel) [m]	Vorhandene max. Hanglänge (s. auch Tabelle 69) [m]
	1	24	86,3	20	50	> 70	70
	2	24	86,3	20	50	> 70	70
	3	24	86,3	16	50	> 55	55
	4	24	86,3	16	50	> 55	55
	5	24	86,3	132	50	47	125
	6	24	86,3	3	50	> 10	10
$k_{f,REKU} = 1 \cdot 10^{-6}$ m/s	1	48	108,7	11	50	> 70	70
	2	48	108,7	11	50	> 70	70
	3	48	108,7	8	50	> 55	55
	4	48	108,7	8	50	> 55	55
	5	48	108,7	85	50	74	125
	6	24	86,3	3	50	> 10	10
$k_{f,REKU} = 5 \cdot 10^{-7}$ m/s	1	72	117,7	6	50	> 70	70
	2	72	117,7	6	50	> 70	70
	3	72	117,7	5	50	> 55	55
	4	72	117,7	5	50	> 55	55
	5	72	117,7	53	50	117	125
	6	72	117,7	1	50	> 10	10

rot: nicht mögliche Varianten

Im Falle des Hydrotops 5 gestalten sich die Verhältnisse dagegen anders. Wegen der vergleichsweise geringen Hangneigungen und der zum Teil großen Entfernungen bis zur unterliegenden Entlastungsberme ist eine Zwischenfassung notwendig. Der Drainrohrabstand (maximal möglicher Drainabstand) sollte in Abhängigkeit vom k_f -Wert der Rekultivierungsschicht zwischen etwa 40 m und 110 m liegen (vgl. Tabelle 70).

Die für geringere Wasserdurchlässigkeiten des Rekultivierungssubstrats vergleichsweise kleineren Drainrohrabstände resultieren aus der besseren Wasserspeicherfähigkeit der Rekultivierungsschicht, der damit verbundenen höheren Verweildauer des Sickerwassers (s. höhere maßgebende Regendauern in der Tabelle 70) und den dadurch bedingten geringeren Zuflussspenden zur Drainage.

Qualitätsschwankungen des Rekultivierungssubstrats Rechnung tragend, ist zur Sicherheit möglichst der oben angegebene Drainrohrabstand von 40 m zu realisieren.

8.6. Anwendungsfall Planung von Zusatzwassergaben

8.6.1. Problemstellung

Im folgenden wird die Erarbeitung eines Konzepts zur Planung hydrologisch-prozessorientierter Zusatzwassergaben für die bereits mit einer qualifizierten Oberflächenabdeckung (vgl. Abschnitt 3.2) versehene und mit einem Weidenbesatz begründete Deponie Deutzen vorgestellt. Der Untersuchungsstandort ist bereits im Zusammenhang mit der Kalibrierung des Modells BOWAHALD (s. Abschnitt 6.3) charakterisiert worden.

Die Notwendigkeit einer zeitweiligen Bewässerung der Weiden ergibt sich aus der klimatischen Situation des Standortes (vgl. Abschnitt 6.3), der durch eine stark negative klimatische Wasserbilanz in den Sommermonaten gekennzeichnet ist. Ohne Zusatzwassergaben kommt es sehr wahrscheinlich zu Ausfällen im Weidenbestand und damit zu einer Zunahme des Risikos erhöhter Restdurchsickerung. Im Interesse einer Minimierung dieses Risikos sollte eine wasserhaushaltlich begründete Beregnungssteuerung erarbeitet werden. Die im folgenden vorgestellte Methodik sowie die damit gewonnenen Ergebnisse sind DUNGER U.A. (2004) entnommen.

Folgende zwei wesentliche Arbeitsschritte bezüglich der Erarbeitung des Bewässerungskonzepts sind zu nennen:

- Suche des Optimums in Bezug auf eine ausreichend gute Vegetationsentwicklung bei gleichzeitiger Minimierung des Risikos sich erhöhender Restdurchsickerungsraten (Zielvorgabe: < 110 mm/a) mittels wasserhaushaltlicher Modellrechnungen
- darauf aufbauend die Erarbeitung eines prozessorientierten, modellgestützten Bewässerungskonzepts

Zu berücksichtigen waren zeitliche und räumliche Inhomogenitäten, die sich aus dem zeitlichen Schwankungsverhalten der klimatischen Verhältnisse und aus der räumlichen Verteilung der pedologischen Eigenschaften des Abdeckmaterials ergeben.

8.6.2. Modellparametrisierung

Zunächst ist die Deponie in insgesamt 18 Hydrotope untergliedert worden (vgl. Abbildung 74 im Abschnitt 6.3.2). Die einzelnen Hydrotope sind in der Tabelle 71 hinsichtlich der wesentlichen Modellparameter charakterisiert.

Tabelle 71: *Hydrotopcharakteristik der Deponie Deutzen*

Hydrotop-bezeichnung	Flächengröße [m ²]	Mittlere Böschungs-neigung [%]	Mittlere Böschungs-länge [m]	Exposition	Bodenart nach KA 4 (AG BODEN, 1994)
Hy 1 a	2715	1,7	45	SW	Ls2, fX2
Hy 1 b	2915	1,7	85	SW	Ls2, fX3, Ld4
Hy 2 a	3740	1,5	60	W	Ls2, fX1
Hy 2 b	2355	1,5	45	W	Sl2, fX3, k3
Hy 2 c	2965	1,5	40	W	Ls2, fX2
Hy 2 d	2470	1,5	55	W	Ls2, fX3
Hy 3 a	4035	1,2	80	NW	Sl3, fX1
Hy 3 b	2810	1,2	50	NW	Ls3, fX2
Hy 3 c	1360	1,7	50	N	Su2, fX2
Hy 3 d	2390	1,2	50	NW	Ls2, fX1
Hy 4	2795	1,8	50	NE	Ls2, fX3
Hy 5	1550	4,0	20	E	Ls2, fX3
Hy 6 a	1015	3,0	50	S	Su2, fX2
Hy 6 b	3375	3,0	50	SE	Sl3, fX3
Hy 7 a	605	5,5	20	SE	Sl2, fX2
Hy 7 b	1410	5,5	35	SE	Ls3, fX2
Hy 7 c	2155	5,0	50	SE	Ls2, fX1
Hy 8	1620	2,7	30	S	Ls2, fX2

Bezüglich der Parametrisierung des Weidenbewuchses sowie der in-situ-Untersuchungen zur Ermittlung der wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter sei auf Abschnitt 6.3.2 verwiesen.

Im Unterschied zur Modellkalibrierung, die lediglich für einen sehr kurzen Zeitraum erfolgte, wurden im Interesse einer Berechnungssteuerung, die möglichst viele unterschiedliche Witterungszustände beinhaltet, eine langjährige Reihe mit meteorologischen Messgrößen verwendet (30-jährige Reihe vom 1.11.1972 bis 31.10.2002, Tageswerte).

Im langjährigen Mittel ergeben sich für den Standort folgende Werte:

- Jahresmittel der Lufttemperatur: 9,2 °C
- Jahresmittel der relativen Luftfeuchte: 77 %
- Jahressumme der tatsächlichen Sonnenscheindauer: 1579 h
- Jahressumme des korrigierten Niederschlages: 625 mm

8.6.3. Methodik der Ermittlung prozessorientierter Zusatzwassergaben

Um die Auswirkungen von Zusatzwassergaben quantifizieren zu können, ist zunächst eine Modellierung des Wasserhaushaltes ohne Zusatzwassergaben notwendig gewesen (Ausgangszustand). Nachfolgend sind folgende Bewässerungsstrategien untersucht worden:

- ein Konstanthalten eines vorgegebenen Wassergehaltes (80 %, 66,6% und 50 % nutzbare Feldkapazität nFK) über die gesamte Rekultivierungsschicht während der Sommermonate Mai bis September sowie
- eine Bewässerung ausschließlich der oberen Bodenschichten bis ca. 50 cm Tiefe.

Für letztere Bewässerungsstrategie sprechen folgende Gründe:

- Aus diesem Bereich erfolgt der Hauptteil des Pflanzenentzuges durch die Vegetation, denn die maximale Wurzeldichte liegt in diesem Bodenbereich.
- Die unterhalb der obersten 50 cm liegenden Schichten bis zur Basis der Abdeckung können als Sickerwasser-Pufferzone angesehen werden.

Zur Modellierung einer optimierten Steuerung der Zusatzwassergaben wurde bei Unterschreitung von 80 %, 66,5 % bzw. 50 % nFK (je nach Bewässerungsstrategie) der Bodenschicht 30 cm unter der GOK eine modellinterne Berechnung der notwendigen Beregnungsmenge vorgenommen. Diese Zusatzwassermenge ist am Folgetag angesetzt worden, falls dieser niederschlagsfrei ist und modellseitig wie Niederschlag behandelt worden. Es wurde bewusst darauf verzichtet, eine mehrtägige Witterungsprognose bei den Zusatzwassergaben zu berücksichtigen, weil dies für die Betreiber der Anlage wenig praktikabel ist. Zumutbar ist es jedoch, den Wetterbericht für den aktuellen Tag in die Entscheidung bezüglich einer zusätzlichen Beregnung einzubeziehen.

Bezüglich der zukünftigen Steuerung der Zusatzwassergaben sind zwei Fälle relevant:

- Bewässerungswassersteuerung für die Zeitdauer, für die Bodenfeuchtemesswerte für die beiden Messstandorte vorliegen (vgl. Abschnitt 6.3) und
- Bewässerungswassersteuerung für die Zeitdauer nach Beendigung der Bodenfeuchtemessungen.

8.6.4. Simulationsergebnisse für verschiedene Bewässerungsstrategien

Will man die Wirksamkeit von Zusatzwassergaben quantifizieren, so ist es angeraten, das langjährige wasserhaushaltliche Verhalten der Oberflächensicherung ohne Zusatzwassergaben zu modellieren (bei Annahme, dass der Weidenbewuchs infolge Wassermangels in den Sommermonaten nicht geschädigt wird und deren Verdunstungsleistung folglich erhalten bleibt). Für die Gesamtdeponie ergab sich nach Flächenwichtung der BOWAHALD-Modellergebnisse der Einzelhydrotope folgendes Bild bezüglich der langjährig mittleren Bilanzen:

- korrigierter Niederschlag: 625 mm/a
- reale Verdunstung: 520 – 530 mm/a (über 80 % des Niederschlages)
- Oberflächenabfluss: ca. 10 mm/a (nahezu vernachlässigbar)
- Restdurchsickerung: etwa 90 mm/a (ca. 15 % des Niederschlages)

Vergleicht man die langjährig mittlere Restdurchsickerungsmenge mit dem o.g. tolerierbaren Grenzwert für die Restdurchsickerung von maximal 110 mm/a an, so bleibt die realisierte Abdeckung um ca. 20 mm unter diesem Grenzwert. Diese 20 mm/a können als Reserve in Bezug auf die Planung von zusätzlichen Wassergaben angesehen werden.

Im folgenden ist der im Abschnitt 8.6.3 charakterisierte Fall betrachtet worden, dass die Zusatzwassergaben von Mai bis September in der Art und Weise erfolgen, dass ein konstantes Wasserdargebot über die gesamte Rekultivierungsschicht realisiert wird. Die Tabelle 72 enthält eine Zusammenfassung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten (s. Abschnitt 8.6.3). Die in der Tabelle 72 aufgeführten Werte zeigen eine deutliche Abhängigkeit der Wasserbilanzen von den Zusatzwassergaben.

Je näher die Bodenfeuchte der Rekultivierungsschicht an den Bereich der Feldkapazität heranreicht (hier: 80 % nFK), d.h. je mehr bewässert wird, um so besser sind die Voraussetzungen für die Vegetationsentwicklung. Dies zeigen die im Vergleich zum Zustand ohne Bewässerung höheren Verdunstungswerte.

Tabelle 72: Jahresbilanzen der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen für Zusatzwassergaben bei Auffeuchtung der gesamten 1,2 m Rekultivierungsschicht (als mittlere Jahressummen für die gesamte Deponie)

Variante	P [mm/a]	P _{ZU} [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]
80,0 % nFK	625	239	681	9	173
66,6 % nFK	625	184	655	9	144
50,0 % nFK	625	114	611	9	118
ohne Bewässerung	625	0	525	8	92

P – Niederschlag P_{ZU} – notwendige Zusatzwassergabe ETR – reale Evapotranspiration
 RO – Oberflächenabfluss RU – Restdurchsickerung nFK – nutzbare Feldkapazität

Die Oberflächenabflussmengen werden wegen der vergleichsweise guten Infiltrationseigenschaften der Oberfläche durch eine hinsichtlich Bewässerungsintensität moderat gehaltene zusätzliche Bewässerung nur unwesentlich beeinflusst.

Wie deutlich zu erkennen ist, ist eine infolge Bewässerung gesteigerte Verdunstung nicht in der Lage, die zusätzlichen Bewässerungsmengen zu kompensieren. Infolge dessen steigen auch die Sickerwassermengen. Eine zusätzliche Bewässerung führt zwangsläufig zu höheren Restdurchsickerungsraten, wenn (wie im vorliegenden Fall) keine Dichtungselemente in das Sicherungssystem integriert sind.

Durch die modellierten Restdurchsickerungsraten wird deutlich, dass eine Bewässerung, bei der die Bodenfeuchte über die gesamte Rekultivierungsschicht konstant gehalten wird, wenig effektiv bezüglich einer möglichst geringen Zunahme der Restdurchsickerungsraten ist. Selbst für den Fall, dass die Bodenfeuchte infolge Auffeuchtung in den Sommermonaten nur 50 % nFK (d.h. genau zwischen Feldkapazität und Welkepunkt) beträgt, wird der Grenzwert von 110 mm/a im langjährigen Mittel überschritten.

Nachfolgend ist untersucht worden, wie sich die wasserhaushaltlichen Verhältnisse gestalten, wenn ein konstantes Wasserdargebots lediglich über eine begrenzte Tiefe realisiert wird.

In der Tabelle 73 sind die Ergebnisse für die untersuchten Varianten aufgeführt, für die lediglich die obersten 50 cm hinsichtlich Wassergehalte infolge zusätzlicher Bewässerung in den Monaten Mai bis September auf konstante Bodenfeuchtwerte gebracht worden sind.

Als repräsentativer Messpunkt für den Vergleich zu den modellierten Werten können die beiden Messpunkte des Sand- bzw. Lehmstandorte angesehen werden, die sich in 30 cm u. Gel. befinden (vgl. Abschnitt 6.3.2).

Tabelle 73: Jahresbilanzen der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen für Zusatzwassergaben bei Auffeuchtung der obersten 50 cm der Rekultivierungsschicht (als mittlere Jahressummen für die gesamte Deponie)

Variante	P [mm/a]	P _{ZU} [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]
80,0 % nFK	625	88	595	9	108
66,6 % nFK	625	61	576	9	102
50,0 % nFK	625	35	555	8	97
ohne Bewässer.	625	0	525	8	92

Erklärung der Symbole s. Tabelle 72

fett: Optimum

Die in der Tabelle 73 enthaltenen Werte belegen, dass durch eine gezielte Auffeuchtung der obersten ca. 50 cm der Abdeckung, d.h. des Bereiches der maximalen Wurzeldichte (s. Abschnitt 6.3.2), hinsichtlich sich bildenden Restdurchsickerungsmengen wesentlich effektiver ist. Ohne dass es zu einer Überschreitung des Grenzwertes von 110 mm/a Restdurchsickerung im langjährigen Mittel kommt, kann dieser Bereich in den Sommermonaten hinsichtlich der Bodenfeuchte auf ca. 80 % nutzbarer Feldkapazität gehalten werden.

Gegenüber dem Ausgangszustand erhöht sich die Restdurchsickerung gerade einmal um ca. 10 – 20 mm/a. Die Zusatzwassergaben kommen zu etwa 80 % der Vegetationsentwicklung zugute, was an dem im Vergleich zum Ausgangszustand (ohne Zusatzwassergabe) um 70 mm/a erhöhtem Verdunstungswert deutlich wird.

Der Fall, dass die obersten ca. 50 cm während der Monate Mai bis September auf ca. 80 % nFK bezüglich Bodenfeuchte gehalten werden, kann folglich als Optimalfall angesehen werden. Bei diesem Zustand sind weder eine Schädigung der Vegetation noch eine unakzeptabel hohe Restdurchsickerung zu befürchten.

8.6.5. Schlussfolgerungen bezüglich der Steuerung der Zusatzwassergaben auf der Basis von Bodenfeuchtemessungen

Die Bewässerungssteuerung gestaltet sich für den Fall des Vorliegens von Bodenfeuchtemessdaten logischerweise einfacher als für den Fall, dass diese Messungen beendet sind. Die Menge an Zusatzwasser ergibt sich auf direktem Wege aus der Bodenfeuchtemessung der Messsonde in 30 cm Tiefe. Fällt die Bodenfeuchte unter den kritischen Wert von 80 % nFK (Werte s.o.), so beginnt die Zusatzwassergabe am folgenden Tag, falls keine Niederschlag vorhergesagt ist:

$$P_{ZU} = \Theta_{KRIT} - \Theta_{30\text{ CM}} \quad (123)$$

mit: P_{ZU} - Zusatzwassergabe [mm/d]
 Θ_{KRIT} - kritische Bodenfeuchte (80 % nFK) [Vol.-%]
 $\Theta_{30\text{ CM}}$ - gemessene Bodenfeuchte in 30 cm Tiefe [Vol.-%]

Eine Bodenfeuchteabnahme in 30 cm Tiefe auf einen Wert von beispielsweise 1 Vol.-% unter den kritischen Wert zieht folglich eine Zusatzwassergabe von 1 mm am Folgetag nach sich, falls der Folgetag niederschlagsfrei ist.

Im folgenden ist untersucht worden, welche mittleren und maximalen Zusatzwassergaben sich für die eben quantifizierte Bewässerungsstrategie ergeben. Derartige Informationen sind für die Planung der Zusatzwassermengen und –häufigkeiten von Interesse. Die Tabellen 74 und 75 sollen einen diesbezüglichen Überblick geben. Die durchschnittlichen Zusatzwassergaben liegen in Summe über die Monate Mai bis September bei etwa 80 – 90 mm, wobei in den Monaten Juli und August mit über 20 mm/mon im Mittel die höchsten Monatsgaben einzuplanen sind. In den Monaten Mai und Juni kann man durchschnittlich mit etwa 15 mm

Zusatzwasser rechnen. Im Monat September sind die Zusatzwassergaben mit durchschnittlich ca. 5 mm/mon nahezu vernachlässigbar.

Tabelle 74: Mittlere, saisonal minimale und maximale Zusatzwassergaben für die Lehm- bzw. Sandbereiche der Deponie (monatliche und jährliche Summen in mm)

	Mai	Juni	Juli	August	Sept.	Summe
Mittel	16,2 <i>14,8</i>	16,5 <i>14,8</i>	26,4 <i>24,9</i>	23,5 <i>21,5</i>	6,9 <i>6,2</i>	89,5 <i>82,2</i>
Minimum (1987)	0,0 <i>0,0</i>	0,0 <i>0,0</i>	18,3 <i>12,0</i>	0,0 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	18,5 <i>12,0</i>
Maximum (1976)	44,2 <i>41,3</i>	44,1 <i>40,5</i>	70,8 <i>64,5</i>	40,3 <i>37,9</i>	2,5 <i>2,3</i>	201,9 <i>186,5</i>

normal: Lehmstandort

kursiv: Sandstandort

Tabelle 75: Monatliche mittlere Verteilung der Zusatzwassergaben für die Lehm- bzw. Sandbereiche der Deponie (Anzahl Tage mit Zusatzwassergaben)

Zusatzwassergabe	Mai	Juni	Juli	August	Sept.
0,0 mm/d	23,5 <i>23,5</i>	22,7 <i>22,9</i>	20,5 <i>20,5</i>	21,0 <i>21,1</i>	26,2 <i>26,2</i>
> 0,0 ... 1,0 mm/d	1,8 <i>2,1</i>	1,5 <i>1,6</i>	2,0 <i>2,0</i>	2,1 <i>2,3</i>	1,1 <i>1,4</i>
> 1,0 ... 2,0 mm/d	1,5 <i>1,6</i>	2,0 <i>2,0</i>	2,3 <i>2,6</i>	2,1 <i>1,9</i>	1,1 <i>1,1</i>
> 2,0 ... 3,0 mm/d	2,5 <i>2,3</i>	1,4 <i>1,8</i>	2,3 <i>2,3</i>	2,6 <i>3,0</i>	1,1 <i>0,9</i>
> 3,0 ... 4,0 mm/d	1,3 <i>1,3</i>	1,6 <i>1,3</i>	2,2 <i>2,4</i>	2,4 <i>2,2</i>	0,5 <i>0,4</i>
> 4,0 ... 5,0 mm/d	0,4 <i>0,2</i>	0,8 <i>0,4</i>	1,3 <i>1,0</i>	0,9 <i>0,5</i>	0,0 <i>0,0</i>
> 5,0 ... 6,0 mm/d	0,0 <i>0,0</i>	0,0 <i>0,0</i>	0,4 <i>0,2</i>	0,0 <i>0,0</i>	0,0 <i>0,0</i>
> 6,0 mm/d	0,0 <i>0,0</i>	0,0 <i>0,0</i>	0,0 <i>0,0</i>	0,0 <i>0,0</i>	0,0 <i>0,0</i>

normal: Lehmstandort

kursiv: Sandstandort

In niederschlagsreichen Sommern (wie z.B. 1987) spielen Zusatzwassergaben mit Ausnahme des Hochsommers keine Rolle. Dagegen muss man in niederschlagsarmen Sommern (wie z.B. 1976) mit hohen zusätzlichen Wassergaben, beginnend mit dem Monat Mai rechnen. Die maximalen monatlichen Mengen können durchaus bis 70 mm/mon (Hochsommer) betragen. Selbst außerhalb des Hochsommers sind Zusatzregennmengen von maximal etwa 50 mm/mon anzusetzen (vgl. Tabelle 74).

Die pedologisch bedingten Unterschiede (Lehm-/Sandstandorte) in den Zusatzwassergaben fallen alles in allem gering aus, sollten aber bei der Umsetzung der Bewässerungsplanung durchaus berücksichtigt werden, um die Gefahr erhöhter Restdurchsickerungsraten für die Sandhydrotope zu minimieren.

Die statistischen Untersuchungen (s. Tabelle 75) belegen, dass sich in den Hochsommermonaten Juli und August im Mittel an etwa 10 Tagen eine zusätzliche Beregnung als notwendig erweist. Im September ist dies durchschnittlich an weniger als 5 Tagen notwendig, in allen anderen Sommermonaten zwischen 5 und 10 Tagen.

Dies gestaltet sich in niederschlagsarmen Sommerhalbjahren anders. Während solcher Sommer kann eine Zusatzwassergabe an 15 bis 25 Tagen im Monat notwendig sein. Selbst im September ist dann noch eine Zusatzwassergabe an bis zu 25 Tagen notwendig, es sei denn, man zieht den Erntetermin vor. Nicht selten sind tägliche Sickerwassergaben von 2 bis 4 mm/d notwendig.

Untersucht wurde darüber hinaus (ohne dass hier auf diese Ergebnisse näher eingegangen wird), wie sich die Zusatzwassergaben ändern, wenn nicht an jedem Tag, sondern nur aller 2 bis 7 Tage eine Zusatzwassergabe erfolgen soll.

Es sei vermerkt, dass diese Ergebnisse standortspezifisch und folglich nicht ohne weiteres auf andere Standorte übertragbar sind.

8.6.6. Schlussfolgerungen bezüglich der Steuerung der Zusatzwassergaben auf Basis meteorologischer Kenndaten

Abschließend ist untersucht worden, wie die Sickerwassergaben für den Fall zu optimieren sind, wenn die Bodenfeuchtemessungen an den beiden Messstandorten beendet sind.

An die Stelle der gemessenen Bodenfeuchte- bzw. Saugspannungswerte müssen folglich andere, die Zusatzwassergaben beeinflussende Größen treten. In diesem Zusammenhang wurden eine Vielzahl von möglichen Einflussgrößen untersucht, u.a.:

- Vorregensummen (5-, 10-, 30-Tagevorregensummen)
- Vortemperaturmittel (5-, 10-, 30-Tagevortemperaturmittel)
- monatsvariable Schwellenwertuntersuchungen der eben genannten Größen

Im folgenden soll ausschließlich das im Ergebnis dieser Untersuchungen aus wasserhaushaltlicher Sicht optimale Bewässerungskonzept vorgestellt werden. Dieses Konzept verbindet die monatsvariablen Schwellenwertuntersuchungen mit Zusatzwassergaben in Abhängigkeit von den 5- und 30-Tagevorregensummen. Die o.g. Vortemperaturmittel haben hingegen kaum einen Einfluss auf die Zusatzwassergabensteuerung.

Ferner stellte sich heraus, dass (wegen der geringen Unterschiede) keine für die Lehm- und Sandstandorte getrennte Bewässerungsstrategie notwendig ist.

Die Tabelle 76 enthält die monatsvariablen Zusatzwassergaben in Abhängigkeit von den 5- und 30-Tagevorregensummen für den Fall täglicher Zusatzwassergaben. Eine Zusatzwassergabe wird notwendig, wenn die 5-Tagevorregensumme 5 mm unterschreitet.

Tabelle 76: Maximale tägliche Zusatzwassergaben [in mm] für die Lehm- und Sandstandorte bei Unterschreitung einer 5-Tagevorregensumme von 5 mm

30-Tagevorregensumme [mm]	Mai	Juni	Juli	August	September
< 60	0	1	1	1	0
< 50	1	2	2	2	0
< 40	2	3	3	3	1
< 30	3	4	4	4	2
< 20	4	5	5	5	3

Für eine 30-Tagevorregensumme zwischen 30 und 40 mm sind bei Unterschreiten einer 5-Tagevorregensumme von 5 mm beispielsweise im Monat Mai eine tägliche Zusatzwassergabe von maximal 2 mm möglich. In den Monaten Juni bis August können täglich maximal 3 mm zusätzlich beregnet werden, im September hingegen maximal 1 mm. Zu Beginn sowie vor allem am Ende der verdunstungsaktiven Hauptwachstumsperiode fallen die maximal möglichen täglichen Zusatzwassergaben bei sonst gleichen Bedingungen folglich geringer aus.

Mit dieser Bewässerungsstrategie ergeben sich für die gesamte Deponie die in der Tabelle 77 aufgeführten langjährig mittleren Wasserbilanzen.

Tabelle 77: Jahresbilanzen der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen für Zusatzwassergaben entsprechend Tabelle 76 (als mittlere Jahressummen)

	P [mm/a]	P _{ZU} [mm/a]	ETR [mm/a]	RO [mm/a]	RU [mm/a]
Deponie insgesamt	625	91	598	9	109

Erklärung der Symbole s. Tabelle 72

Die bereits mehrfach diskutierten Zielvorgaben hoher Verdunstung, nicht allzu hoher Oberflächenabflüsse sowie Restdurchsickerungsraten von maximal 110 mm/a sind folglich auch nach Beendigung der Bodenfeuchte- und Saugspannungsmessungen erfüllbar und dies allein dadurch, dass der Niederschlag gemessen und die 5- bzw. 30-Tagevorregensummen ermittelt werden.

Die Güte einer Bewässerungsstrategie lässt sich natürlich nicht allein an den Restdurchsickerungsraten fest machen. Untersucht wurden folglich ferner, wie oft bestimmte Wassergehalte (insbesondere in der verdunstungsaktivsten Schicht bis ca. 50 cm u. Gel.) unterschritten werden, wie häufig folglich Stresssituationen für die Weiden auftreten (Herangehensweise äquivalent Abschnitt 8.3).

Im Ergebnis dieser Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass eine bodenfeuchtebasierte Zusatzwassergabensteuerung effektiver ist, d.h. weniger häufig kritische Bodenfeuchtwerte auftreten. Man kann logischerweise von einer weniger prozessorientierten Bewässerungsstrategie (hier: Zusatzwassergaben lediglich auf Grundlage von Vorregensummen) nicht genauso gute Effekte erwarten, auch wenn die Wasserbilanzen in etwa gleich ausfallen.

8.7. Untersuchungen zur Sensitivität ausgewählter Modellparameter

Für eine Vielzahl von Oberflächensicherungen liegen im Zusammenhang mit der Optimierung der wasserhaushaltlich relevanten Modellparameter (s. z.B. Abschnitt 8.2) Untersuchungsergebnisse bezüglich ihrer Sensitivität vor.

Schwierig gestaltet sich die Quantifizierung von Auswirkungen bezüglich der Veränderungen bestimmter Modellparameter, weil diese von vielen Faktoren abhängen, vor allem:

- von der klimatischen Situation
- von der Morphologie (Hangneigung, Hanglänge, Exposition)
- vom Schichtenaufbau
- vom Bewuchs
- von den pedologischen Eigenschaften der Schichten (k_f -Werte, Porositäten)

Es kann folglich nicht abgeleitet werden, dass sich beispielsweise die Restdurchsickerungswerte immer um 20 % erhöhen, wenn etwa die nutzbare Feldkapazität des Rekultivierungssubstrats sich um 10 Vol.-% verkleinert oder der k_f -Wert eines Dichtungselements um eine halbe Zehnerpotenz zunimmt.

Für Oberflächensicherungssysteme ohne dichtende Elemente, die folglich vorrangig auf dem Verdunstungsprinzip beruhen (vgl. insbesondere Abschnitte 3.2 und 8.2) beeinflussen folgende Parameter das Ergebnis bezüglich der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen Verdunstung, Oberflächenabflussbildung und Restdurchsickerung maßgebend (Reihenfolge = Wichtung):

a) klimatische Situation:

Geringe Niederschläge (insbesondere im verdunstungsinaktiven Winterhalbjahr) in Kombination mit einem hohen, die potenzielle Verdunstung fördernden, Energiedargebot führen zu höheren Verdunstungswerten und folglich zu geringeren Restdurchsickerungsmengen. Auch die Oberflächenabflüsse reagieren sensitiv. Sicherungssysteme ohne Dichtelement können unter günstigen klimatischen Bedingungen (z.B. im Regenschatten des Harzes) hinsichtlich der Restdurchsickerungsmengen durchaus gleichwertig zu Systemen mit Dichtungskomponente sein.

b) nutzbare Feldkapazität und/oder der Mächtigkeit des Rekultivierungssubstrats:

Erhöhungen führen zu höheren Verdunstungswerten und folglich zu geringeren Restdurchsickerungsmengen. Gebildete Oberflächenabflussmengen reagieren dagegen wenig sensitiv.

c) k_f -Wert des Rekultivierungssubstrats:

Abminderungen führen zu höheren Oberflächenabflusswerten (beginnend bei k_f -Werten von 10^{-6} m/s und darunter). Infolge der dadurch geringeren Infiltrationsmengen sinkt die reale Verdunstung (meist allerdings nur geringfügig). Im Wechselspiel Oberflächenabflussbildung/Verdunstung reagiert die Bildung von Sickerwasser, wobei in den meisten Fällen die Bildung von Restdurchsickerung mit der Oberflächenabflussbildung gegenläufig reagiert.

d) Bewuchs:

Zunehmender Bewuchs bewirkt eine Abnahme der Oberflächenabflüsse, eine Zunahme der Verdunstung (die i.d.R. größer ist als die Abnahme des Oberflächenabflusses) und damit in Summe einen Rückgang der Restdurchsickerungswerte.

e) Exposition:

Die Exposition (Ausrichtung) hat zunächst keine direkte Auswirkung in Bezug auf die Oberflächenabflussbildung, allerdings indirekt über die Vorfeuchte der Oberfläche. Dies führt dazu, dass nordexponierte Standorte bei ansonsten gleichen Bedingungen wegen der tendenziell höheren Bodenfeuchte etwas mehr Oberflächenabflüsse liefern als südexponierte. Spürbar hingegen ist eine Zunahme der Verdunstung und damit eine Abnahme der Restdurchsickerungswerte im Falle einer südlichen Exposition (gegenläufig bei nördlicher Exposition) gegenüber nicht bzw. ost-/westgeneigten Standorten.

Generell ähnlich sind die Sensitivitäten für Oberflächensicherungssysteme mit Dichtungselementen. Allerdings ändert sich die Reihenfolge hinsichtlich der wesentlichen Parameter (Reihenfolge = Wichtung):

a) k_f -Wert des Dichtungselements:

Deutlich spürbar ist die Reaktion bezüglich der Restdurchsickerungsmengen (geringere k_f -Werte bedingen kleinere Restdurchsickerungen). Eine 100-% Dichtheit reduziert die Restdurchsickerungsmengen auf Null. Die Oberflächenabfluss- und Verdunstungsmengen werden hingegen nicht beeinflusst (Ausnahme: Wasseraufstau auf der Dichtschicht infolge nicht vorhandener oder nicht ausreichend hydraulisch wirksamer Drainschicht)

b) k_f -Wert der oberhalb des Dichtungselements liegenden Schicht (i.d.R. Drainelement, ggf. Rekultivierungsschicht):

Geringe Durchlässigkeiten der unmittelbar über dem Dichtungselement liegende Schicht bewirken einen zunehmenden Wasseraufstau auf der Dichtung und damit eine Erhöhung der Restdurchsickerungsmengen.

c) weitere Parameter:

Alle im Zusammenhang mit Sicherungssystemen ohne Dichtungselement genannten Parametervariationen wirken (allerdings zum Teil sehr eingeschränkt).

9. Zusammenfassung und Ausblick

Dem Ziel der Sicherung von Ablagerungen (Deponien, Halden) gegenüber Austrägen über den Wasser- und Luftpfad dienen Maßnahmen der oberflächlichen Profilierung, Begrünung und Abdeckung bzw. Abdichtung.

Neben einer ganzen Reihe von Aufgaben, die im Zusammenhang mit der oberflächlichen Sicherung von Ablagerungen zusammenhängen, steht deren wasserhaushaltliches Verhalten im Blickpunkt des Interesses. Die sich hieraus ergebenden Frage- und Aufgabenstellungen können vielschichtig sein, so u.a.:

- die Bilanzierung der Wassermengen innerhalb von Sicherungssystemen,
- der Vergleich der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit verschiedener Sicherungsvarianten im Rahmen von Planungsarbeiten und die Erarbeitung von Vorzugsvarianten,
- die Bewertung der Erosions- und Standsicherheit der Böschungen,
- die Planung der Wasserhaltung (Bemessung von ober- und unterirdische Entwässerungseinrichtungen),
- die Einschätzung der Dauer und Beständigkeit von Renaturierung und Begrünung,
- Maßnahmen zur Verminderung bzw. Verhinderung der Abwehung von Staub und anderen Substanzen (Radionuklide, Schwermetalle, Gase ...) sowie
- die Einschätzung der Langzeitbeständigkeit und der Langzeitfunktionalität vorhandener bzw. zu planender Sicherungsmaßnahmen.

Wegen der Vielzahl denkbarer Aufgabenstellungen im Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt von Ablagerungen, vor allem aber wegen der Vielzahl, Komplexität und Verflechtung der wasserhaushaltlichen Prozesse, die sowohl im Ablagerungskörper selbst als auch (so vorhanden) in den Sicherungssystemen wirken, erweisen sich im allgemeinen einfache Ansätze zur Quantifizierung des wasserhaushaltlichen Verhaltens als nicht ausreichend. Als zielführend haben sich hingegen anwendungsorientierte Wasserhaushaltsmodelle erwiesen.

Das weltweit am weitesten verbreitete und angewendete Modell zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes von Deponien, das bezüglich einer Anwendungen jedoch nicht aus-

schließlich auf Deponien beschränkt ist, ist das seit Anfang der 1980-er Jahre im Auftrag der US Environmental Protection Agency EPA entwickelte Modell HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance, SCHROEDER ET AL., 1994).

Im nationalen Maßstab ist es ebenfalls das HELP-Modell, das die größte Verbreitung gefunden hat. Für deutsche Verhältnisse angepasst und validiert (BERGER, 1998) sind es vor allem die Versionen 3.50d (BERGER, 2001) und 3.80d (BERGER, 2004), die derzeit angewendet werden.

Eine Alternative zum HELP-Modell stellt das Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD dar, das aufbauend auf dem Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM (DUNGER, 1985, 1989, PESCHKE, 1983, GURTZ, 1988) insbesondere seit Beginn der 1990-er Jahre kontinuierlich weiterentwickelt wurde und gegenwärtig in der Version 04/2002 (DUNGER, 2002 a) vorliegt. Vor allem in Sachsen ist das Modell BOWAHALD ein alternativ zum HELP-Modell empfohlener Simulator (LFUG, 1999, SMUL, 1999).

Beim Modell BOWAHALD handelt es sich um ein anwendungsorientiertes Mehrschichten-boxmodell, das die wesentlichen in Oberflächensicherungen ablaufenden hydrologischen Prozesse quantifiziert:

- Oberflächenvernässung und Oberflächenabflussbildung, Infiltrationsprozess
- Schneeakkumulation und -ablation
- Muldenspeicherung
- Versickerungsprozess
- hypodermische Abflussbildung
- Verdunstungsprozess (potenzielle und reale Evapotranspiration einschließlich Interzeption)
- Bodenfeuchteverteilung

Sämtliche zur Modellierung benötigten Eingangsdaten und -parameter sind physikalisch determiniert und mit vertretbarem Aufwand beschaffbar. Es werden keine exotischen Parameter benötigt.

Informationen zu folgenden Parametergruppen werden benötigt:

- geographische und morphologische Parameter
- pedologische Parameter
- Nutzungs- und Bewuchsparameter
- meteorologische Daten

Die zeitliche Diskretisierung orientiert sich an der zeitlichen Auflösung der meteorologischen Daten und reicht von täglichen meteorologischen Messwerte über monatliche Messwerte bis hin zu langjährigen Monatsmittelwerten. Modellintern wird unabhängig vom meteorologischen Datenmaterial mit einer Zeitdiskretisierung von einem Tag gearbeitet, wobei ggf. Tageswerte synthetisiert werden.

Räumlich horizontal ist das zu bearbeitende Objekt in Hydrotope zu untergliedern (Flächen mit gleichen oder zumindest ähnlichen hydrologischen Eigenschaften). Anhaltspunkte für die Untergliederung können unterschiedliche Expositionen und Gefälle, unterschiedliche Schichtenaufbauten und verschiedenartiger Bewuchs sein.

Die Hauptanwendungsbereiche des Modells BOWAHALD sind:

- Wasserhaushaltsuntersuchungen zum Istzustand einer Halde bzw. Deponie
- Planungsszenarien in Bezug auf die wasserhaushaltliche Optimierung einer Oberflächen-sicherung (Schichtenaufbau, Schichtparameter)
- Sickerwasserprognosen von Halden-/Deponieflächen (entsprechend Forderung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung)
- Einschätzung der Chancen für eine ausreichende Vegetationsentwicklung sowie Untersuchungen zum Stressverhalten der Vegetation in Abhängigkeit von den Speichereigenschaften der Rekultivierungsschicht → qualitative Aussagen zu den Gefahren bezüglich eines Wurzeltiefenwachstums in bzw. durch mineralische Dichtungselemente
- eine qualitative Einschätzung der Langzeitbeständigkeit vorhandener bzw. zu planender Sicherungsmaßnahmen (hinsichtlich pedologischer Parameter der Sicherungsschichten sowie der Dauer und Beständigkeit von Renaturierung/Begrünung)

Geeignet ist das Modell BOWAHALD insbesondere für folgende Oberflächensicherungssysteme:

- Regelaufbau nach TA Siedlungsabfall, insbesondere Deponieklassen 0 und I (Sicherheitssysteme ohne Kunststoffdichtungsbahnen)
- Abdeckungen/Abdichtungen von Altablagerungen mit mineralischen Substraten (z.B. qualifizierte Abdeckungen)
- temporäre Abdeckungen

Keine Eignung besteht für Kapillarsperren. Ferner ist das Modell wegen der hohen Bedeutung des Sekundärporensystems, der hohen Parameterunsicherheiten und ggf. dem Stattfinden von aeroben/anaeroben bzw. thermischen Wasserumsetzungsprozessen in Ablagerungen nur bedingt für nicht oberflächengesicherte Deponien/Halden anwendbar.

Folgende Modellansätze finden in den Teilmodellen des Modells BOWAHALD wieder:

Bezüglich der Quantifizierung der Schneeschmelze wird das Tagesgradverfahren (s. u.a. DYCK, PESCHKE, 1995, SINGH & SINGH, 2001, SINGH ET AL., 2005) zur Nachbildung der Wärmeaustauschprozesse zwischen Atmosphäre und Schneedecke genutzt. Wärmeaustauschprozesse zwischen Schneedecke und Boden sind im Modell BOWAHALD nicht erfassbar.

Zur Modellierung der Interzeption werden Interzeptionsspeichermodelle genutzt, die eine Interzeptionsberechnung sowohl für Grasbewuchs bzw. landwirtschaftliche Kulturen als auch für Bäume und Sträucher ermöglichen:

- Grasbewuchs bzw. landwirtschaftliche Kulturen: Interzeptionsansatz nach HOYNINGEN-HUENE (1983)
- Bäume und Sträucher: Ansatz nach JUNGHANS (1975)

Das Interzeptionsteilmodell des Modells BOWAHALD ist damit für praktisch alle Bewuchsarten anwendbar, die zur Begrünung von Oberflächensicherungen Verwendung finden.

Zur Modellierung der Oberflächenabflussbildung nutzt das Modell BOWAHALD das Curve-Number-Verfahren des US Soil Conservation Service (US-SCS, 1972, 1985, 1986). Dem Infiltrationsteilmodell ist dabei ein Muldenspeichermodell vorgeschaltet. Im Teilmodell zur Oberflächenabflussbildung werden alle wesentlichen Einflussfaktoren (Oberflächenmorphologie und –pedologie, Vorfeuchte, Schichtungsverhältnisse, Bewuchs) berücksichtigt.

Im Modell BOWAHALD wird die Bodenwasserbewegung ausschließlich für gesättigte Bedingungen nach dem DARCY-Gesetz in Kombination mit der Kontinuitätsgleichung nachgebildet. Der Verlauf und das vertikale Fortschreiten der Bodenfeuchte werden dabei durch eine Stufenfunktion approximiert. Da folglich als einzige treibende Kraft das Gravitationspotenzial wirkt, können ungesättigter Fluss, Diffusion von Wasserdampf und kapillarer Aufstieg nicht direkt erfasst werden.

Hypodermische Abflüsse können an beliebigen Schichtgrenzen innerhalb des betrachteten Profils entstehen (innerhalb der Rekultivierungsschicht, in Drainschichten ...), falls es an diesen zu einem Wasseraufstau kommt.

Die Verdunstungsermittlung erfolgt im Modell BOWAHALD in zwei Schritten. Zunächst wird auf Grundlage atmosphärischer Größen unter Zuhilfenahme empirischer Gleichungen (je nach Datenlage PENMAN, TURC, IVANOV bzw. HAUDE.) die potenzielle Verdunstung berechnet. Diese wird in Abhängigkeit vom Bewuchs und den morphologischen Bedingungen (Exposition, Hangneigung) standortkorrigiert. Die reale Verdunstung wird durch Reduktionsfunktionen realisiert, die die Vegetationsentwicklung, die Wurzelverteilung und die Bodenfeuchte (Trockenstress) berücksichtigen. Werte zu bewuchsrelevanten Verdunstungsparametern werden modellintern berechnet oder stammen aus Modelldatenbanken.

Gegenüber dem in Deutschland am häufigsten angewendeten Modell HELP (SCHROEDER AT AL., 1994, BERGER, 1998) weist das Modell BOWAHALD folgende Vorteile auf:

- Die Interzeptions- und Verdunstungsteilmodelle sind flexibler. Neben Gras können u.a. Strauch- und Baumvegetationen sowie landwirtschaftliche Kulturen erfasst werden.
- Es ist keine Definition von Schichttypen notwendig. Schichten mit beliebigen Eigenschaften können in beliebiger Reihenfolge aufeinander folgen.

- Die Zeitdiskretisierung des meteorologischen Datenmaterials ist durch die Verwendung täglicher bzw. monatlicher Messwerte sowie langjährig mittlere Monatswerte flexibler als beim HELP-Modell.
- Das Modell BOWAHALD berücksichtigt direkt den Einfluss von Exposition und Hangneigung in Bezug auf die Verdunstungsmodellierung. Eine externe Korrektur der Globalstrahlung bezüglich Exposition und Neigung ist nicht notwendig.

Allerdings ist das HELP-Modell dem Modell BOWAHALD in folgenden Dingen überlegen:

- Das HELP-Modell hat einen ungleich höheren Validierungsstand (BERGER, 1998) und ist das weltweit am meisten angewendete Deponiewasserhaushaltsmodell.
- Das HELP-Modell berücksichtigt im Gegensatz zu BOWAHALD das Gefrieren und das Auftauen des Bodens sowie die Oberflächenabflussbildung infolge Regen auf gefrorenen Boden.
- Geomembranen sind in unkomplizierter Form erfassbar (betrifft insbesondere die Parametrisierung und Modellierung von Fehlstellen).
- Durch die Berücksichtigung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit bei der Quantifizierung der Wasserbewegung ist das Versickerungsteilmodell prozessadäquater.

Vor allem wegen der Zeitdiskretisierung von einem Tag sind dem Modell BOWAHALD Grenzen bezüglich der Nachbildung zeitlich hochaufgelöster Prozesse (vor allem Oberflächenabfluss- und hypodermische Abflussbildung) gesetzt. Starkregenereignisse kurzer Dauer (< 1 Tag) können mittels BOWAHALD im Hinblick auf die Oberflächenabfluss- und hypodermische Abflussbildung folglich nur unzureichend nachgebildet werden.

Für eine ganze Reihe von praktischen Aufgabenstellungen, die mit dem Verhalten von Oberflächensicherungen im Starkregenfall zusammenhängen, ist eine zeitlich hochaufgelöste Quantifizierung jedoch wünschenswert, so vor allem:

- bezüglich der Bemessung von Entwässerungseinrichtungen (oberirdische Entwässerungssysteme, Drainelemente)
- Bemessung von oberirdischen Rückhalteräumen
- Berechnung von Einleitmengen in die Vorflut

Es galt folglich, die BOWAHALD-Modellinhalte für Betrachtungen zum Starkregenfall zu modifizieren und zu ergänzen. So entstanden die BOWAHALD-Module:

- ROHALDEP zur Bemessung oberirdischer Entwässerungseinrichtungen und
- DRAINAGE zur Bemessung von Drainelementen.

Beide Module berechnen auf Grundlage von Starkregeninformationen (Regenmenge, -dauer und –wiederkehrintervall) ober- bzw. unterirdische bemessungsrelevante Abflussmengen.

Das Modell BOWAHALD ist unter Zuhilfenahme vor allem von Lysimeteruntersuchungen, Sickerwasser-, Durchfluss- und Bodenfeuchtemessungen an einer ganzen Reihe von Objekten getestet und kalibriert worden. Aus den Kalibrierungsergebnissen sind eine Reihe von Schlussfolgerungen bezüglich der Möglichkeiten und Grenzen des Modells BOWAHALD ableitbar:

- gute Nachbildung des langjährigen Verhaltens von Oberflächensicherungen insbesondere für leichte, nur gering bis mäßig speicherfähige Rekultivierungssubstrate selbst mit den modellseitig hinterlegten Werten
- ggf. größere Abweichungen für Rekultivierungssubstrate mit einem hohen Wasserspeichervermögen, d.h. mit hohen nutzbaren Feldkapazitäten
- Schwierigkeiten bezüglich der Nachbildung von kurzen Simulationsperioden und Einzelereignissen, in denen eine hohe Sickerwassermenge gebildet wird (gegenüber dem natürlichen System zu schnelle Transformation des Niederschlages in Sickerwasser mit ausgeprägten Spitzen infolge des vergleichsweise einfachen Versickerungsmodells)
- hinreichend gute Erfassung von Ausschöpfperioden hinsichtlich der Ausschöpfungsbeträge
- befriedigende Anpassungen des tiefenabhängigen Verlaufs der Bodenfeuchte hingegen meist nur durch gezielte Veränderungen der Bewuchsparameter erzielbar → qualitative Aussagen zu den Gefahren bezüglich des Wasserstresses möglich, in die ein Bewuchs während Trockenperioden kommen kann, jedoch keine quantitativen Betrachtungen zur Austrocknung und Durchwurzelung von mineralischen Dichtungselementen
- Wassergehalte über Feldkapazität wegen des einfachen Versickerungsansatzes nur durch die Integration einer wasserstauenden Schicht möglich

Die Modellkalibrierungen unterstreichen, dass Geländeuntersuchungen und Modellbetrachtungen sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern als gegenseitige Ergänzung anzusehen sind. Standortbezogen sind Messungen (Lysimeter, Bodenmessstellen, Testfelder) nicht durch Modelle ersetzbar. Modelle stellen lediglich eine Möglichkeit dar, die im Gelände nicht gemessenen Größen zu quantifizieren und somit die ablaufenden hydrologischen Prozesse zu differenzieren.

Andererseits sind (auf Grundlage von Messungen kalibrierte) Modelle ein brauchbares Instrumentarium, wenn es um die Übertragung von Untersuchungen auf unbeobachtete oder unzureichend beobachtete Standorte und um Szenarienrechnungen geht. Denn klar ist auch: die überwiegende Anzahl der Halden- und Deponiestandorte verfügt nicht über entsprechende Messeinrichtungen und dennoch sind Aussagen zum gegenwärtigen bzw. künftigen wasserhaushaltlichen Verhalten notwendig.

Mit dem Modell BOWAHALD liegt ein hierfür praktikables Instrumentarium vor, das den Nutzer in die Lage versetzt, mit vertretbarem Aufwand bezüglich Daten- und Parameterhandling anwendungsorientierte Lösungen zu erarbeiten. Zahlreiche Modellanwendungen für die verschiedensten wasserhaushaltlichen Problemstellungen, die mit Oberflächensicherungen im Zusammenhang stehen, belegen dies und sind mit Sicherheit ein wesentlicher Grund dafür, dass das Modell BOWAHALD insbesondere in Sachsen eine weite Verbreitung und Anerkennung gefunden hat.

Neue bzw. in den letzten Jahren verstärkt auftretende Anforderungen im Zusammenhang mit der Planung von Oberflächensicherungen sowie die in der vorliegenden Arbeit mehrfach diskutierten Reserven des Modells BOWAHALD geben Anlass, Möglichkeiten für künftige Weiterentwicklungen aufzuzeigen.

Von allen im Modell BOWAHALD implementierten Teilmodellen ist es zweifellos das Versickerungsteilmodell, das verbesserungswürdig ist. Der Ersatz des bislang verwendeten einfachen DARCY-Ansatzes, mit dem ausschließlich der gravitativ verursachte Wasserfluss nachbildbar ist, durch die RICHARDS-Gleichung (inklusive Parametrisierung entsprechend VAN GENUCHTEN / MUALEM) würde zweifelsfrei zu einer prozessadäquateren Nachbildung

des Wasserflusses innerhalb der Oberflächensicherung führen und es u.a. prinzipiell ermöglichen, zumindest nicht thermisch bedingten Austrocknungsprozesse mineralischer Dichtungselemente nachzubilden. Fairerweise muss vermerkt werden, dass es in der Vergangenheit bereits Versuche einer Verbesserung des Versickerungsteilmodells durch die Einbeziehung eines Bodenspeichermodells, das auf GLUGLA (1969) zurück geht, gegeben hat. Der Ersatz des DARCY-Ansatzes gestaltet sich jedoch als außerordentlich komplex, weil mit dem Versickerungsprozess eine ganze Reihe von anderen Prozessen verbunden sind, in die man eingreifen muss: Stauwasserbildung, hypodermische Abflussbildung, Bodenfeuchteberechnung.

Wünschenswert, aber ebenfalls mit hohem Aufwand verbunden, wäre zweifellos die Einbeziehung eines Teilmodells zur Nachbildung des Makroporenflusses ebenso wie die Integration eines Teilmodells zum Gefrieren und Auftauen des Bodens.

Das zeitlich veränderliche Verhalten von Oberflächensicherungen ist in den letzten Jahren zunehmend in das Blickfeld des Interesses geraten. Neben der sukzessiven Entwicklung des Bewuchses, dessen Nachbildung bereits mittels BOWAHALD möglich ist, sind es mögliche Veränderungen bezüglich der Substrateigenschaften der zur Sicherung verwendeten Schichten, die zunehmend von Interesse sind. Sich zeitlich verändernde Materialeigenschaften sind prinzipiell bei allen Sicherungsschichten möglich. Eine Einbeziehung derartiger Veränderungen in das Modell BOWAHALD wäre (ähnlich wie im Fall von Bewuchsveränderungen) in unproblematischer Art und Weise durch ein zusätzliches Parameterfile möglich. Dies würde jedoch voraussetzen, dass ausreichend Daten aus entsprechenden Versuchen vorliegen, die eine Parametrisierung langzeitlicher Materialveränderungen ermöglichen und gerade hierin liegt gegenwärtig die Schwierigkeit. In-situ-Versuchsreihen aus Testfeldern bzw. Lysimetern sind zu kurz, die Übertragung von Ergebnissen aus Laborversuchen (inklusive Zeitrafferversuchen) noch zu unsicher.

Nicht zuletzt erscheint eine Validierung des Modells BOWAHALD an hierfür geeigneten Standorten, an denen verschiedene Oberflächensicherungssysteme über einen möglichst langen Zeitraum wasserhaushaltlich untersucht werden, sinnvoll. Bezogen auf Sachsen würden sich hierfür insbesondere die Testfelder der Deponie Nadelwitz bei Bautzen eignen.

10. Literaturverzeichnis

Adamcova, R., M. Kisova und F. Ottner (2000):

Hochplastische Tone im Deponiebau. Abstractband zur Jahrestagung der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe, Zürich, 30. August bis 1. September 2000.

AG Boden (1994):

Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage. Herausgeber: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

AG Boden (2005):

Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage. Herausgeber: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Albers, K.-H. (2003):

Die Kunststoffdichtungsbahn als alleinige Dichtung gemäß DepV § 14, Abs. 6. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2003. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 128, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Albrecht, F. (1962):

Die Berechnung der natürlichen Verdunstung (Evapotranspiration) der Erdoberfläche aus klimatologischen Daten. Offenbach: Berichte des Deutschen Wetterdienstes 11 (83), S. 3 – 19.

Aldinger, E., D. Seemann und V. Konnerth (1996):

Wurzeluntersuchungen auf Sturmwurfflächen 1990 in Baden-Württemberg. Mitteilungen Verein für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, Heft 38, S. 11 – 22.

Allen, R.G., M. Smith, A. Perrier & L.S. Pereira (1994):

An Update for Definition of Reference Evapotranspiration. ICID Bulletin 43, No. 2, pp. 1 – 34.

ATV Abwassertechnische Vereinigung (2000):

ATV-Arbeitsblatt A 118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen, Ausgabe 1/2000, Abwassertechnische Vereinigung (ATV), St. Augustin.

August, H., R. Tatzky-Gerth, R. Preuschmann und I. Jacob (1992):

Permeationsverhalten von Kombinationsdichtungen bei Deponien und Altlasten gegenüber wassergefährdenden Stoffen. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Nr. 102 03 412, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Balazs, A. und H.-M. Brechtel (1974):

Wieviel Wasser kommt aus dem Bramwald? Allgemeine Forstzeitschrift 29, S. 1083 – 1090.

BAM Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (1995):

Anforderungen an die Schutzschicht für die Dichtungsbahnen in der Kombinationsdichtung. Zulassungsrichtlinie für Schutzschichten, BAM-Deponietechnik, August 1995: 14 S., 5 Tab., 4 Anh.; Berlin.

BAM Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (1999):

Richtlinie für die Zulassung von Kunststoffdichtungsbahnen für die Abdichtung von Deponien und Altlasten. 2. Auflage, Sonderheft 1/99 des Amts- und Mitteilungsblatts der BAM, Wirtschaftsverlag Nordrhein-Westfalen, Verlag für neue Wissenschaft GmbH Bremerhaven.

- BAM Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (2000):
Anforderungen an Dichtungskontrollsysteme in Oberflächenabdichtungen von Deponien. Empfehlungen des Arbeitskreises Dichtungskontrollsysteme (AKDKS), herausgegeben vom Labor IV.32, Deponietechnik, 1. Auflage, November 2000.
- Banerjee S.C. (1982):
A theoretical design to the determination of risk index of spontaneous fires in coal mines. In: Journal of Mines, Metals and Fuels, Vol. 30, pp. 399 – 406.
- Bardossy, A. (1993):
Stochastische Modelle zur Beschreibung der raum-zeitlichen Variabilität des Niederschlages. Diss. Univ. Karlsruhe, zugleich: Institut f. Hydrologie u. Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe, H. 44, 1993.
- Bartels, H., G. Malitz, S. Asmus, F.M. Albrecht, B. Dietzer, T. Günther und H. Ertel (1997):
Starkniederschlagshöhen für Deutschland KOSTRA. Deutscher Wetterdienst, Abteilung Hydrometeorologie, Offenbach a. M., Selbstverlag.
- Bartels, H. , B. Dietzer, G. Malitz, F.M. Albrecht und J. Guttenberger (2005):
KOSTRA-DWD-2000, Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951 - 2000) – Fortschreibungsbericht – Deutscher Wetterdienst, Abteilung Hydrometeorologie, Offenbach a. M., Selbstverlag.
- Barth, C. (2003):
Die Wirksamkeit der Kapillarsperre als Deponieoberflächenabdichtung – Feldversuche auf der Deponie Bayreuth. Dissertation der Fakultät für Geowissenschaften der Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Bauer, E. (2001):
Eignung verschiedener Materialien für Kapillarsperren: Auswahl und Dimensionierung. Dissertation, Münchner geologische Hefte, Reihe B: Angewandte Geologie, Heft 13.
- Bauer, W. und S. Meisinger (1999):
Infiltration von Deponiesickerwasser – Ein Verfahren zur Optimierung von biologischen Umsetzungsprozessen in abgedichteten Deponien. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 114, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Baumgartner, A. und H.-J. Liebscher (1990):
Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- BbodSchV Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (1999):
Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- BCE (1997):
Niederschlag – Abfluss – Modell BCENA1. Modellbeschreibung, Björnßen Beratende Ingenieure GmbH, Erfurt, (unveröff.).
- Beak (2002):
Bodenwasserhaushalts- und Sickerwassermodell für 9 verschiedene Böden der Lysimeterstation Brandis. Bericht der Fa. Beak Consultants GmbH Freiberg (unveröff.).

- Beck, Ch., J. Grieser und S. Trömel (2004):
Die Trockenperiode des Jahres 2003 in Deutschland im Kontext langzeitlicher Niederschlagsvariabilität. Klimastatusbericht 2003, Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main, 2004.
- Becker, A. (1975):
EGMO - Einzugsgebietsmodelle zur Abflußberechnung, -vorhersage und -simulation. WWT 25 (1975) 9, S. 316 – 322.
- Becker, A. & P. Serban (1990):
Hydrological models for water resources – system design and operation. WMO, Operational Hydrology Report No. 34, WMO-No. 740, Geneva.
- Becker, A., B. Klöcking, W. Lahmer & B. Pfützner (2002):
The Hydrologic Modelling System ArcEGMO. In: Mathematical Models of Large Watersheds Hydrology (Eds. Singh, V.P. & D.K. Frevert): Water Resources Publications, Littleton/Colorado, ISBN 1-887201-34, pp. 321 – 384.
- Bethge, P. und A. Lorenz (1999):
Feuer unter China. Der Spiegel, Hamburg, Band 44, S. 238 – 242.
- Belouschek, P. (1993):
Verbesserungen der Sorptionseigenschaften von wasserglasvergüteten mineralischen Dichtungssystemen für Altlasten und Deponien. Forschungsnetz: Abfallwirtschaft und Altlasten des Landes NRW (FOONA), Verbundprojekt 3, Knoten 4.
- Belouschek, P., J.U. Kügler und D. Reichert (1998):
TA-Si konforme Oberflächenabdichtung mittels Dichtsysteme aus industriellen Massenreststoffen und wasserglasvergüteten Klärschlämmen. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 109, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Belouschek, P. und J.U. Kügler (2001):
Zur Oberflächenabdichtung von Deponien mit geeigneten Abfallstoffen unter Einbeziehung von wasserglasvergüteten Klärschlämmen. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 122, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Berger, K. und V. Sokollek (1997):
Sind qualifizierte Abdeckungen von Altdeponien unter den gegebenen klimatischen Voraussetzungen der BRD sinnvoll und möglich? Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 103, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Berger, K. (1998):
Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushaltes von Deponien für deutsche Verhältnisse. Schlussbericht. Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde. Herausgeber: Umweltbundesamt Berlin.
- Berger, K. (2001 a):
Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance HELP Modell. Technische Dokumentation zu HELP 3.50 D. Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg.

Berger, K. (2001 b):

Dimensionierung und Optimierung von Rekultivierungsschichten mit dem HELP-Modell zur Minimierung des Sickerwasseranfalls. Beitrag zu den Bayerischen Abfall- und Deponietagen 2001 am 16./17. Mai 2001 im Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.

Berger, K. (2004 a):

Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance HELP Modell. Technische Dokumentation zu HELP 3.80 D - Änderungen gegenüber HELP 3.07 -. Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg.

Berger, K. (2004 b):

Anwendungsmöglichkeiten des Wasserhaushaltsmodells HELP. EVI e.V.: Zeitgemäße Deponietechnik 2004, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 81, März 2004.

Berger, K. und V. Dunger (2000):

Vergleichende Simulationsrechnungen mittels der Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodelle HELP und BOWAHALD. Proceedings zum Weiterbildungsseminar des DGFZ e.V.: Simulation zum Halden-/ Deponiewasserhaushalt am 7. und 8. April 2000 in Dresden.

Bergoldt, Klaus (1994):

Der schwarze Tod in Europa. Beck'sche Reihe, Band 1378, München: Verlag Beck, 266 S.

Bergström, S. (1995):

The HBV model. In: V.P. Singh (ed.): Computer Models of Watershed Hydrology. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications, pp. 443 – 476.

Bowen, I.S. (1926):

The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. Phys. Rev., 27, pp. 779 – 787.

Bohne, K., R. Horn und T. Baumgartl (1993):

Bereitstellung von van Genuchten-Parametern zur Charakterisierung der hydraulischen Bodeneigenschaften. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. (156), S. 229 – 233.

Bothmann, P. (2001):

Die LAGA-Arbeitspapiere zum Themenbereich Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 122, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Bönecke, G., H. Spahl und T. Zorn (1993):

Untersuchungen zur Rekultivierung von Kiesgruben im Kiesabbaugebiet Radolfzell. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg, 38 S.

Bönecke, G. (1997):

Hinweise zur Aufforstung von Deponien mit Oberflächenabdichtungssystemen. Arbeitsbericht 1/97, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg.

Bönecke, G. (2000):

Das Standortgutachten – Entscheidungshilfe zwischen Kulturbegründung und Nichtstun: Standortskundliche Erhebungen als Grundlage für die Ausführung von forstlichen Rekultivierungsmaßnahmen. Culterra Freiburg 26, S. 117 – 130.

Bönecke, G. (2001):

Verzicht auf Oberflächenabdichtungen durch forstliche Rekultivierung von Deponien – Deponiewald statt Oberflächenabdichtungen? In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 122, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Bräcker, W. (2000):

Empfehlungen zur Rückführung von Sickerwasser. AbfallwirtschaftsFakten 1.1, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) und Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLFb) Hildesheim.

Bräcker, W. (2002):

Oberflächenabdeckungen und -abdichtungen. AbfallwirtschaftsFakten 6, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) und Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLFb) Hildesheim.

Bräcker, W. (2004):

Fachliche Eckpunkte für die Beurteilung von Ausnahmeanträgen nach § 14 Absatz 6 Deponieverordnung. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2004. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 132, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Braun, H. (1980):

Bau und Leben der Bäume. Verlag Rombach Freyburg.

Brechtel, H.-M. (1984):

Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Mülldeponien. In: Müllhandbuch, Band 6, Erich Schmidt Verlag.

Brechtel, H.-M. und A. Balazs (1988):

Wieviel Wasser kommt aus dem Bramwald? Allgemeine Forstzeitschrift 43/15, S. 397 – 400.

Brechtel, H.-M. (1992):

Forsthydrologische Beiträge zur Umweltverträglichkeitsprüfung und Beweissicherung. Allgemeine Forstzeitschrift 47, S. 649 – 652.

Breh, W, V. Giurgea und H. Hötzl (2002):

Langzeitbeobachtung zum Verhalten einer verstärkten mineralischen Dichtschicht in einer kombinierten Oberflächenabdichtung. Proceedings zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter.

Brezinka, W. (1984):

'Modelle' in den Erziehungstheorien. Zeitschrift für Pädagogik, 30. Jg., 1984, 834 – 858.

Broll, G, W. Dunger, B. Keplin und W. Topp [Hrsg.] (2000):

Rekultivierung in Bergbaufolgelandschaften. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.

Bronstert, A. (1994):

Modellierung und Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. – Dissertation, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Mitteilung 46 des IHW der Universität Karlsruhe, 192 S.

- Bronstert, A. und M. Jürgens (1994):
Modellsystem HILLFLOW. Modelldokumentation und Benutzerhandbuch, Version 1.0. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Uni Karlsruhe.
- Brunschlik, R, P. Weigl und S. Wohnlich (1994):
Kapillarsperren als alternative Barrieren in Oberflächenabdichtungen von Deponien. Entsorgungs Praxis, Heft 3, S. 16 –21.
- Buckingham, E. (1907):
Studies on the movement of soil moisture. U.S. Dept. of Agr. Bur. Soils Bull. 38.
- Buhrow, C., G. Lippmann und M. T. Stöttner (2004):
Kohlebrände in der Volksrepublik China. In: Glückauf, 10, 2004, S. 468 – 494.
- Busch, K.-F., L. Luckner und K. Tiemer (1993):
Geohydraulik, Lehrbuch Hydrologie 3, Hrg. Matheß, Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- CDC (2002):
Deponie Schneidenbach: Qualitätssicherungsplan (QSP) – Material für das Erdstoffzwischenlager, CDC Chemnitz Dorsch Consult Ingenieurgesellschaft mbH vom April 2002 (unveröff.).
- CDC (2003):
Abschluss der Deponie Schneidenbach, Standortbezogenes endgültiges Oberflächensicherungssystem – Entwurfs- und Genehmigungsplanung, CDC Chemnitz Dorsch Consult Ingenieurgesellschaft mbH vom 01.04.2003 (unveröff.).
- Chevallier, P. & O. Planchon (1993):
Hydrological processes in small humid savanna basin (Ivory Coast), Journal of Hydrology 151 (1993), pp 173 – 191.
- Chézy, A. (1776):
Formula to find the uniform velocity that the water will have in a ditch or in a canal of which the slope is known. File No. 847, Ms. 1915 of the collection of manuscripts in the library of the Ecole.
- Conrad, V. (1936) :
Die klimatologischen Elemente und ihre Abhängigkeit von terrestrischen Einflüssen. In: W. Köppen und R. Geiger: Handbuch der Klimatologie. IB Berlin.
- Czurda, K. und J.-F. Wagner (1988):
Tone in der Umwelttechnik.- Jahrestagung 1988 der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe in Karlsruhe. Schriftenreihe des Lehrstuhls für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe, Band 4.
- Dalton, J. (1802):
On the constitution of mixed gases, on the force of steam of vapour from water and other liquids in different temperatures, both in a Torricellia vacuum and in air; on evaporation; and on the expansion of gases by heat. Memoirs, Literary and Philosophical Society of Manchester 5(2), pp. 536 – 602.
- Darcy, H. (1856):
Les fontains publiques de la ville de Dijon. Dalmont, Paris.

- Darcy, H. (1857) :
Recherches Experimentales Relatives au Mouvement de L'Eau dans les Tuyaux, 2 volumes, Mallet-Bachelier, Paris. 268 pages and atlas.
- Delfs, J. (1958):
Niederschlagszurückhaltung (Interception) in verschiedenen alten Fichtenbeständen. Mitt. Arbeitskr. Wald und Wasser Nr. 1, S. 31 – 36.
- Delfs, J., W. Friedrich, H. Kiesekamp und A. Wagenhoff (1958):
Der Einfluss des Waldes und des Kahlschlages auf den Abflussvorgang, den Wasserhaushalt und den Bodenabtrag. – Aus dem Walde, Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung 3, 223 S.
- DepV Deponieverordnung (2002):
Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) vom 24.07.2002, zuletzt geändert am 26.11.2002.
- Dietzer, B. (2000):
Berechnung von Gebietsniederschlagshöhen nach dem Verfahren REGNIE. Deutscher Wetterdienst – Hydrometeorologie, Offenbach.
- Dikau, R. (1986):
Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluß und Bodenabtrag von Meßparzellen und landwirtschaftlichen Nutzflächen. Heidelberger Geographische Arbeiten 81, 195 S.
- Dikau, R. (1988):
Oberflächenabfluß und Bodenabtrag von Meßparzellen des Versuchsgebietes „Hollmuth“. Heidelberger Geographische Arbeiten 66, S. 127 – 146.
- DIN Deutsches Institut für Normung 4049 (1979):
Hydrologie, Teil 1: Begriffe, quantitativ. – Beuth Verlag GmbH Berlin, Köln.
- DIN Deutsches Institut für Normung 18915 (1990):
Vegetationstechnik im Landschaftsbau – Bodenarbeiten. Beuth Verlag GmbH Berlin, Köln.
- DIN Deutsches Institut für Normung 19667 (1991):
Dränung von Deponien; technische Regeln für Planung, Bauausführung und Betrieb. Beuth Verlag GmbH Berlin.
- Dommermuth H. und W. Trampf (1991):
Die Verdunstung in der Bundesrepublik 1951 bis 1980, Teile 1 - 3. Deutscher Wetterdienst, Eigenverlag, Offenbach.
- Domroese, J. (1986):
Beitrag zur Modellierung der Stickstoffauswaschung aus Agroökosystemen unter dem Aspekt einer rechnergestützten Entscheidungsfindung bei der gewässerschutzorientierten landwirtschaftlichen Flächennutzung. Dissertationsschrift, TU Dresden.
- Döll, P. (1996):
Modelling of Moisture Movement Under the Influence of Temperature Gradients: Dessication of Mineral Liners Below Landfills. Dissertation, TU Berlin, ISSN 0930-7787 Berlin.

Dörrie, T., P. Spillmann und M. Struve (2002):

In-Situ-Stabilisierung von Altdeponien ohne und mit Rückbau. Proceedings 3. Symposium Natural Attenuation - Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven, 4. – 5. Dezember 2001 in Frankfurt/M.

Drees, K. T. (2000):

Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien. Dissertation, RWTH Aachen, Fakultät Bauingenieurwesen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft.

Dunger, V (1985):

Zur prozeßbezogenen Modellierung des Wasserhaushaltes in der belüfteten Bodenfeuchtezone. Dissertationsschrift, TU Dresden.

Dunger, V. (1989):

Erfassung und Modellierung hydrologisch relevanter Prozesse in der Aerationzone. - In: Beiträge zur Methodik und Anwendung hydrogeologischer Forschung. Freiburger Forschungshefte, Reihe C, Heft 430, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig.

Dunger, V. (1995):

Methodological aspects of modelling the water and tritium balance of the unsaturated zone. Isotopes in Environmental and Health Studies, Leipzig: Isotopes Environ. Health Stud. 1995, Vol. 31, pp. 29 – 46.

Dunger, V. und R. Hähne (1996):

Wasserhaushaltsuntersuchungen in Haldenkörpern des Uranerzbergbaus der Wismut. IHI-Schriften, Heft 2, Jahrgang 1996, S. 56 – 64.

Dunger, V. (1997):

Überarbeitung des Entwässerungssystems der Deponie Himmelsfürst mit dem Ziel einer Einsparung des unterirdischen Abflußsystems zur Striegis. Studie für den AWV Chemnitz (unveröff.).

Dunger, C. (1998):

Sickerwasser- und Schadstoffbewegung aus ausgewählten Bergehalden Sachsens und Sachsen-Anhalts. Dissertationsschrift, TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau.

Dunger, V. (1998):

Modellansätze zur Quantifizierung von Wasserhaushaltsprozessen in wasserungesättigten Bergehalden. Tagungsband zum Workshop: Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus. Freistaat Sachsen, Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden (Eigenverlag).

Dunger, V. (1999):

Berechnung von Restdurchsickerungsraten von Halden und Deponien durch Wasserhaushaltsmodelle. Proceedings zum Workshop: Produktion und Verwendung von Ersatzbaustoffen, SIDAF Sächsisches Informations- und Demonstrationszentrum "Abfallbehandlungstechnologien" Freiberg, Freiberg (Eigenverlag).

Dunger, V. (2000 a):

Test-Modellierung des Wasserhaushaltes für die Dauerbeobachtungsflächen II Colditz, Hilbersdorf und Brandis. Abschlussbericht für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie Freiberg.

Dunger, V. (2000 b):

Untersuchungen zum wasserhaushaltlichen Verhalten der Deponie Frohburg im Zeitraum Juni 1998 bis Juni 1999. Bericht für Institut Fresenius GmbH Espenhain (unveröff.).

Dunger, V. und L. Dornbusch (2000):

Bestimmung von Restdurchsickerungsraten von Altablagerungen als Zielgröße der Altlastensanierung durch Wasserhaushaltsmodelle. Zeitschrift Müll und Abfall, Heft 7.

Dunger, V. (2001):

Modellierung des Wasserhaushaltes von Systemen zur Oberflächensicherung von Deponien mit dem Deponie- und Wasserhaushaltsmodell BOWAHALD. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 122, Erich Schmidt Verlag Berlin, S. 179 – 211.

Dunger, V. (2002 a):

Dokumentation des Modells BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von wasserungesättigten Deponien/Halden und deren Sicherungssystemen. Nutzerhandbuch, Version 04/2002 (unveröff.).

Dunger, V. (2002 b):

Austrocknungsmodellierung mit Hilfe des Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodells BOWAHALD. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 377 – 389.

Dunger, V. (2002 c):

Dokumentation des Modells BOWAM zur Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Bodenzone (Aerationszone). Nutzerhandbuch, Version 04/2002 (unveröff.).

Dunger, V. (2002 d):

Dokumentation des Modells ROHALDEP zur quantitativen Abschätzung des Oberflächenabflusses von Halden- und Deponieflächen sowie zur Bemessung von Entwässerungsstrecken und zur Dimensionierung eines Rückhaltebeckens. Nutzerhandbuch, Version 10/2002 (unveröff.).

Dunger, V. (2002 e):

Quantifizierung des Wasserhaushaltes für ausgewählte Lysimeter der Abdecksysteme von Kalisalzhalde mittels des Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodells BOWAHALD. Bericht für KUTEC Kali Umwelttechnik GmbH Sondershausen (unveröff.).

Dunger, V. (2003 a):

Dokumentation des BOWAHALD-Erweiterungsmoduls DRAINAGE zur Prüfung bzw. Bemessung von Drainageelementen hinsichtlich ihrer Entwässerungskapazität im Starkregenfall. Nutzerhandbuch, Version 10/2003 (unveröff.).

Dunger, V. (2003 b):

Wasserhaushaltsuntersuchungen im Zusammenhang mit der Entwurfs- und Genehmigungsplanung zur Stilllegung der Deponie Nißma. Bericht für ICL Ingenieur Consult Dr.-Ing. A. Kolbmüller GmbH Leipzig (unveröff.).

Dunger, V. (2004 a):

Kalibrierung des Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodells BOWAHALD für den Zeitraum April bis Dezember 2003 unter Nutzung von Bodenfeuchtemesswerten. Bericht für Aquila Ingenieurgesellschaft mbH Markkleeberg (unveröff.).

Dunger, V. (2004 b):

Wasserhaushaltsuntersuchungen im Zusammenhang mit der Planung der Oberflächensicherung für die Deponie Liebertwolkwitz. Bericht für ICL Ingenieur Consult Dr.-Ing. A. Kolbmüller GmbH Leipzig (unveröff.).

Dunger, V., J. Schlykow, C. Loeber und U. Barthel (2004):

Alternative Deponiesicherung durch wasserhaushaltsaktive Abdeckung am Beispiel der Deponie Deutzen. Beitragsband, XV. Sächsisches Altlastenkolloquium, 28./29.10.2004 in Dresden.

Dunger, V. (2005 a):

Wasserhaushaltsuntersuchungen für den Ist- und Verwahrungszustand der Deponie Schneidenbach. Bericht für das Regierungspräsidium Chemnitz, Abteilung Umwelt – Außenstelle Plauen (unveröff.).

Dunger, V. (2005 b):

Wasserhaushaltsuntersuchungen im Zusammenhang mit der Planung der Oberflächensicherung für die Deponie Borsdorf. Bericht für Ingenieurbüro R.W. Ashauer und Partner GmbH Borsdorf (unveröff.).

Dunne, T. & R.D. Black (1970):

Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. Wat. Resour. Res. 6: 1296 – 1311.

Duteloff, T. (1987):

Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt - ein Beitrag zur Input-Modellierung - unter besonderer Berücksichtigung von Interzeption und Schneeschmelze. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg.

DVWK - Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1990):

Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlag-Abfluß-Modellen in kleinen Einzugsgebieten, Teil II: Synthese. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 113, 2. Auflage, Paul-Parey-Verlag Hamburg.

DVWK - Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1992):

Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlag-Abfluß-Modellen in kleinen Einzugsgebieten, Teil I: Analyse. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 112, Paul-Parey-Verlag Hamburg.

DVWK - Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1996):

Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. DVWK-Geschäftsstelle, Bonn.

Dyck, S. u.a. (1976):

Angewandte Hydrologie, Teil 1: Berechnung und Regelung des Durchflusses der Flüsse. 1. Auflage, VEB Verlag für Bauwesen Berlin.

Dyck, S. u.a. (1980):

Angewandte Hydrologie, Teil 2: Der Wasserhaushalt der Flußgebiete. 2. Auflage, Verlag W. Ernst & Sohn, Berlin.

Dyck, S. und G. Peschke (1995):

Grundlagen der Hydrologie. 3. Auflage. Verlag für Bauwesen Berlin.

Düring, P.-H. u.a. (1986):

Geologisches Arbeiten, Band II. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig.

Eckart, M. und V. Dunger (1999):

Wasserhaushaltsmodelle der Aerationzone zur Optimierung von Deponieabdeckungen unter Nutzung der Modelle AERA und BOWAHALD. Zeitschrift für Mathematische Geologie, Band 3, 1999, CPress Verlag Dresden.

Eckstein, H. u.a. (1963):

Kleine Enzyklopädie Land, Forst, Garten. VEB Verlag Enzyklopädie Leipzig.

Egloffstein T. und G. Burkhardt (1996):

Grundsätzliche Möglichkeiten alternativer Abdichtungssysteme. Gleichwertigkeit, Bautechnik, Qualitätssicherung -. Braunschweiger Deponieseminar 1996, Heft Nr. 51, S. 1 – 30.

Egloffstein, T. und G. Burkhardt (1999):

Dimensionierung von teildurchlässigen Oberflächenabdichtungen – Wechselwirkungen zwischen technischer Barriere und Abfallkörper. 14. ZAF-Seminar: Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen am 22. und 23. September 1999.

Egloffstein, T. (2000):

Der Einfluss des Ionenaustausches auf die Dichtwirkung von Bentonitmatten in Oberflächenabdichtungen von Deponien. ICP Eigenverlag, Bauen und Umwelt Band 3, Karlsruhe 2000.

Egloffstein, T. und G. Burkhardt (2001):

Die Wasserhaushaltsschicht als „Ewigkeitskomponente“ für alle „mineralischen“ Oberflächenabdichtungen (Erdstoffdichtung, Bentonimatte, Kapillarsperre)? In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 122, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Ehrig, H.-J. (1978):

Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien, 1. Aufl., Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 26, TU Braunschweig.

Ehrig, H.-J. (1989):

Sickerwasser aus Hausmülldeponien – Menge und Zusammensetzung. Müllhandbuch, Erich-Schmidt-Verlag, Lfg. 1/89, Kennzahl 4587.

Ehrig, H.-J. (1995):

BMBF-Statusbericht, Teil 1: Deponiekörper. Hrsg.: H.-J. Ehrig, Abfall- und Siedlungsabfallwirtschaft, Bergische Universität – Gesamthochschule Wuppertal.

Engelmann, B. (1998):

Zum Verhältnis von Oberflächenabdichtungen und temporären Abdeckungen von Hausmülldeponien. In: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 107, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Ernst, S. (1997):

Isotopenhydrogeologische Untersuchungen zum Grundwasserneubildungsvorgang am Beispiel der Aerationzone des Finne-Buntsandsteinaquifers. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.

Ernstberger, H. und V. Sokollek (1985):

Wasserhaushalt eines land- und forstwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes im Forschungsgebiet Edersee während der Jahre 1979 – 1983. Forum Städtehygiene 36, S. 144 – 151.

Ernstberger, H. (1987):

Einfluß der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz : Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration von unterschiedlich genutzten Standorten zur Ermittlung der Wasserbilanz von Einzugsgebieten in unteren Mittelgebirgslagen Hessens. Kirchzarten: Verl. Beiträge zur Hydrologie, XVI, 189 S.

Euler, G. (1978):

Regenabflußwellen aus Siedlungsgebieten und deren Ablauf im Vorfluter. Seminar Regenwasserabflüsse, Haus der Technik, Essen, 1978.

Fayer, M.J. & T.L. Jones (1990) :

UNSAT-H : Unsaturated Soil Water and Heat Flow Model. PNL-6779. Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington.

Feddes, R.A., P. Kabat, P.J.T. van Bakel, J.J.B. Bronswijk & J. Halbertsma (1988):

Modelling Soil Water Dynamics in the Unsaturated Zone – State of the Art. J. Hydrol., 100, pp. 69 – 111.

Fein, W. (2002):

Oberflächenabdichtung Deponie Eisenberg, Ist-Zustand. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 253 – 260.

Feldwisch, N. (1995):

Hangneigung und Bodenerosion. Boden und Landschaft, Heft 3, 164 Seiten. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Justus-Liebig-Universität Gießen.

Felinks, B., W. Besch-Frotscher, F. Franzke, und G. Machulla (2002):

Erfassung und Bewertung der zukünftigen Landflächen in der Bergbaufolgelandschaft hinsichtlich ihrer Standortfunktionen für natürliche Vegetationen. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt AZ 13-8802.3524/30 des UFZ-Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH.

Finsterwalder, K. und B. Natterer (2000):

Berechnung von (Schad-) Stoffemissionen aus Deponien und Ablagerungen über geschichtliche Zeiträume mit der Software DESi. Finsterwalder Umwelttechnik Bernau / Hittenkirchen.

Fricke, K. und H. Santen (2002):

Bedeutung der biologischen Verfahren zur Lösung von Abfallproblemen in Schwellen- und Entwicklungsländern. Müllmagazin 3, Rhombos-Verlag, Berlin.

Friedrich, W., H.-J. Liebscher, R. Rudolph und A. Wagenhoff (1968):

Forstlich-hydrologische Untersuchungen in bewaldeten Versuchsgebieten im Oberharz. – Aus dem Walde, Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung 7, 231 S.

Fröhlich, W. (1983):

Untersuchungen zum Vergleich und zur Verbesserung der vorhandenen Modelle zur Berechnung der Schmelzwasserabgabe und des dazugehörigen winterlichen Abflusses in den Einzugsgebieten der Talsperren Saidenbach und des Wernersbaches. Diplomarbeit, TU Dresden.

Gardner, W.H. (1986):

Early Soil Physics into the Mid-20th Century. Adv. Soil Sci., 4, pp. 1 – 101.

Gartung, E. und H. K. Neff (1999):

Empfehlungen des Arbeitskreises „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e.V. – Bautechnik, 76 (1999), Heft 6, Verlag Ernst & Sohn.

Gartung, E. und H. K. Neff (2000):

Empfehlungen des Arbeitskreises „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e.V. – Bautechnik, 77 (2000), Heft 9, Verlag Ernst & Sohn.

Gartung, E. und H. Zanzinger (1999):

Abminderungsfaktoren zum Nachweis der hydraulischen Leistungsfähigkeit von Geokunststoff-Dränelementen. In: 15. Fachtagung "Die sichere Deponie", Süddeutsches Kunststoffzentrum, Würzburg.

Gawande, U., M. Meinck und L. Dornbusch (1999):

Moderne Sicherungskonzeption für Deponien – drehen wir den Sickerwasser- und Gasanlagen den Hahn zu? In C. Meul (Hrsg.): Sickerwasserreinigung, Deponiegasverwertung, MBA vor dem Hintergrund der Deponienachsorge. Klenkes Druck und Verlag GmbH Aachen.

GDA E2-13 (1997 a):

Verformungsnachweis für mineralische Abdichtungsschichten. Empfehlungen des Arbeitskreises „Geotechnik der Deponien und Altlasten“ GDA der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik, 3. Auflage, Verlag Ernst & Sohn Berlin.

GDA E2-4 (1997 b):

Kombiniertes Oberflächenabdichtungssystem. Empfehlungen des Arbeitskreises „Geotechnik der Deponien und Altlasten“ GDA der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik, 3. Auflage, Verlag Ernst & Sohn Berlin.

GDA (1997 c):

GDA-Empfehlung "Geotechnik der Deponie und Altlasten", 3. Auflage 1997, Verlag Ernst u. Sohn Berlin.

GDA E2-38 (1999):

Tonmineralologisch orientierte Kombinationen in Basisabdichtsystemen. GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT) – Entwurf, als pdf-Datei unter <http://www.gdaonline.de/downloads.htm> (Stand: 28.03.2006).

GDA E2-32 (2000 a):

Gestaltung des Bewuchses auf Abfalldeponien. GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT). Die Bautechnik, Heft 9, Verlag Ernst & Sohn Berlin, S. 627 – 629.

GDA E2-31 (2000 b):

Rekultivierungsschichten (Entwurf). DGGT Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, AK 6.1: Geotechnik der Deponiebauwerke, UG 7: Oberflächenabdichtungssysteme. Bautechnik, Heft 77, Verlag Ernst & Sohn Berlin.

GDA E2-36 (2001):

Oberflächenabdichtungssysteme mit geosynthetischen Tondichtungsbahnen (Entwurf). GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT). Die Bautechnik, Heft 9, Verlag Ernst & Sohn Berlin.

GDA E2-20 (2003 a):

Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen. Überarbeitung Kapitel 3, GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT). Die Bautechnik, Heft 9, Verlag Ernst & Sohn Berlin.

GDA E2-30 (2003 b):

Modellierung des Wasserhaushalts der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien. GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT) – Entwurf, als pdf-Datei unter <http://www.gdaonline.de/downloads.htm> (Stand: 28.03.2006).

Geiger, R. (1961):

Das Klima der bodennahen Luftschicht. Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH Wiesbaden.

Geisler, A. (1997):

Auswertung von Lysimeterdaten im Hinblick auf die Wasser- und Stoffflüsse innerhalb von rekultivierten Kippen des industriellen Braunkohlenbergbaus. Diplomarbeit. Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Grundwasserwirtschaft der Technischen Universität Dresden.

Gessner, B. (1991):

Miscanthus. Sonderdruck der Landtechnik Weihenstephan, TU München, 11/91.

Glugla, G. (1969):

Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes und Gravitationsabflusses. Albrecht Thear Archiv 13, 371 – 376.

Golf, W. (1981):

Prinzipien der Bilanzierung des Wasserhaushaltes mit einem Anwendungsbeispiel in der Mittelgebirgsregion der DDR. Habilitationsschrift, TU Dresden.

Gomiscek, T. (1999):

Rekultivierung von Deponien mit abfallbürtigen Substraten und Energiepflanzen im Hinblick auf Wasserhaushalt und Biomasseertrag. Dissertationsschrift, Universität für Bodenkunde Wien, Abteilung Abfallwirtschaft.

Graff, O. (1971):

Stickstoff, Phosphor und Kalium in der Regenwurmlösung auf der Wiesenversuchsfläche des Sollingprojektes. In: D'Aguilar, J. (ed.): Colloquium Pedobiologiae, INRA Publ. 71-7: 503 – 511.

Greef, J. M. (1995):

Untersuchungen zur Etablierung und Biomassebildung von Miscanthus "Giganteus" unter verschiedenen Umweltbedingungen. In: Landbauforschung Völkenrode, wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenode, Sonderheft 155.

Green, W. H & C.A. Ampt (1911):

Studies on Soil Physics I. The Flow of Air and Water through Soils. Journal of Agricultural Science IV (Part I 1911): 1 – 24.

Grobe, B. (1977):

Die statistische Ermittlung von extremen Punktniederschlägen und deren Abminderung in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße. Wasser und Boden, Heft 9.

Gröngröft, A., K. Tresselt, K. Berger, S. Melchior, M. Türk und G. Mielich (2002):

Austrocknungsverhalten einer mineralischen Oberflächendichtung aus Hafenschlick: Ergebnisse eines fünfjährigen Feldversuchs. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 107 – 116.

Gurtz, J. (1982):

Beschreibung der Rechenprogramme SMELT-5 und NIPOM. TU Dresden, Bereich Hydrologie und Meteorologie.

Gurtz, J. (1988):

Beitrag zu den hydrologischen Grundlagen für die Gewährleistung gesellschaftlich notwendiger Mehrfachnutzung der Wasserressourcen. Habilitationsschrift, TU Dresden.

Haan, C. T. (1982):

Hydrologic modelling of small watersheds. ASAE Monograph 5.

HAD Hydrologischer Atlas von Deutschland (2000):

Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

Hähne, R., V. Dunger, J. Meyer und R. Zurl (1995):

Wasserhaushalt in Abdeckschichten von Halden des Uranerzbergbaus. Proceedings of the International Conference and Workshop "Uranium-Mining and Hydrogeology", Freiberg, October 1995, Verlag Sven von Loga, Köln.

Hähne, R. (Projektleiter) u.a. (1995):

Abflußmodellierung für Halden. Studien-Statusbericht. HGC Hydro-Geo-Consult Freiberg GmbH (unveröff.).

Hähne, R. (Projektleiter) u.a. (1998):

Bilanzierung des Wasserhaushaltes der Halden des Uranerzbergbaus im Sanierungsbetrieb Aue der Wismut GmbH. Abschlußbericht. C&E Consulting und Engineering GmbH Chemnitz (unveröff.).

Haferkorn, U. (2000):

Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes - Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis -. Dissertation, Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen, 155 S.

Haimerl, G. (2001):

Sockelfach Grundwasser II: Wasserbewegung in der wasserungesättigten Bodenzone. Skript, Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität München.

Haude, W. (1955):

Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. Deutsch. Wetterdienst Nr.11.

- Hebert, O. Nitzsche, V. Dunger, S. Liebscher, P. Szymczak und H. Jordan (1994):
Zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsgeschwindigkeit mit Hilfe von Tritiumdaten. Proceedingsband zum Kolloquium Hydrogeologie, Thema: Grundwasserneubildung, Erfurt, Oktober 1993.
- Heger, K. (1978):
Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen. Mitt. dt. bodenkdl. Ges.; 26: 5-20; Göttingen.
- Heilbrock, G. (2000):
Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen bei dem Entwurf mineralischer Oberflächenabdichtungssysteme. In: Ramke, H.-G., K. Berger, K.; und K. Stief (Hrsg.) (2000): Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten – Anwendung des HELP-Modells und Gestaltung der Rekultivierungsschicht. Fachtagung, Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 47, Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg.
- Heilbrock, G. (2002):
Modellierung des Austrocknungsverhaltens mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen mit dem Modell SUMMIT. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 435 – 447.
- Helling, C. & V. Dunger (1998):
Seepage water balance of the mixed tailings site IAA Dresden-Coschütz/Gittersee by means of the two-dimensional model BOWAHALD. Proceedings of the International Conference and Workshop "Uranium-Mining and Hydrogeology II", Freiberg, September 1998, Verlag Sven von Loga, Köln.
- Hellmann, G., G. von Elsner, H. Henze und K. Knoch (1921):
Klimaatlas von Deutschland. Reimer-Verlag Berlin.
- Henken-Mellies, U. (2003):
Die Bedeutung der Rekultivierungsschicht für die Wirksamkeit von Deponie-Oberflächenabdichtungen. In: Henken-Mellies, U. (Hrsg.): Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien, Veröffentlichungen des LGA-Grundbauinstitus Nürnberg, Heft 81, Eigenverlag LGA.
- Herold, C. (1998):
Die bauaufsichtliche Zulassung von Bentonitmatten als Dichtungselement für Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien nach Deponieklasse I der TASiedlungsabfall. Müll und Abfall 5/98, S. 303 - 315.
- Heyer, E. (1975):
Witterung und Klima – eine allgemeine Klimatologie. 3. verbesserte Auflage, BSB B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Leipzig.
- Heynert, H. (1970):
Blühende Bergheimat. Urania-Verlag Leipzig, Jena, Berlin.
- HGC (2004):
Deponie Schneidenbach: Standortbewertung und Konzipierung eines Abdichtsystems, HGC Hydro-Geo-Consult GmbH Freiberg, Bericht vom 14.06.2004 (unveröff.).

Hillel, D. (1980):

Fundamentals of Soil Physics. Academic Press, New York, 413 pp.

Hoesein, A.A., D.H. Pilgrim, G.W. Titmarsh & I. Cordery (1989):

Assessment of the US Conservation Service Method for Estimating Design Floods. In: M.L. Kavvas (Ed.): New Directions in Surface Water Modeling, IHAS Publ. 181, pp. 140 – 183.

Hofmann, H. und H. Schmeisky (2000):

Sukzessionsuntersuchungen auf anhydritisch geprägten Haldenbereichen am Standort Hattorf des Werkes Werra der Kali und Salz GmbH. In: Ökologie und Umweltsicherung, Heft 19.

Hoins, H. (2000):

In Verbindung mit einer gezielten Rückbefeuchtung. Proceedings Tagung zur Deponienachsorge am 30.11.2002 in Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

Holfelder, T. (2002):

Temperaturbeeinflusste Transportprozesse in Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. Dissertation. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt, Heft 125/2002.

Holtan, H.N. (1961):

A Concept for Infiltration Estimates in Watershed Engineering. USDA-ARS, 41 – 51.

Hölting, B. (1989):

Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Stuttgart: Enke-Verlag, 5. Auflage.

Horn, A., Schick, P. und R. Wunsch (1994):

Verformbarkeit, Rißsicherheit und Dichtigkeit von mineralischen Deponiedichtungen. Forschungsbericht, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. Mitteilungen des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik der Universität der Bundeswehr München, Heft 10.

Horn, R. (2002):

Analyse des Austrocknungsverhaltens von mineralischem Bodenmaterial anhand von Laboruntersuchungen. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 349 – 358.

Horn, R. und T. Junge (2002):

Wege zur langfristig sicheren Abdichtung von mineralischen Dichtschichten. In: In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 125, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Horton R.E. (1933):

The role of infiltration in the hydrologic cycle. Trans Amer. Geophys. Un. 14, pp. 433 – 460.

Horton, R.E. (1940):

An approach toward a physical interpretation of physical infiltration capacity. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 5, 399 – 417.

Hösel, G. (1990):

Unser Abfall aller Zeiten – Eine Kulturgeschichte der Städtereinigung. 2. erweiterte Auflage. Hrsg: Verband Kommunaler Städtereinigungsbetriebe e.V., Kommunalschriften-Verlag J. Jehle München GmbH.

Hoyningen-Huene, J. v. (1983):

Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin (DVWK-Schrift Nr. 57).

Hupe, K. und A. Ramthun (2004):

Infiltration und Niederdruckbelüftung – verkürzte Deponienachsorge durch In-situ-Stabilisierung. Zeitschrift Wasser, Luft und Boden, Heft 5.

Hüttl, R. F., E. Weber, D. Klem [Hrsg.] (2000):

Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaften im Niederlausitzer Braunkohle-revier. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart.

Hydrotec (2001):

Niederschlags-Abfluss-Modell NASIM - Programmdokumentation. Hydrotec, Aachen, 554 S.

Ibraginov, F.A., V.B. Zaalishvili & T.R. Tedeev (2001):

Infiltration of moisture in a porous medium with incomplete saturation of pores. Soil Mechanics and Foundation Engineering, Vol. 38, No. 5, pp. 147 – 153.

ISSS International Society of Soil Science (1963):

Soil Physics Terminology. Commission I, Terminology Committee, Chairman: A.C. Aslyng. Soc. Soil Sci. Bulletin, 23, pp. 7 – 10.

ISSS International Society of Soil Science (1975):

Soil Physics Terminology. Commission I, Terminology Committee, Chairman: H.H. Bolt. Soc. Soil Sci. Bulletin, 49, pp. 26 – 36.

ISSS International Society of Soil Science (1976):

Soil Physics Terminology. Commission I, Terminology Committee, Chairman: A.C. Aslyng. Soc. Soil Sci. Bulletin, 23, pp. 7 – 10.

Ivanov, N. N. (1954):

Estimation of the amount of evaporation ability. Izv. Vsesojuzn. Obshch.-va, T 86 (2).

Jacks-Sterrenberg, I. (1996):

Wasserhaushalt von *Miscanthus sinensis* 'Giganteus'. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 8, 73-76, FAL-Signatur: S 530/8, 1996.

Jansson, P.E. & L. Karlberg (2004):

Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Royal Institute of Technology, Dept. of Civil and Environmental Engineering, Stockholm, 453 pp.

Jelinek, D. (1997):

Die Kapillarsperre als Oberflächenbarriere für Deponien und Altlasten – Langzeitstudien und praktische Erfahrungen in Feldversuchen. Dissertation, TH Darmstadt, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TH Darmstadt, Heft 97.

- Jordan, H.-P. (Projektleiter) u.a. (1995):
Untersuchungen zum Wasserpfad im Rahmen der Umweltbewertung Hammerberghalde / Halde 13b des Sanierungsbetriebes Aue der WISMUT GmbH. Abschlußbericht. HGC Hydro-Geo-Consult GmbH Freiberg (unveröff.).
- Jordan, H. und H.-J. Weder (1995):
Hydrogeologie. Enke-Verlag Stuttgart, 2. Auflage.
- Junghans, H. (1975):
Kritische Betrachtungen zu Interzeptionsmessungen in bewaldeten Einzugsgebieten. Zeitschrift für Meteorologie, Heft 1, Band 25.
- Kämpf, M. (2000):
Fließprozesse in Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten - Grundlagen zur hydraulischen Bemessung. Dissertation. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt, Heft 109/2000.
- Keese, U. und S. Knappe (1996):
Problemstellung und allgemeine Angaben zu vergleichenden Untersuchungen zwischen Lysimetern und ihren Herkunftsflächen am Beispiel von drei typischen Böden Mitteldeutschlands unter landwirtschaftlicher Nutzung. Arch. Acker-Pfl. Boden (40), S. 409 – 429.
- Keese, U, C. Nitsche, S. Knappe und U. Waldschmidt (1997):
Vergleichende bodenphysikalische Untersuchungen zwischen Lysimetern und ihren Herkunftsflächen am Beispiel von drei typischen Böden Mitteldeutschlands unter landwirtschaftlicher Nutzung. I. Mitteilung: Ermittlung bodenphysikalischer Kenngrößen. Archives of Agronomy and Soil Science, Vol. 41, pp. 209 – 231.
- Keller, G. (1969):
Angewandte Hydrogeologie. Verlag Wasser und Boden Axel Lindow & Co. Hamburg.
- Kerby, W.S. (1959):
Time of Concentration for Overland Flow: Civil Engineering, v.29, n.3, p.174.
- Kemmesies, O. (2000):
Simulation der Strömungsprozesse in Haldenabdeckungen mit SIWAPRO. Proceedings zum Weiterbildungsseminar des DGFZ e.V.: Simulation zum Halden-/Deponiewasserhaushalt am 7. und 8. April 2000 in Dresden.
- Kirpich, Z.P. (1940):
Time of concentration of small agricultural Watersheds. Civil Eng. 10 (1946), No. 6.
- Kittner, H., W. Starke und D. Wissel (1975):
Wasserversorgung. VEB Verlag für Bauwesen Berlin.
- Knauf, D. (1975):
Die Abflussbildung in schneebedeckten Einzugsgebieten des Mittelgebirges. Dissertation TH Darmstadt.
- Knisel, W.G. Jr. (Ed.) (1980):
CREAMS, A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Vol. I, II & III. USDA-SEA, Conservation Research Report 26, 643 pp.

- Knisel, W.G., D.C. Moffitt & T.A. Dumper (1985):
Representing Seasonally Frozen Soil with the CREAMS Model. Transactions Am. Soc. Agric. Engrs., 28 (5), pp. 1487 – 1493.
- Knoblauch, F. (1991):
Miscanthus sinensis 'Giganteus' als nachwachsender Energie- und Industrierohstoff in Dänemark, p. 79-83. In: Miscanthus sinensis KTBL-Arbeitspapier 158. Darmstadt.
- Koitzsch, R. (1977):
Schätzung der Bodenfeuchte aus meteorologischen Daten, Boden- und Pflanzenparametern mit einem Mehrschichtenmodell. Zeitschrift für Meteorologie, Bd. 27, H. 5, S. 302 – 306.
- Koitzsch, R., R. Helling und E. Vetterlein (1980):
Simulation des Bodenfeuchteverlaufes unter Berücksichtigung der Wasserbewegung durch Pflanzenbestände. Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, Berlin 24, Heft 11, S. 717 – 725.
- Kölsch, F. (2000):
Standicherheit von Hausmülldeponien nach 2005. Zeitschrift Müll und Abfall, Heft 6, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Konold, W. (1981):
Anleitung zur Rekultivierung von Deponien, Teil 1. Veröffentlichungen des Umweltbundesamtes.
- Konold, W. (1995):
Anforderungen an die Rekultivierungsschicht beim Rekultivierungsziel Wald. In: Egloffstein, Burkhardt: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 1995. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 103, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Konold, W., P. Wattendorf, A. Bieberstein, G. Bönecke, J. Brauns, O. Ehrmann, E. Haubrich, M. Koser, H. Reith und H. Schnack-Kirchner (2002):
Rekultivierung von Deponien mit Oberflächenabdichtungen: Untersuchungen zur Gestaltung von Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS.
- Konold, W., P. Wattendorf, O. Ehrmann, A. Bieberstein, H. Reith, G. Bönecke und H. Schnack-Kirchner (2004):
Wasserhaushalt und Bodenentwicklung qualifizierter Rekultivierungsschichten. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Förderzeichen: BWD 21010.
- Köstler, J.N., E. Brückner und H. Bibelriether (1968):
Die Wurzeln der Waldbäume. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Krüger, L. (1994):
Wetter und Klima – Beobachten und verstehen. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Krümpelbeck, I. (2000):
Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien. Dissertation, Fachgebiet Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der Bergischen Universität – Gesamthochschule Wuppertal.
- Künstle, E. und G. Mitscherlich (1977):
Photosynthese, Transpiration und Atmung in einem Mischbestand im Schwarzwald – IV. Teil: Bilanz. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 148/12, S. 227 – 239.

KUTEC (2002):

Modellierung und Prognose des Wasserbinde- und Speichervermögens von Rekultivierungsschichten auf Kalirückstandshalden anhand meteorologischer und bodenphysikalischer Daten. Abschlussbericht 198/00. Kali-Umwelttechnik Sondershausen GmbH.

Kutilek, M. & D.R. Nielsen (1994):

Soil Hydrology. Geo Ecology Textbook, Catena-Verlag, Cremlingen-Destedt, pp. 370.

Kutschera, L. und E. Lichtenegger (1982):

Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Band I: Monocotyledoneae. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart, New York.

Kutschera, L. und E. Lichtenegger (1992):

Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Band II: Pteridophyta und Dicotyledoneae (Mignoliopsida), Teil I: Morphologie, Anatomie, Ökologie, Verbreitung, Soziologie, Wirtschaft. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart, New York.

LABO Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2002):

Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV – Vollzugshilfe zu den Anforderungen an das Aufbringen und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden (§ 12 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung). LABO Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz in Zusammenarbeit mit dem LAB Länderaussschuss Bergbau, der LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall und der LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1999 a):

LAGA-Arbeitsgruppe Infiltration von Wasser in den Deponiekörper und Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen, Themenbereich Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen, Bentokiesabdichtung. LAGA-Geschäftsstelle Saarbrücken, verabschiedet von der LAGA-AG am 23./24.06.99 in Nürnberg.

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1999 b):

LAGA-Arbeitsgruppe Infiltration von Wasser in den Deponiekörper und Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen, Themenbereich Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen, Asphaltabdichtung. LAGA-Geschäftsstelle Saarbrücken, verabschiedet von der LAGA-AG am 23./24.06.99 in Nürnberg.

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (2000):

LAGA-Arbeitsgruppe Infiltration von Wasser in den Deponiekörper und Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen, Themenbereich Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen – temporäre Oberflächenabdichtungen. LAGA-Geschäftsstelle Saarbrücken.

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (2004):

Allgemeine Grundsätze für die Eignungsbeurteilung von Abdichtungskomponenten der Deponieoberflächenabdichtungssysteme. LAGA Ad-hoc Arbeitsgruppe „Deponietechnische Vollzugsfragen“, Endfassung vom 10.09.2004, LAGA-Geschäftsstelle Saarbrücken.

Lang, H., B. Schaedler und G. Davidson (1977):

Hydrologische Untersuchungen auf dem Ewigschneefeld des Großen Aletschgletscher. Zeitschrift für Gletscherkundung und Glaziologie 2, S. 109 – 124.

- Lehnardt, F. und H.-M. Brechtel (1980):
Durchwurzelungs- und Schöpftiefen von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen bei unterschiedlichen Standortverhältnissen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, Heft 6/7.
- Lesaffre, B. (1987):
Analytical formulae for travers drainage of sloping lands with constant rainfall. Irrigation and Drainage Systems, Vol. 1, No 2.
- Leyton, L, E.R.C. Reynolds & F.B. Thompson (1967):
Rainfall interception in forest and moorland. In: Sopper, W.E. & H.W. Lull (Ed.): Forest Hydrology, pp. 163 – 178.
- LfU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1976):
Verteilungskurven des Niederschlages in Baden-Württemberg. LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (1999):
Materialien zur Altlastenbehandlung Nr. 6/98: Oberflächensicherung von Altablagerungen und Deponien. Freistaat Sachsen. Lößnitz-Druck.
- LfUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2003):
Empfehlungen für die Auswahl und Bewertung von Schutz- und Rekultivierungsmaßnahmen bei der Stilllegung von Alt-Deponien im Freistaat Sachsen – Überarbeitete Stilllegungsmethodik Alt-Deponien – Stand: Dezember 2003.
- Liebhard, P. und K. Wannemacher (2003):
Einfluss einer steigenden Stickstoffdüngung und unterschiedliches Wasserdargebot bei Miscanthus „Giganteus“ auf Ertragsverhalten und ausgewählte Qualitätsparameter. Jubiläumsbericht: 100 Jahre Forschung und Lehre an der Versuchswirtschaft Groß-Enzersdorf, Universität für Bodenkultur Wien.
- Liebhard, P. und K. Wriessnig (2005):
Einfluss unterschiedlicher Kultursubstrate und Pflanzenarten auf Sickerwassermenge und Sickerwasserqualität bei der Schließung von Deponien (Gefäßversuch). Beitragsband, 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, 5. und 6. April 2005.
- Linert, U. (1995) :
Verhalten von Pflanzenwurzeln in Oberflächenabdichtungssystemen. In: Egloffstein, Burkhardt: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten – Abdichtung oder Abdeckung?, Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe 37.
- Linert, U. (1997) :
Verhalten von Pflanzenwurzeln in Oberflächenabdichtungssystemen – Umweltverträglichkeitsprüfung und Möglichkeiten der Optimierung. In: Handbuch Deponiewirtschaft zum Seminar 8. – 9. September 1997 in Wien.
- Lücke, M. (1997):
Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten. Reihe „Ökologie und Umweltsicherung“ des Fachgebietes Landschaftsökologie und Naturschutz der Universität Kassel, Heft 12/1997, 219 S.

Maak, D. (1995) :

Überlegungen zur geforderten Wasserbilanz. Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschungen der TU Braunschweig, Heft 11: Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien, Fachseminar, 26. – 27. September 1995.

Mägdefrau, K. und A. Wurz (1951):

Die Wasserkapazität der Moos- und Flechtendecke des Waldes. Forstwirtschaftliches Centralblatt, 70, S. 103 – 117.

Maidment, D. R. (1992):

Handbook of Hydrology. McGraw-Hill, New York.

Maier-Harth, U. und S. Melchior (2001):

Überprüfung der Wirksamkeit der 10 Jahre alten mineralischen Oberflächenabdichtung der ehemaligen Industriemülldeponie Prael, Kreis Mainz-Bingen. In: Maier-Harth (Hrsg.): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz am 28.03.2001. Eigenverlag GLA Rheinland-Pfalz, Mainz.

Mallwitz, K. und S.A. Savidis (1996):

Selbstheilungsvermögen bindiger Erdstoffe hinsichtlich Durchlässigkeit in Dichtungssystemen von Deponien. - In: Bautechnik 73, Heft 9, S. 614 – 623.

Maniak, U. (1982):

Rainfall runoff process. Proc. Symp. Hydrology Research Basin. Sonderheft Landeshydrologie Bern.

Maniak, U. (1992):

Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. 2. Auflage, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.

Maniak, U. (2005):

Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. 5. Auflage, Springer-Verlag Berlin.

Manning, R. (1891):

On the flow of water in open channels and pipes. Transactions of the Institution of Civil Engineers Ireland.

Markwardt, N. (1990):

Der Bodenwasserhaushalt in Deponieabdeckschichten. Dissertation, FB Landschaftsentwicklung, TU Berlin.

Markwardt, N. (2005):

Anforderungen an die Wasserhaushaltsschicht – die Bedeutung der Klimabedingungen. Beitragsheft zur Leipziger Deponiefachtagung 2005: Sicherung von Deponien und Altablagerungen am 10. und 11. Mai 2005.

Martinec, J., A. Rango & R. Roberts (1994):

Snowmelt runoff model (SRM) user's manual (M.F. Baumgartner, ed.) Bern: Department of Geography, University of Bern (Geographica Bernensia P29).

Matthess, G. (1983):

Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2, Gebr. Borntraeger.

- Matthess, G. und Ubell, K. (1983):
Allgemeine Hydrogeologie - Grundwasserhaushalt. - In: Matthess, G. (Hrsg), Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 1, Gebrüder Borntraeger, Berlin -Stuttgart.
- McEnroe, B.M. & P.R. Schroeder (1988):
Leachate Collection in Landfills: Steady Case. *J. Envir. Engrg.*, ASCE, 114 (5), pp. 1052 – 1062.
- McEnroe (1993):
Maximum Saturated Depth over Landfill Liner. *J. Envir. Engrg.*, ASCE, 119 (2), pp. 262 – 270.
- Melchior, S. (1993):
Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtigen Abdeckungssysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation, Universität Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 22.
- Melchior, S. (1996):
Die Austrocknungsgefährdung von bindigen mineralischen Dichtungen und Bentonitmatten in der Oberflächenabdichtung - Ergebnisse von mehrjährigen In-situ-Versuchen und Aufgrabungen auf der Altdeponie Hamburg-Georgswerder - In.: Maier-Harth, U. (Hrsg.): Geologische Barriere, Basisabdichtung, Oberflächenabdichtung - Möglichkeiten zur standortbezogenen Optimierung. 3. Deponie-seminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz am 30. Mai 1996 in Bingen-Büdesheim/Rhein. Selbstverlag, Mainz.
- Melchior, S. (1997):
In-situ studies on the performance of landfill caps. Proceedings of the 1997 International Technology Conference, Feb. 9-12, 1997, St. Petersburg, FL, U.S.A., U.S. Department of Energy & U.S. Environmental Protection.
- Melchoir, S. und B. Vielhaber (2002):
Aufgrabungen von bindigen mineralischen Oberflächenabdichtungen mit und ohne Entwässerungsschicht. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 213 – 223.
- Melchior, S., K. Berger, B. Vielhaber und G. Miehlich (2002):
Großlysimeter Deponie Hamburg-Georgswerder: Wasserhaushalt und Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit bindigen mineralischen Dichtungen. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 57 – 74.
- Melchoir, S., B. Steinert und D. Boels (2002):
Aufgrabungen von Oberflächenabdichtungen mit Trisoplast – Zwischenergebnisse -. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 261 – 268.
- Melchoir, S., W. Behrens und A. Claussen (2003):
Die Wasserdurchlässigkeit von Trisoplast® - Laborversuche, numerische Modellierung und statistische Auswertung – Teil 1: Laborversuche. *Zeitschrift Müll und Abfall*, Heft 4.

Meer, U. (2000):

Windströmungsfelder an der Kalisalzhalden Sigmundstal: Simulation der Strömungsfelder für regionaltypische Windsituationen und vorläufige Einschätzung der Partikelverfrachtung. – Diplomarbeit, Universität Hannover, Geographisches Institut.

Meriam, R. A. (1960):

A note on the interception loss equation. J. Geophys. Res. 65 (1960) 11.

Milleris, A., und H. Richter (2003):

Anna - die Halden, Bergbaumuseum Wurmrevier e.V.

Minhas, B.S., K.S. Parikh & T.N. Srinivasan (1974):

Towards the structure of a production function for wheat yield with dated inputs of irrigation water. Water Resour. Res. (6), pp. 383 – 393.

Mitscherlich, G. (1971):

Wald, Wachstum und Umwelt. Waldklima und Wasserhaushalt 2: 365 S., Frankfurt a. M. (Sauerländer).

Mualem, Y. (1976):

A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. Water Res. Res., 12: 513 – 522.

Müller, U. (1997):

Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). - 6. Auflage, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung Hannover, Druck Verlag Kettler GmbH Bönen.

Müller-Rochholz, J. (2001):

Dimensionierung von Dränmatten unter besonderer Berücksichtigung des Langzeitverhaltens. In: 17. Fachtagung „Die sichere Deponie“, Süddeutsches Kunststoffzentrum, Würzburg.

Müller, W. (2001):

Handbuch der PE-HD Dichtungsbahnen in der Geotechnik. Birkhäuser Verlag Basel.

Münnich, K. (2000):

Evaluierung des Wasserhaushaltes von Siedlungsabfalldeponien. In: Zeitschrift Müll und Abfall, Heft 11, Erich Schmidt Verlag Berlin, Bielefeld, München.

NAU (1959):

NAU Niederschlag-Abfluß-Unterschieds-Karte über das Gebiet der DDR (1 : 200 000). Institut für Wasserwirtschaft, Berlin.

Naue (2005):

Technisches Datenblatt: Filter- und druckstabile Dränsysteme – Sekudrän WD. NAUE GmbH & Co. KG Espelkamp-Fiestel, Stand: 3. Januar 2005.

Neff, H.K. (2002):

Untersuchungen zu Schrumpfrissen in einem mineralischen Abdichtungskörper. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 199 – 211.

- Neugebohrn, L. und A. Seelig-Braker (1994):
Untersuchung der Vegetation auf dem Abdecksystem der Deponie Georgswerser. Abschlussbericht im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg, Institut für Angewandte Botanik, Universität Hamburg, 67 S.
- Nitsche, C. (2001):
Sickerwasserprognose, Teil 1: Laborative Untersuchungen. – Materialien des DGFZ e. V.
- Obermann, I. (1999):
Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien mit vorbehandelten Abfällen. Dissertation am Institut für Wasserbau der TU Darmstadt. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt, Heft 107.
- Obermann, I. (2001):
WATFLOW – Ein Werkzeug zur Optimierung der Planung, des Betriebs und der Nachsorge von Deponien. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 122, Erich Schmidt Verlag Berlin, S. 163 – 178.
- Ossig, G. und M. Tybus (1986):
Untersuchung des Langzeitverhaltens von Deponien. Endbericht, Teil 2, Bundesministerium für Forschung und Technologie, FKZ 143 01 84.
- Peck, A.K. (2004):
Hydrometeorologische und mikroklimatische Kennzeichen von Buchenwäldern. Dissertation. Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg Nr. 10 (2004), 187 S.
- Penman, H. L. (1948):
Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proc. Roy. Meteorol. Soc. A, 193, 120 ff.
- Perrier, E.R. & A.C. Gibson (1980):
Hydrologic simulation on solid waste disposal sites. EPA-SW-868, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 111 pp.
- Peschke, G. (1982):
Die mathematische Modellierung des Infiltrationsprozesses unter dem Gesichtspunkt ihrer hydrologischen Nutzung. Habilitationsschrift, TU Dresden.
- Peschke, G. (1983):
Modellierung von Infiltration und Versickerung im Modell INPER für landwirtschaftlich genutzte Flächen. Forschungsbericht, TU Dresden, Bereich Hydrologie und Meteorologie.
- Peschke G., V. Dunger & J. Gurtz (1986):
Changes in soil moisture by infiltration and evapotranspiration. Conjunctive Water Use (Proceedings of the Budapest Symposium, July 1986). IAHS Publ. no. 156, 1986.
- Peschke, G., K. Kaufmann, C. Sambale, J. Töpfer und S. Zimmermann (1997):
Liefere Verfahren der künstlichen Intelligenz nützliche Ergänzungen zur traditionellen hydrologischen Modellierung? In: G.H. Schmitz (Hrsg.): Modellierung in der Hydrologie, Tagungsband zum Symposium aus Anlaß des 30-jährigen Bestehens der Dresdner Schule der Hydrologie vom 22. – 24. September 1997, Technische Universität Dresden.

Pfau, R. (1966):

Ein Beitrag zur Frage des Wassergehaltes und der Beregnungsbedürftigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden im Raume der EWG. Offenbach: Meteor. Rdsch., 19, S. 33 – 46.

Pfeiffer, G. und S. Gäth (2005):

Untersuchungen zum Einsatz von Bauschuttmaterialien in einer Kapillarsperre und erste Ergebnisse der Umsetzung im Probefeld. In: Melchior, S. und K. Berger (Hrsg.): Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamurger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, S. 225 – 236.

Pflug, W. [Hrsg.] (1998):

Braunkohletagebaue und Rekultivierung – Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.

Pfützner, B. (2002) :

Modelldokumentation ArcEGMO. ISBN 3-00-011190-5.

Philip, J.R. (1957) :

The Theory of Infiltration: 4. Sorptivity and Algebraic Infiltration Equations. Soil Science 84: 257 – 264.

Philip, J.R. (1969) :

The Theory of Infiltration. In: Van Te Chow (Ed.): Advances in Hydroscience, vol. 5. Academic Press, New York, London, pp. 215 – 296.

Pilgrim, D.H. & I. Cordery (1992):

Flood Runoff. In: Maidment, D. R. (Ed.): Handbook of Hydrology. McGraw-Hill, New York, Capture 9.

Prinz, H. (1991):

Abriß der Ingenieurgeologie. 2. Auflage, Enke-Verlag, Stuttgart.

Quandt, T. (2000):

Ein Beitrag zur Untersuchung des Grenzspannungs-Dehnungs-Verhaltens mineralischer Dichtungsschichten. Dissertation. Mitteilung des Instituts für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft der Universität Rostock.

Rachner, M. (1972):

Zur Modellierung des Schmelzprozesses der Schneedecke. WWT 22 (1972) 6, S. 210 – 215.

Ramke, H.-G. (1991):

Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle – Wasserhaushalt, hydraulische Kennwerte Berechnungsverfahren. Dissertation, an der Technischen Universität Braunschweig.

Ramke, H.-G. (2000):

Anwendung des HELP-Modells bei der Dimensionierung von Einrichtungen zur Oberflächenwasserfassung und der Entwässerungsschicht. In: Ramke, H.-G., K. Berger und K. Stief (Hrsg.): Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponie und Altlasten – Anwendung des HELP-Modells und Gestaltung der Rekultivierungsschicht. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Heft 47.

- Ramke, H.-G. (2002 a):
Oberflächenwassersammlung und –ableitung In: Handbuch der Müll- und Abfallbeseitigung, Kennziffer 4542, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Ramke, H.-G. (2002 b):
Modellierung des Austrocknungsverhaltens mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen mit dem Modell HYDRUS-1D. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 419 – 434.
- Ramke, H.-G., S. Melchior, U. Maier-Harth, E. Gartung, K.-J. Witt, G. Heilbrock, und K. Bohne (2002 a):
Ergebnisse des Status-Workshops "Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen". In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 9 – 52.
- Ramke, H.-G., E. Gartung, G. Heilbrock, W. Lückewille, S. Melchior, B. Vielhaber, K. Bohne, U. Maier-Harth und K.-J. Witt (2002 b):
Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, 474 S.
- Ravi, V, & J.R. Williams (1998):
Estimation of Infiltration Rate in the Vadose Zone: Compilation of Simple Mathematical Models. Volume I. United States Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory Ada, OK 74820, EPA/600/R-97/128a.
- Rawls, W.J., D.L. Brakensiek & K.E. Saxton (1982):
Estimation of Soil Water Properties. Trans. Am. Soc. Agric. Engrs., vol. 25, no. 5, pp. 1316 – 1330.
- Rawls, W.J., L.R. Ahuja, D.L. Brakensiek & A. Shirmohammadi (1992):
Infiltration and Soil Water Movement. In: Maidment, D. R. (Ed.): Handbook of Hydrology. McGraw-Hill, New York.
- Reinhold, F. (1940):
Regenspenden in Deutschland (Grundwerte für die Entwässerungstechnik, GE 1940). Berlin: Archiv für Wasserwirtschaft Nr. 56.
- Renger, M., O. Strebel und W. Giesel (1974):
Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung H. 15.
- Renger, M. und O. Strebel (1980):
Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. Wasser und Boden, 8.
- Renger, M. und G. Wessolek (1990):
Auswirkung von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. Mitt. Inst. f. Wasserwesen der Universität München, Heft 386, S. 295 – 307.

- Richards, L.A. (1931):
Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics* 1: 318 – 333.
- Richter, D. (1995):
Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* 194 (1995), 93 S.
- Rinker, A. (2001):
Beschreibung der Wasser- und Stoffhaushaltsdynamik devastierter Flächen mit dem Simulationsmodell WASMOD am Beispiel des Braunkohlentagebaus Espenhain. Dissertation, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau, TU Bergakademie Freiberg.
- Rüger, F. & T. Witzke (1998):
Häufige Begleiterscheinung des Ronneburger Uranerzbergbaus: Brände durch Selbstentzündung.- *Lapis* 23, 7/8, S. 19 – 23.
- Ross, P.J. (1990):
SWIM – A Simulation Model for Soil Water Infiltration and Movement. Reference Manual. CSIRO Division of Soils, Davies Lab., Townsville, Qld 4814, Australia, 37 pp.
- Sänger, H. (1993):
Die Flora und Vegetation im Uranbergbaurevier Ronneburg - Pflanzensoziologische Untersuchungen an Extremstandorten. Reihe „Ökologie und Umweltsicherung“ des Fachgebietes Landschaftsökologie und Naturschutz der Universität Kassel, Heft 5/1993, 227 S.
- Sänger, H. (2003):
Raum – Zeit – Dynamik von Flora und Vegetation auf Halden des Uranbergbaus. Reihe „Ökologie und Umweltsicherung“ des Fachgebietes Landschaftsökologie und Naturschutz der Universität Kassel, Heft 23/2003, 336 S.
- Sauermost, R. und D. Freudig (2000):
Lexikon der Biologie, Band 11. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag
- Schanz, T., S.S. Agus, M. Eng und G. Tscheschlok (2004):
Hydraulischmechanische Eigenschaften einer polymerverbesserten Sand-Bentonit-Mischung beim Einsatz im Deponiebau. *Zeitschrift Geotechnik* 27 (2004) Nr. 4.
- Scherf, M. (1997):
Auswertung von Isotopenmeßreihen aus kleinen Einzugsgebieten des Erzgebirges zur Altersdatierung verschiedener Abflußkomponenten. Diplomarbeit, TU Dresden.
- Scheunemann, R. (2002):
Kontrolle von Barrieren: Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit an Hand des Bodenwasser-gehaltes. Dissertation, Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH), Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen.
- Schick, P. und R. Wunsch (1995):
Verformbarkeit, Rißsicherheit und Dichtigkeit von mineralischen Deponieabdichtungen. *Zeitschrift Bautechnik*, Heft 9, Verlag Ernst & Sohn Berlin.

Schmeisky, H. und O. Lenz (1998):

Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - Ergebnisse einer 25-jährigen Forschungsarbeit. In: Glückauf mit Kali und Steinsalz, Heft 134, S. 501 – 515.

Schmeisky, H. (2000):

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie -3- Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung. Reihe „Ökologie und Umweltsicherung“ des Fachgebietes Landschaftsökologie und Naturschutz der Universität Kassel, Heft 19/2000, 212 S.

Schmid, B.H. (1993):

Die maximale Wassertiefe über gleichmäßig beaufschlagten, geneigten Dichtungshorizonten. Zeitschrift Wasser und Boden, Heft 9.

Schmid, J. (2001):

BLACE - ein technisch ökonomisches Hilfsmittel zur Bewertung von Oberflächenabdichtungen, In: Bayerische Abfall- und Deponietage, KUMAS Augsburg, Mai 2001.

Schmid, J. und H. Schulz (2002):

Messfelder an der UniBw München auf der Deponie Nord-West: Wirksamkeit der selbstheilenden mineralischen Dichtung bei einer Rekultivierungsschicht von ein bzw. zwei Metern Dicke. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 185 – 198.

Schmid, J. (2005):

Wirtschaftliche und rechtliche Auswirkungen der Deponieverwertungsverordnung auf Oberflächenabdichtungsmaßnahmen. In: Melchior, S. und K. Berger (Hrsg.), 2005: Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Grundwasserschutz – Abfallwirtschaft – Deponietechnik – Bodenschutz. Fachtagung am 31. März und 1. April 2005 in Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten Bd. 56, S. 307 – 319.

Schmidt, H.-G., P. Stock, A. Lohmeier und E. Plate (1986):

Windfeld und Abgasausbreitung an Bergehalden. Kommunalverband Ruhrgebiet, Planungshefte Ruhrgebiet, KVR Essen.

Schneider, K.-J. (1996):

Bautabellen mit Berechnungshinweisen und Beispielen. 11. Auflage, Werner-Verlag.

Schöpe, M. (Projektleiter) u.a. (1999):

Kalibrierung numerischer wasserhaushaltlicher Bilanzen für den Haldenkomplex Schlema-Alberoda der Wismut GmbH. Abschlußbericht. C&E Consulting und Engineering GmbH Chemnitz (unveröff.).

Schroeder, P.R. & A.C. Gibson (1982):

Supporting documentation for the hydrologic simulation model for estimating percolation at solid waste disposal sites (HSSWDS). Draft Report, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 153 pp.

Schroeder, P.R., A.C. Gibson, & M.D. Smolen (1984):

The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: Volume II, Documentation for version 1. EPA/530-SW-84-010, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 256 pp.

- Schroeder, P.R., R.L. Peyton, B.M. McEnroe & J. W. Sjoström (1988 a):
The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: Volume III, User's guide for version 2. Internal Working Document EL-92-1, Report 1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 87 pp.
- Schroeder, P.R., B.M. McEnroe, R.L. Peyton & J. W. Sjoström (1988 b):
The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: Volume IV, Documentation for version 2. Internal Working Document EL-92-1, Report 2, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 72 pp.
- Schroeder, P. R., T. S. Dozier, P. A. Zappi, B. M. McEnroe, J. W. Sjoström & R. L. Peyton (1994):
The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3, EPA/600/R-94/168b, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington D.C.
- Schroeder, P. R., M. Cheryl, P. A. Zappi, M. Aziz, und K. Berger (1998):
Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Benutzerhandbuch für die deutsche Version 3. Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde.
- Schroeder, P. R. und K. Berger (2002):
Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Benutzerhandbuch für die deutsche Version 3. Aktualisierte Auflage zur deutschen HELP-Version ab 3.55. Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde.
- Schroeder, P. R. und K. Berger (2004):
Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Benutzerhandbuch für die deutsche Version 3. Vierte, überarbeitete Auflage zur deutschen HELP-Version 3.80 D. Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde.
- Schröder, W., G. Euler, F.-K. Schneider und D. Knauf (1994):
Grundlagen des Wasserbaus. 3. Auflage, Werner-Verlag, Düsseldorf.
- Schulla, J. (1997):
Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. Dissertation, Diss. ETH 12018, Verlag Geographisches Institut, ETH Zürich.
- Schulla, J. und K. Jasper (1998):
Modellbeschreibung WaSiM – ETH. Modellbeschreibung, ETH Zürich.
- Schumacher, L. (1995):
Regressionsprogramm REGRES – mathematisch-statistische Regressionsanalyse, Version 3.4. Anwendungshandbuch, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Maschinenelemente, Konstruktion und Fertigung.
- Seelig-Braker, A. (1994):
Abschlußbericht des Teilvorhabens 12: Untersuchungen der Vegetation auf dem Abdecksystem der Deponie Georgswerder, Universität Hamburg.
- Sehrbrock, U. (2003):
Kombikapillardichtung – ein alternatives, TASI konformes Deponie-Oberflächenabdichtungssystem. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2003. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 128, Erich Schmidt Verlag Berlin.

- Sellers, W. D. (1965):
Physical Climatology. The University of Chicago Press.
- Sevruk, B. (1982):
Methods of Correction for Systematic Error in Point Precipitation Measurement of Operational Use. WMO, Operational Hydrology Report No. 21, WMO-No. 589, Geneva, Switzerland, 91 pp.
- Sherman, L.K. (1932):
Streamflow from Rainfall by the Unit-graph Method. Eng. News record, vol. 108, pp. 501 – 505.
- Šimůnek, J., T. Vogel & M. Th. van Genuchten. (1992):
The SWMS_2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media, Version 1.1. Research Report No.126, U. S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California, 169 pp.
- Šimůnek, J., T. Vogel & M. Th. van Genuchten. (1994):
The SWMS_2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media, Version 1.2. Research Report No.132, U. S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California, 196 pp.
- Šimůnek, J., M. Sejna & M. Th. van Genuchten (1999):
The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC - TPS - 53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 251pp.
- Singh, V. P. (1992):
Elementary Hydrology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Singh, P.R. & V.P. Singh (2001):
Snow and Glacier Hydrology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, p. 221.
- Singh, P.R., T.Y. Gan & A.K. Gobena (2005):
Modified Temperature Index Method using Near-Surface Soil and Air Temperatures for Modeling Snowmelt in the Canadian Prairies. Journal of Hydrologic Engineering, Vol. 10, No. 5, September/October 2005, pp. 405 – 419.
- SMU Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (1997):
Erlass „Stilllegung von Deponien“ – Stilllegungserlass vom 09.05.1997.
- SMUL Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (1999):
Methodik für die Auswahl und Bewertung von Schutz- und Rekultivierungsmaßnahmen bei der Stilllegung von Altdeponien im Freistaat Sachsen - Stilllegungsmethodik Altdeponien - Oktober 1999.
- Sokollek, V. und A. Seelig-Braker (1996):
Ingenieurbiologische Aspekte bei der Abdeckung von Deponien und Altlasten. In: Czurda, K. Und K. Stief (Hrsg.): Oberflächenabdichtungen oder Oberflächenabdeckungen? Regelwerke oder alternative Systeme? Schriftenreihe des Lehrstuhls für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe 45, Beitrag 14: 22 S.
- Spillmann, P. und H.-J. Collins (1986):
Physikalische Untersuchungen zum Wasser- und Feststoffhaushalt. In: Spillmann, P. (Hrsg.): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkung auf Gewässer. VCH-Verlag Weinheim.

- Spillmann, P. (1989) :
Die Verlängerung der Nutzungsdauer von Müll- und Müll-Klärschlamm-Deponien. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 27, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Sponagel, H. (1980):
Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. Geologisches Jahrbuch (Reihe F) 9, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, S. 3 – 87.
- Stalljann, E. und K. Wagner (2001):
Begrünung von Extremstandorten. In: Bauen in der Erden. Akademie der Geowissenschaften zu Hannover, Heft 19, S. 97 – 98.
- Stalljann, E. (2000):
Die Nassansaat als ingenieurbioologische Maßnahme im Straßenbau. In: Ingenieurbioologie – Sicherung an Verkehrsböschungen, Jahrbuch 9 der Gesellschaft für Ingenieurbioologie, S. 57 – 98.
- Stalljann, E. (2002):
Deponiebegrünung als Erosionsschutz und Möglichkeit zur Reduzierung von Sickerwasser. In: Egloffstein, Burkhardt, Czurda: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Heft 125, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Stegmann, R. (1990):
Die Deponie als Reaktor. In: Entsorgungspraxis, Heft 10, S. 567 – 571.
- Steinert, B. (1999):
Kapillarsperren für die Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten – Bodenphysikalische Grundlagen und Kipprinnenuntersuchungen. Dissertation, Universität Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Heft 45.
- Stief, K. (2003):
Deponieabdichtungen mit Kunststoffdichtungsbahnen - Wie geht es weiter? Handbuch zur 19. Fachtagung "Die sichere Deponie - Abdichtung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffdichtungsbahnen", 13. und 14. Februar 2003. KI Verlagsgesellschaft Bad Homburg.
- Stock, P., M. Horbert und C. Schäpel (1986):
Klimatische Untersuchungen an Bergehalden im Ruhrgebiet. Kommunalverband Ruhrgebiet, Planungshefte Ruhrgebiet, KVR Essen.
- Stoye, D. (1987):
Stoffe und Wirkungsmechanismen der Bodenfixierung. Zeitschrift für Vegetationstechnik 10, S. 6 – 11.
- Strickler, A. (1923):
Beiträge zur Frage der Geschwindigkeitsformel und der Rauigkeitszahl für Ströme, Kanäle und geschlossene Leitungen. Mitteilung 16, Amt für Wasserwirtschaft, Bern.
- Stude, J., H. Liebmann und J. Parnieske-Pasterkamp (2002):
Modellierung und Prognose des Wasserbinde- und Speichervermögens von Rekultivierungsschichten auf Kalirückstandshalden anhand meteorologischer und bodenphysikalischer Daten. Abschlussbericht 198/00. K-UTEC Kali Umwelttechnik Sondershausen GmbH.

TAA Technische Anleitung Abfall (1991):

Zweite Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch-physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12.03.1991.

TASi Technische Anleitung Siedlungsabfall (1993):

Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) – Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14.05.1993.

Thomé-Kozmiensky, K.J. (1989):

Deponie 3 – Ablagerung von Abfällen. EF Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH.

Thorntwaite, C.W. & J.R. Matter (1955):

The water balance. *Climatology* 8 (1), Drexel, Inst. New Jersey.

Tresselt, K. (2000):

Feldversuche zur Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit Dichtung aus Hafenschlick. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 46, 280 S.

Trisoplast (2005):

Technische Dokumentation TRISOPLAST[®], Stand: 23.02.2005. TD Umwelttechnik GmbH Co. KG Wentorf.

Turc, L. (1961):

Evaluation des besoins en eau d'irrigation evapotranspiration potentielle. *Ann. Agron.* Vol. 12 (13).

Upmeier, M. (1996):

Optimierung mineralischer Deponieabdichtungen durch natürliche Zeolithe und Aktivkohle. *Schriftenreihe Institut für Angewandte Geologie Uni-Karlsruhe* Nr. 42, 1996 (96DA117).

US-SCS U.S. Soil Conservation Service (1972):

SCS National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology. USDA, Washington D.C.

US-SCS U.S. Soil Conservation Service (1985):

SCS National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology. USDA, Washington D.C.

US-SCS U.S. Soil Conservation Service (1986):

Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55, Washington D.C., pp. 2.5 - 2.8.

Van Bavel, C. H. M. (1967):

Changes in Canopy Resistance to Water Loss From Alfalfa Induced by Soil Water Depletion. *Agricultural Meteorology*, Vol. 4, No. 3, Elsevier Publishing Co., Amsterdam, The Netherlands, May 1967, pp. 165 – 176.

van Dam, J.C., J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kaban, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk & C.A. van Diepen (1997):

Theory of SWAP version 2.0. Report 71, Dep. Water Res., Wageningen Agricultural University, Technical Document 45, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 167 pp.

- van Deursen, W.P.A. (1999):
RHINEFLOW-2: Development, calibration and application. Rotterdam: Carthago Consultancy (report of the NRP project 952210).
- van Genuchten, M. Th. (1980):
A Closed Form Equation for Predicting the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44 (5), pp. 892 – 898.
- Vielhaber, B. (1995):
Temperaturabhängiger Wassertransport in Deponieoberflächenabdichtungen. Feldversuche in bindigen mineralischen Dichtungen unter Kunststoffdichtungsbahn. Dissertation im Fachgebiet Geowissenschaften der Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 29.
- Volkman, N., F.-W. Wege und I. Weise (2000):
Haldenbrände - Begleiterscheinungen des Kupferschieferbergbaus?- Schriftenreihe des Mansfeld-Museums (Neue Folge), Hettstedt 5, S. 132 – 144.
- von der Hude, N. (1999):
Kapillarsperren als Oberflächenabdichtung auf Deponien und Altlasten. – Laborversuche und Bemessungsregeln. Dissertation, TU Darmstadt, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt, Heft 41.
- Wagner, B., V.R. Tarnawski, V. Hennings, U. Müller, G. Wessolek, und R. Plagge, (2001):
Evaluation of Pedo-transfer Functions for Unsaturated Soil Hydraulic Conductivity Using an Independent Data Set. Geoderma, 102: pp. 275 – 297.
- Wagner J.-F. und C. Schnatmeyer (2002):
Großversuche der Universität Trier mit einer mineralischen Abdichtungsschicht. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 91 – 105.
- Wattendorf, P. und V. Sokollek (2000):
Gestaltung und Entwicklung von standortgerechtem Bewuchs auf Rekultivierungsschichten. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 47, S. 225 – 234.
- Wattendorf, P. (2001):
Anforderungen an die Bepflanzung von Deponien aus deponietechnischer, forstwirtschaftlicher und landespflegerischer Sicht – eine Gratwanderung zwischen landespflegerischen Zielen und der langfristigen Sicherung des Deponiebauwerks. Tagungsband, 4. Deponieseminar „Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien“, Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz, März 2001.
- Wattendorf, P., W. Konold und O. Ehrmann (2003):
Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren - Herstellung, Eigenschaften, Bodenentwicklung, Funktion. Culterra - Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Heft 41.
- Weber, B. (1990):
Minimierung der Emissionen von der Deponie. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 74.

Weisbach, J. (1845):

Lehrbuch der Ingenieur- und Maschinen-Mechanik, Braunschweig.

Wendling, U. (1984):

Verdunstungs- und Bodenfeuchtemodellierung und meteorologische Eingangsgrößen. Fachtagung der KdT: Lysimeterbeobachtungen und ihre Anwendung für Wasserwirtschaft und Umweltschutz, Markleeberg.

Wendling, U. und J. Müller (1984):

Entwicklung eines Verfahrens zur rechnerischen Abschätzung der Verdunstung im Winter. Zeitschrift Meteorol. 34.

Wendling, U., H.-G. Schellin und M. Thomä (1991):

Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Z. Meteorol. 41, 468 – 475.

Wenkel, K. O. u.a. (1978):

Methodik und Verfahren der EDV-Berechnungsberatung in der DDR. Tagungsbericht, AdL der DDR, Berlin, 166, 539 – 546.

Wesseling, J.G., P. Kabat, B.J. van den Broek & R.A.Feddes (1992):

SWACROP Soil Water and Crop Production Model. IGWMC – FOS 45 PC, International Ground Water Modeling Center, Delft, The Netherlands.

Wessolek, G., R. Plagge und R. König (1991):

Modellstudien zur Empfindlichkeit der Van-Genuchten-Mulaem Parameter. Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch. (66), S. 255 – 258.

Wessolek, G., R. König und M. Renger (1992):

Entwicklung und Anwendung von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen für Hangstandorte. Bodenökologie und Bodengenese, Heft 8 (1992), Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie.

Wessolek, G. (1995):

Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Bericht im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Wessolek, G., R. König und H. Stoffregen (2000):

Einfluss von Exposition und Inklination auf die reale Evapotranspiration und Tiefenversickerung aus Deponie-Rekultivierungsschichten. In: Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Tagungsband zum Status-Workshop "Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen" vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Band 3.

Wiggering, H. und M. Kerth [Hrsg.] (1991):

Berghalden des Steinkohlenbergbaus - Geologie und Ökologie im Kontext. Bd. 1, 246 S., Vierweg Verlag Braunschweig.

Witt, K. J. und H.-G. Ramke (2003):

Empfehlungen des Arbeitskreises 6.1 „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT). Zeitschrift Bautechnik, Verlag Ernst und Sohn Berlin, 80 (2003), Heft 9, S. 565 – 579.

- Witt, K.J. und R.M. Zeh (2004):
Maßnahmen gegen Trockenrisse in mineralischen Abdichtungen. In: Kranert (Hrsg.): Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 81, März 2004, S. 83 – 98.
- Wittich, K.P. (1994):
Zur Abschätzung des Pflanzenbedeckungsgrades mit Hilfe von NOAA-Satellitendaten. Beiträge zur Agrarmeteorologie 5/94, Deutscher Wetterdienst Offenbach/M., 21 S.
- Wösten, J.H.M. (1997):
Pedotransfer Functions to Evaluate Soil Quality. - In: Gregorich, E.G. & M.R. Carter (Eds.): Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. - Developments in Soils Science, 25: Elsevier, pp. 221 – 245.
- Wohnlich, S. (1991):
Kapillarsperren – Versuche und Modellrechnungen. In: Schriftenreihe des Lehrstuhls für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe, Heft 15, 128 S.
- Wohnlich, S. (1994):
Kapillarsperren als Oberflächenabdichtungen. In: Burkhardt, G. und T. Egloffstein: Alternative Dichtungsmaterialien im Deponiebau und in der Altlastensanierung. Schriftenreihe des Lehrstuhls für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe, Heft 30, S. 102 – 115.
- WMO World Meteorological Organization (1971):
Guide to Meteorological Instrument and Observing Practices. Genf: WMO No. 8.
- WMO World Meteorological Organization (1982):
Methods of Correction for Systematic Error in Precipitation Measurement of Operational Use. OHR 21, WMO-No. 589, Geneva.
- WMO World Meteorological Organization (1994):
Guide to Hydrological Practices. Genf: WMO No. 168.
- Wood, M.K. & W.H. Blackburn (1984):
Evaluation of the Hydraulic Soil Groups as Used in the SCS Runoff Method on Rangelands. Water Resour. Bull., vol. 20, pp. 379 – 389.
- Woolhiser, D. A., R. E. Smith & D. C. Goodrich (1990):
KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: Documentation and user manual. ARS-77. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Wunsch, R. (1997):
Bodenmechanische Eigenschaften und erdbautechnische Erfordernisse selbstheilender mineralischer Deponieoberflächendichtungen unter Berücksichtigung der hydrologischen Gegebenheiten. Mittelungen des Instituts für Bodenmechanik und Grundbau, Heft 13, Universität der Bundeswehr München.
- Zinke, P. J. (1967):
Forest interception studies in the United States. Forest Hydrology, Proc. Int. Sympos. 137 – 161, New York (Pergamon).
- Zundel, R. (2000):
Praktische Erfahrungen mit der Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie in Niedersachsen und Thüringen. In: Ökologie und Umweltsicherung, Heft 19, S. 141 – 159.

Anlagen

Anlage 1:

Zuordnungskriterien für abfallrelevante Parameter für die Deponieklassen I und II nach TA Siedlungsabfall (TASl, 1993)

Nr.	Parameter	Zuordnungswerte	
		Deponieklasse I	Deponieklasse II
1	Festigkeit ¹⁾		
1.01	Flügelscherfestigkeit	25 kN/m ²	25 kN/m ²
1.02	Axiale Verformung	20 %	20 %
1.03	Einaxiale Druckfestigkeit	50 kN/m ²	50 kN/m ²
2	Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz ²⁾		
2.01	bestimmt als Glühverlust	3 Masse-%	5 Masse-% ³⁾
2.02	bestimmt als TOC	1 Masse-%	3 Masse-%
3	Extrahierbare lipophile Stoffe der Originalsubstanz	0,4 Masse-%	0,8 Masse-%
4	Eluatkriterien		
4.01	pH-Wert	5,5 - 13,0	5,5 - 13,0
4.02	Leitfähigkeit	10000 µS/cm	50000 µS/cm
4.03	TOC	20 mg/l	100 mg/l
4.04	Phenole	0,2 mg/l	50 mg/l
4.05	Arsen	0,2 mg/l	0,5 mg/l
4.06	Blei	0,2 mg/l	1 mg/l
4.07	Cadmium	0,05 mg/l	0,1 mg/l
4.08	Chrom-VI	0,05 mg/l	0,1 mg/l
4.09	Kupfer	1 mg/l	5 mg/l
4.10	Nickel	0,2 mg/l	1 mg/l
4.11	Quecksilber	0,005 mg/l	0,02 mg/l
4.12	Zink	2 mg/l	5 mg/l
4.13	Fluorid	5 mg/l	25 mg/l
4.14	Ammonium-N	4 mg/l	200 mg/l
4.15	Cyanide, leicht freisetzbar	0,1 mg/l	0,5 mg/l
4.16	AOX	0,3 mg/l	1,5 mg/l
4.17	Wasserlöslicher Anteil (Abdampfrückstand)	3 Masse-%	6 Masse-%

Anmerkungen:

- ¹⁾ 1.02 kann gemeinsam mit 1.03 gleichwertig zu 1.01 angewandt werden. Die Festigkeit ist entsprechend den statischen Erfordernissen für die Deponiestabilität jeweils gesondert festzulegen. 1.02 in Verbindung mit 1.03 darf dabei insbesondere bei kohäsiven, feinkörnigen Abfällen nicht unterschritten werden.
- ²⁾ 2.01 kann gleichwertig zu 2.02 angewandt werden; Anforderung gilt nicht für verunreinigten Bodenaushub, der auf einer Monodeponie abgelagert wird.
- ³⁾ Gilt nicht für Aschen und Stäube aus nichtgenehmigungsbedürftigen Kohlefeuerungsanlagen nach dem BImSchG.

Anlage 2:

Zuordnungskriterien für abfallrelevante Parameter für die Deponieklasse III nach TA Abfall (TAA, 1991)

Nr.	Parameter	Zuordnungswert
D1	Festigkeit ¹⁾	
D1.01	Flügelscherfestigkeit	> 25 kN/m ²
D1.02	Axiale Verformung	< 20 %
D1.03	Einaxiale Druckfestigkeit (Fließwert)	> 50 kN/m ²
D2	Glühverlust des Trockenrückstandes der Originalsubstanz	< 10 Gew.-%
D3	Extrahierbare lipophile Stoffe	< 4 Gew.-%
D4	Eluatkriterien	
D4.01	pH-Wert	4 - 13
D4.02	Leitfähigkeit	< 100000 µS/cm
D4.03	TOC	< 200 mg/l
D4.04	Phenole	< 100 mg/l
D4.05	Arsen	< 1 mg/l
D4.06	Blei	< 2 mg/l
D4.07	Cadmium	< 0,5 mg/l
D4.08	Chrom-VI	< 0,5 mg/l
D4.09	Kupfer	< 10 mg/l
D4.10	Nickel	< 2 mg/l
D4.11	Quecksilber	< 0,1 mg/l
D4.12	Zink	< 10 mg/l
D4.13	Fluorid	< 50 mg/l
D4.14	Ammonium	< 1000 mg/l
D4.15	Chlorid	< 10000 mg/l
D4.16	Cyanide, leicht freisetzbar	< 1 mg/l
D4.17	Sulfat	< 5000 mg/l
D4.18	Nitrit	< 30 mg/l
D4.19	AOX	< 3 mg/l
D4.20	Wasserlöslicher Anteil	< 10 Gew.-%

Anmerkungen:

¹⁾ D1.02 kann gemeinsam mit D1.03 gleichwertig zu D1.01 angewandt werden.

Anlage 3:

Kennzeichnung der Stationen des Deutschen Wetterdienstes DWD mit frei verfügbaren Tages- und Monatswerten BOWAHALD-relevanter meteorologischer Größen (Quelle: www.dwd.de)

Stationsname	geogr. Breite	geogr. Länge	Beginn Reihe	Gebietszuordnung Niedersachlagskorrektur nach RICHTER (1995)
Helgoland	54° 01'	07° 53'	1952	I
List/Sylt	55° 00'	08° 24'	1937	I
Schleswig	54° 31'	09° 32'	1947	I
Westermakelsdorf	54° 31'	11° 03'	1948	II
Hamburg-Fuhlsbüttel	53° 38'	09° 59'	1891	I
Schwerin	53° 38'	11° 23'	1890	II
Rostock-Warnemünde	54° 01'	12° 04'	1947	III
Greifswald	54° 05'	13° 24'	1947	III
Bremen	53° 02'	08° 47'	1890	I
Neuruppin	52° 54'	12° 48'	1961	III
Münster/Osnabrück	52° 08'	07° 42'	1989	I
Hannover	52° 27'	09° 40'	1936	II
Magdeburg	52° 06'	11° 35'	1947	III
Potsdam	52° 23'	13° 03'	1893	III
Berlin-Tempelhof	52° 28'	13° 24'	1948	III
Lindenberg	52° 12'	14° 07'	1947	III
Düsseldorf	51° 17'	06° 46'	1969	I
Kahler Asten	51° 11'	08° 29'	1955	- (Bergstation)
Kassel	51° 20'	09° 27'	1955	I
Leipzig-Schkeuditz	51° 26'	12° 14'	1972	III
Dresden-Klotzsche	51° 07'	13° 45'	1967	III
Görlitz	51° 09'	14° 57'	1947	III
Aachen	50° 47'	06° 05'	1891	I
Meiningen	50° 33'	10° 22'	1979	III
Erfurt-Bindersleben	50° 59'	10° 57'	1951	III
Fichtelberg	50° 25'	12° 57'	1947	- (Bergstation)
Trier-Petrisberg	49° 44'	06° 39'	1907	II
Frankfurt/M-Flughafen	50° 02'	08° 35'	1949	II
Würzburg	49° 46'	09° 57'	1901	II
Bamberg	49° 52'	10° 54'	1949	II
Hof	50° 18'	11° 52'	1947	III
Saarbrücken/Ensheim	49° 12'	07° 06'	1951	II
Karlsruhe	49° 02'	08° 21'	1876	II
Stuttgart/Echterdingen	48° 41'	09° 13'	1953	II
Nürnberg	49° 30'	11° 03'	1955	II
Straubing	48° 49'	12° 33'	1951	II
Augsburg	48° 25'	10° 56'	1947	IV
München/Flughafen	48° 21'	11° 48'	1992	IV
Konstanz	47° 40'	09° 11'	1972	IV
Kempten	47° 43'	10° 20'	1952	IV
Zugspitze	47° 25'	10° 59'	1900	- (Bergstation)
Hohenpeißenberg	47° 48'	11° 00'	1781	IV

Anlage 4:

Gemessene und auf der Grundlage von monatlichen Messwerten BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge (1992 – 2001) für ausgewählte Messstationen des DWD, Stationskennzeichnung s. Anlage 3

a) Stationswerte:

DWD-Station	Sta- tus	P _A [mm/a]		P _{DMAX} [mm/d]		Π _{P01} []		Π _{P10} []		Π _{P100} []	
Helgoland	K	756	756	34,3	34,3	189,3	191,0	128,2	129,2	17,9	19,4
List/Sylt	K	703	703	31,6	31,6	190,8	193,0	125,4	124,8	17,4	17,1
Schleswig	K	826	826	30,1	30,1	190,3	193,0	130,5	130,2	22,0	24,2
Westermakelsdorf	V	517	517	28,0	28,0	171,4	170,0	105,4	105,8	10,0	9,7
Hamburg-Fuhlsbüttel	K	805	805	38,7	38,7	190,6	193,0	128,1	129,1	24,4	21,8
Schwerin	K	648	648	35,2	35,2	174,4	173,0	116,6	116,3	16,6	15,6
Rostock-Warnemünde	V	632	632	32,7	32,7	167,3	168,6	111,4	110,4	16,8	15,9
Greifswald	K	582	582	29,5	29,5	166,9	168,7	106,5	106,9	13,5	13,4
Bremen	K	710	710	34,9	34,9	186,5	185,0	125,4	126,5	17,6	17,6
Neuruppin	K	547	547	36,9	36,9	166,9	168,6	105,8	105,7	11,4	11,3
Münster/Osnabrück	V	804	804	34,3	34,3	191,7	193,0	130,6	129,7	23,0	23,5
Hannover	K	634	634	26,5	26,5	186,8	186,0	120,8	120,3	14,8	15,0
Magdeburg	K	526	526	27,7	27,7	165,3	166,0	99,7	99,1	10,9	12,2
Potsdam	V	563	563	31,1	31,1	169,5	170,0	107,7	107,5	11,0	12,1
Berlin-Tempelhof	K	585	585	34,5	34,5	166,0	166,0	108,9	108,9	13,4	13,1
Lindenberg	K	570	570	32,0	32,0	173,9	173,0	110,3	111,0	11,8	12,5
Düsseldorf	K	822	822	33,5	33,5	191,7	193,0	135,2	136,4	22,1	23,3
Kahler Asten	V	1436	1436	50,0	50,0	220,2	220,0	165,9	164,8	50,5	47,0
Kassel	K	742	742	41,8	41,8	185,3	183,0	125,9	125,8	18,1	17,2
Leipzig-Schkeuditz	K	567	567	38,9	38,9	165,1	166,0	103,1	103,5	12,6	12,8
Dresden-Klotzsche	K	651	651	44,4	44,4	173,6	172,0	110,1	110,7	16,0	16,2
Görlitz	V	682	682	42,2	42,2	174,4	173,0	116,5	115,7	16,9	16,4
Aachen	V	821	821	31,3	31,3	191,8	193,0	135,0	136,2	22,3	22,8
Meiningen	K	680	680	27,5	27,5	182,5	182,0	123,6	124,7	16,1	17,0
Erfurt-Bindersleben	V	557	557	41,2	41,2	172,0	170,0	101,6	102,0	11,8	12,0
Fichtelberg	V	1103	1103	39,7	39,7	216,4	217,0	157,9	157,6	32,2	34,6
Trier-Petrisberg	V	822	822	38,0	38,0	195,4	195,0	133,8	134,2	21,4	22,8
Frankfurt/M-Flugh.	K	632	632	34,9	34,9	168,9	170,0	116,7	117,1	14,8	14,0
Würzburg	V	592	592	38,0	38,0	172,2	170,0	109,5	109,3	13,4	13,5
Bamberg	V	667	667	34,1	34,1	180,1	182,0	117,3	117,1	17,0	15,8
Hof	K	782	782	35,7	35,7	206,1	206,0	136,8	137,7	18,0	19,5
Saarbrücken/Ensheim	V	929	929	43,0	43,0	186,6	185,0	132,8	133,7	27,7	27,6
Karlsruhe	V	799	799	42,1	42,1	180,9	182,0	128,0	128,0	22,4	19,6
Stuttgart/Echterdingen	K	707	707	40,8	40,8	180,9	182,0	121,2	121,7	18,4	16,8
Nürnberg	K	611	611	37,5	37,5	174,1	173,0	111,9	112,2	13,6	13,6
Straubing	V	697	697	31,3	31,3	177,1	178,0	116,4	116,9	19,5	18,7
Augsburg	K	783	783	38,1	38,1	186,3	185,0	125,1	125,1	21,5	21,5
München/Flughafen	V	821	821	41,1	41,1	181,5	182,0	122,7	123,2	23,7	24,3
Konstanz	V	865	865	45,8	45,8	177,5	179,0	123,9	123,6	25,1	25,9
Kempten	K	1270	1270	49,5	49,5	194,9	195,0	147,1	147,1	44,0	41,7
Zugspitze	V	2167	2167	73,8	73,8	223,6	222,0	181,3	181,2	76,3	66,5
Hohenpeißenberg	K	1195	1195	56,8	56,8	196,0	195,0	148,9	148,4	37,3	37,0

Status: K – zur Kalibrierung genutzt, V – zur Validierung genutzt

blau: Messwerte

rot: synthetisierte Werte

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Fortsetzung Anlage 4:

Gemessene und auf der Grundlage von monatlichen Messwerten BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge (1992 – 2001) für ausgewählte Messstationen des DWD, Stationskennzeichnung s. Anlage 3

b) Mittelwerte:

	P _A [mm/a]		P _D MAX [mm/d]		n _{P0,1} []		n _{P1,0} []		n _{P10,0} []	
Mittel Kalibrierungsstationen	722	722	36,3	36,3	181,4	182,1	121,3	121,6	18,5	18,2
Mittel Validierungsstationen	860	860	39,9	39,9	186,1	186,1	127,7	127,6	24,5	23,8
Mittel RICHTER-Gebiet I	777	777	34,5	34,5	189,8	190,8	129,4	129,8	20,5	20,8
Mittel RICHTER-Gebiet II	688	688	35,8	35,8	179,1	178,8	119,2	119,4	17,5	16,9
Mittel RICHTER-Gebiet III	610	610	34,9	34,9	173,0	173,1	110,9	111,1	13,9	14,2
Mittel RICHTER-Gebiet IV	987	987	46,3	46,3	187,2	187,2	133,5	133,5	30,3	30,1
Mittel Bergstationen	1569	1569	54,5	54,5	220,1	219,7	168,4	167,9	53,0	49,4
Mittel insgesamt	781	781	37,8	37,8	183,4	183,8	124,0	124,2	21,1	20,6

blau: Messwerte rot: synthetisierte Werte

c) Abweichungen (Synthese – Messung):

	P _A [mm/a]		P _D MAX [mm/d]		n _{P0,1} []		n _{P1,0} []		n _{P10,0} []	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Kalibrierungsstationen	0	0	0	0	0,0	2,7	0,0	+1,2	0,0	-2,6
Validierungsstationen	0	0	0	0	-0,2	-2,2	0,0	+1,2	+0,1	-9,8
RICHTER-Gebiet I	0	0	0	0	+1,2	+2,7	-0,1	+1,2	0,0	-2,6
RICHTER-Gebiet II	0	0	0	0	-0,4	-2,2	0,0	+0,9	0,0	-2,8
RICHTER-Gebiet III	0	0	0	0	0,0	-2,0	0,0	+1,1	-0,1	-1,5
RICHTER-Gebiet IV	0	0	0	0	+0,1	+1,5	0,0	+0,5	0,0	-2,3
Bergstationen	0	0	0	0	-0,2	-1,6	-0,1	-1,1	+2,4	-9,8
insgesamt	0	0	0	0	0,0	+2,7	0,0	+1,2	0,0	-9,8

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Anlage 5:

Gemessene und auf der Grundlage von langjährigen monatlichen Mittelwerten BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge (1992 – 2001) für ausgewählte Messstationen des DWD, Stationskennzeichnung s. Anlage 3

a) Stationswerte:

DWD-Station	Status	P _A [mm/a]		P _{DMAX} [mm/d]		Π _{P01} []		Π _{P10} []		Π _{P100} []	
Helgoland	K	756	756	34,3	34,3	189,3	191,0	128,2	130,0	17,9	20,0
List/Sylt	K	703	703	31,6	31,6	190,8	193,0	125,4	125,0	17,4	19,0
Schleswig	K	826	826	30,1	30,1	190,3	193,0	130,5	131,0	22,0	23,0
Westermakelsdorf	V	517	517	28,0	28,0	171,4	170,0	105,4	105,0	10,0	12,0
Hamburg-Fuhlsbüttel	K	805	805	38,7	38,7	190,6	193,0	128,1	126,0	24,4	18,0
Schwerin	K	648	649	35,2	35,2	174,4	173,0	116,6	115,0	16,6	12,0
Rostock-Warnemünde	V	632	631	32,7	32,7	167,3	170,0	111,4	109,0	16,8	13,0
Greifswald	K	582	582	29,5	29,5	166,9	170,0	106,5	106,0	13,5	13,0
Bremen	K	710	710	34,9	34,9	186,5	185,0	125,4	126,0	17,6	12,0
Neuruppin	K	547	547	36,9	36,9	166,9	170,0	105,8	103,0	11,4	12,0
Münster/Osnabrück	V	804	804	34,3	34,3	191,7	193,0	130,6	131,0	23,0	20,0
Hannover	K	634	634	26,5	26,5	186,8	186,0	120,8	120,0	14,8	12,0
Magdeburg	K	526	526	27,7	27,7	165,3	166,0	99,7	100,0	10,9	11,0
Potsdam	V	563	563	31,1	31,1	169,5	170,0	107,7	108,0	11,0	12,0
Berlin-Tempelhof	K	585	585	34,5	34,5	166,0	166,0	108,9	110,0	13,4	12,0
Lindenberg	K	570	570	32,0	32,0	173,9	173,0	110,3	110,0	11,8	12,0
Düsseldorf	K	822	822	33,5	33,5	191,7	193,0	135,2	131,0	22,1	21,0
Kahler Asten	V	1436	1436	50,0	50,0	220,2	220,0	165,9	165,0	50,5	47,0
Kassel	K	742	742	41,8	41,8	185,3	183,0	125,9	127,0	18,1	12,0
Leipzig-Schkeuditz	K	567	567	38,9	38,9	165,1	166,0	103,1	104,0	12,6	11,0
Dresden-Klotzsche	K	651	651	44,4	44,4	173,6	172,0	110,1	109,0	16,0	14,0
Görlitz	V	682	682	42,2	42,2	174,4	173,0	116,5	115,0	16,9	16,0
Aachen	V	821	821	31,3	31,3	191,8	193,0	135,0	132,0	22,3	21,0
Meiningen	K	680	680	27,5	27,5	182,5	182,0	123,6	124,0	16,1	16,0
Erfurt-Bindersleben	V	557	557	41,2	41,2	172,0	170,0	101,6	101,0	11,8	12,0
Fichtelberg	V	1103	1103	39,7	39,7	216,4	217,0	157,9	158,0	32,2	35,0
Trier-Petrisberg	V	822	822	38,0	38,0	195,4	195,0	133,8	132,0	21,4	18,0
Frankfurt/M-Flugh.	K	632	632	34,9	34,9	168,9	170,0	116,7	118,0	14,8	12,0
Würzburg	V	592	592	38,0	38,0	172,2	170,0	109,5	110,0	13,4	12,0
Bamberg	V	667	667	34,1	34,1	180,1	182,0	117,3	118,0	17,0	15,0
Hof	K	782	782	35,7	35,7	206,1	206,0	136,8	138,0	18,0	19,0
Saarbrücken/Ensheim	V	929	929	43,0	43,0	186,6	185,0	132,8	130,0	27,7	19,0
Karlsruhe	V	799	799	42,1	42,1	180,9	182,0	128,0	125,0	22,4	13,0
Stuttgart/Echterdingen	K	707	707	40,8	40,8	180,9	182,0	121,2	121,0	18,4	16,0
Nürnberg	K	611	611	37,5	37,5	174,1	173,0	111,9	112,0	13,6	13,0
Straubing	V	697	697	31,3	31,3	177,1	178,0	116,4	116,0	19,5	16,0
Augsburg	K	783	783	38,1	38,1	186,3	185,0	125,1	126,0	21,5	19,0
München/Flughafen	V	821	821	41,1	41,1	181,5	182,0	122,7	123,0	23,7	22,0
Konstanz	V	865	865	45,8	45,8	177,5	179,0	123,9	124,0	25,1	21,0
Kempton	K	1270	1270	49,5	49,5	194,9	195,0	147,1	146,0	44,0	44,0
Zugspitze	V	2167	2167	73,8	73,8	223,6	222,0	181,3	179,0	76,3	68,0
Hohenpeißenberg	K	1195	1195	56,8	46,8	196,0	195,0	148,9	148,0	37,3	36,0

Status: K – zur Kalibrierung genutzt, V – zur Validierung genutzt

blau: Messwerte

rot: synthetisierte Werte

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Fortsetzung Anlage 5:

Gemessene und auf der Grundlage von langjährigen monatlichen Mittelwerten BOWAHALD-synthetisierte Niederschläge (1992 – 2001) für ausgewählte Messstationen des DWD, Stationskennzeichnung s. Anlage 3

b) Mittelwerte:

DWD-Station	P _A [mm/a]		P _D MAX [mm/d]		n _{P0,1} []		n _{P1,0} []		n _{P10,0} []	
Mittel Kalibrierungsstationen	722	722	36,3	36,3	181,4	181,7	121,3	121,1	18,5	17,0
Mittel Validierungsstationen	860	860	39,9	39,9	186,1	186,2	127,7	126,7	24,5	21,8
Mittel RICHTER-Gebiet I	777	777	34,5	34,5	189,8	190,8	129,4	128,8	20,5	18,4
Mittel RICHTER-Gebiet II	688	688	35,8	35,8	179,1	198,8	119,2	118,5	17,5	14,2
Mittel RICHTER-Gebiet III	610	610	34,9	34,9	173,0	173,4	110,9	110,5	13,9	13,3
Mittel RICHTER-Gebiet IV	987	987	46,3	46,3	187,2	187,2	113,5	133,4	30,3	28,4
Mittel Bergstationen	1569	1569	54,5	54,5	220,1	219,7	168,4	167,3	53,0	50,0
Mittel insgesamt	781	781	37,8	37,8	183,4	183,6	124,0	123,5	21,1	19,1

Status: K – zur Kalibrierung genutzt, V – zur Validierung genutzt

blau: Messwerte rot: synthetisierte Werte

c) Abweichungen (Synthese – Messung):

	P _A [mm/a]		P _D MAX [mm/d]		n _{P0,1} []		n _{P1,0} []		n _{P10,0} []	
	Min	Max.	Min.	Max	Min.	Max.	Min.	Max.	Min	Max
Kalibrierungsstationen	0	0	0	0	0,0	3,1	+0,1	-4,2	0,0	-6,4
Validierungsstationen	0	0	0	0	-0,2	-2,7	+0,1	-3,0	+0,2	-9,4
RICHTER-Gebiet I	0	0	0	0	+1,2	+2,7	+0,4	-4,2	+1,0	-6,4
RICHTER-Gebiet II	0	0	0	0	-0,4	-2,2	+0,1	-3,0	-0,6	-9,4
RICHTER-Gebiet III	0	0	0	0	0,0	+3,1	+0,3	-2,8	+0,1	-3,8
RICHTER-Gebiet IV	0	0	0	0	+0,1	+1,5	+0,1	-1,1	0,0	-4,1
Bergstationen	0	0	0	0	-0,2	-1,6	+0,1	-2,3	+2,8	-8,3
insgesamt	0	0	0	0	0,0	+3,1	+0,1	-4,2	0,0	-9,4

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Anlage 6:

Mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) des Sicherungssystems 1 (Abdeckung) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten

a) Stationswerte:

DWD-Station	St.	ETR [mm/a]			RO [mm/a]			RH [mm/a]			RU [mm/a]		
		d	m	l	d	m	l	d	m	l	d	m	l
Meteorol. Daten													
Helgoland	K	525	528	547	8	9	7	0	0	0	301	297	280
List/Sylt	K	490	493	504	6	7	7	0	0	0	279	276	265
Schleswig	K	514	517	536	9	11	10	0	0	0	390	386	367
Westermakelsdorf	V	497	502	505	3	4	5	0	0	0	74	69	65
Hamburg-Fuhlsbüttel	K	529	538	561	10	11	12	0	0	0	351	340	316
Schwerin	K	507	518	539	8	7	9	0	0	0	207	196	174
Rostock-Warnemünde	V	531	540	555	5	7	7	0	0	0	171	161	145
Greifswald	K	519	526	536	5	5	5	0	0	0	130	120	110
Bremen	K	530	532	560	7	8	9	0	0	0	247	243	214
Neuruppin	K	498	507	513	6	7	8	0	0	0	109	101	93
Münster/Osnabrück	V	557	561	580	9	10	10	0	0	0	322	317	299
Hannover	K	516	519	524	5	5	6	0	0	0	185	182	176
Magdeburg	K	513	517	525	4	4	5	0	0	0	71	68	59
Potsdam	V	512	520	528	4	5	7	0	0	0	115	107	98
Berlin-Tempelhof	K	526	534	541	5	6	9	0	0	0	125	116	106
Lindenberg	K	520	527	540	4	5	5	0	0	0	114	107	93
Düsseldorf	K	575	577	608	8	9	10	0	0	0	325	322	290
Kahler Asten	V	498	486	488	45	44	43	0	0	0	1180	1192	1191
Kassel	K	564	556	569	8	11	13	0	0	0	247	253	237
Leipzig-Schkeuditz	K	548	550	564	6	6	6	0	0	0	79	78	64
Dresden-Klotzsche	K	565	574	600	9	8	8	0	0	0	153	145	119
Görlitz	V	558	568	604	8	9	8	0	0	0	196	185	151
Aachen	V	586	587	613	9	9	9	0	0	0	312	311	285
Meiningen	K	531	531	552	6	6	5	0	0	0	226	226	205
Erfurt-Bindersleben	V	544	543	558	6	7	6	0	0	0	72	72	58
Fichtelberg	V	454	440	439	30	24	21	0	0	0	840	859	863
Trier-Petrisberg	V	579	578	608	9	11	11	0	0	0	327	327	297
Frankfurt/M-Flugh.	K	556	560	565	7	6	8	0	0	0	140	136	129
Würzburg	V	537	539	549	6	6	8	0	0	0	114	112	101
Bamberg	V	559	559	580	7	6	6	0	0	0	175	176	155
Hof	K	554	550	570	9	9	7	0	0	0	314	318	299
Saarbrücken/Ensheim	V	596	593	609	14	16	19	0	0	0	426	427	409
Karlsruhe	V	637	634	651	10	11	14	0	0	0	242	244	224
Stuttgart/Echterdingen	K	623	625	646	8	8	8	0	0	0	152	150	128
Nürnberg	K	554	554	570	6	6	6	0	0	0	118	118	103
Straubing	V	581	584	608	7	7	7	0	0	0	185	183	159
Augsburg	K	618	614	637	9	9	8	0	0	0	232	236	214
München/Flughafen	V	630	634	664	11	10	10	0	0	0	259	256	227
Konstanz	V	646	646	671	12	13	14	0	0	0	292	292	265
Kempten	K	626	616	624	25	27	26	0	0	0	747	756	750
Zugspitze	V	182	152	143	22	48	69	0	0	0	1034	1211	1250
Hohenpeißenberg	K	618	617	623	27	26	24	0	0	0	663	664	660

Status (St.): K – zur Kalibrierung genutzt, V – zur Validierung genutzt

d – tägliche Messwerte m – monatliche Messwerte l – langjährige monatliche Mittelwerte

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Fortsetzung Anlage 6:

Mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) des Sicherungssystems 1 (Abdeckung) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten

b) Jahresmittelwerte für tägliche (d), monatliche (m) und langjährig mittlere (l) meteorologische Daten:

Meteorologische Daten →	ETR [mm/a]			RO [mm/a]			RH [mm/a]			RU [mm/a]		
	d	m	l	d	m	l	d	m	l	d	m	l
Kalibrierungsstationen	547	549	565	9	9	9	0	0	0	246	243	227
Validierungsstationen	538	537	553	12	14	15	0	0	0	352	361	347
RICHTER-Gebiet I	541	543	564	8	9	10	0	0	0	308	305	284
RICHTER-Gebiet II	562	564	580	8	8	9	0	0	0	195	193	177
RICHTER-Gebiet III	532	538	553	6	7	7	0	0	0	144	139	123
RICHTER-Gebiet IV	627	625	654	17	17	16	0	0	0	439	441	423
Bergstationen	378	359	357	32	39	44	0	0	0	1018	1087	1101
insgesamt	543	544	560	10	11	12	0	0	0	292	294	278

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

c) mittlere prozentuale Abweichungen (Monatswerte (m) / Tageswerte (d) bzw. langjährige Mittelwerte (l) / Tageswerte):

Meteorologische Daten →	ETR [%]		RO [%]		RH [%]		RU [%]	
	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d
Kalibrierungsstationen	+0,5	+3,3	+5,4	+7,8	-	-	-1,2	-7,7
Validierungsstationen	-0,2	+2,8	+13,8	+26,3	-	-	+2,6	-1,5
RICHTER-Gebiet I	+0,4	+4,3	+14,9	+17,6	-	-	-1,0	-8,0
RICHTER-Gebiet II	+0,3	+3,1	+3,3	+18,9	-	-	-1,1	-9,6
RICHTER-Gebiet III	+1,0	+3,9	+9,1	+11,7	-	-	-3,8	-14,7
RICHTER-Gebiet IV	-0,4	+2,6	+1,2	-2,4	-	-	+0,5	-3,5
Bergstationen	-4,9	-5,6	+19,6	+37,1	-	-	+6,8	+8,2
insgesamt	+0,2	+3,1	+9,7	+17,3	-	-	+0,8	-4,5

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

d) maximale prozentuale Abweichungen (Monatswerte (m) / Tageswerte (d) bzw. langjährige Mittelwerte (l) / Tageswerte):

Meteorologische Daten →	ETR [%]		RO [%]		RH [%]		RU [%]	
	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d
Kalibrierungsstationen	+2,2	+6,3	+37,5	+80,0	-	-	-7,7	-22,2
Validierungsstationen	-16,5	-21,4	+118,2	+213,6	-	-	+17,1	-23,0
RICHTER-Gebiet I	+1,7	+6,0	+37,5	+62,5	-	-	-3,1	-13,4
RICHTER-Gebiet II	+2,2	+6,3	+33,3	+66,7	-	-	-6,8	-15,9
RICHTER-Gebiet III	+1,8	+8,2	+40,0	+80,0	-	-	-7,7	-23,0
RICHTER-Gebiet IV	-1,6	+5,4	+9,1	+16,7	-	-	+1,7	-12,4
Bergstationen	-16,5	-21,4	+118,2	+213,6	-	-	+17,1	-20,9
insgesamt	-16,5	-21,4	+118,2	+213,6	-	-	+17,1	-23,0

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Anlage 7:

Mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) des Sicherungssystems 2 (Dichtung DK I) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten

a) Stationswerte:

DWD-Station	St.	ETR [mm/a]			RO [mm/a]			RH [mm/a]			RU [mm/a]		
		d	m	l	d	m	l	d	m	l	d	m	l
Meteorol. Daten													
Helgoland	K	524	528	547	8	9	7	278	275	255	24	23	26
List/Sylt	K	490	492	503	6	7	7	255	254	242	25	23	24
Schleswig	K	514	517	536	9	11	10	363	361	342	28	25	25
Westermakelsdorf	V	496	501	504	3	4	5	66	61	60	9	9	6
Hamburg-Fuhlsbüttel	K	528	537	561	10	11	12	326	318	294	25	23	22
Schwerin	K	506	517	538	8	7	9	190	181	161	18	16	14
Rostock-Warnemünde	V	530	539	555	5	7	7	157	147	134	15	14	11
Greifswald	K	519	525	553	5	5	5	115	110	101	13	11	9
Bremen	K	529	532	559	7	8	9	226	225	194	21	18	20
Neuruppin	K	498	506	512	6	5	8	99	93	85	11	9	9
Münster/Osnabrück	V	557	561	579	9	10	10	298	295	277	24	23	22
Hannover	K	515	518	523	5	5	6	169	168	160	17	15	17
Magdeburg	K	513	516	524	4	4	5	64	62	51	8	7	8
Potsdam	V	511	519	527	4	5	6	106	98	89	11	10	9
Berlin-Tempelhof	K	525	533	540	5	6	8	114	107	97	12	10	10
Lindenberg	K	519	526	539	4	5	5	104	98	86	11	10	8
Düsseldorf	K	574	576	607	8	9	10	300	300	269	26	23	22
Kahler Asten	V	498	586	488	45	44	43	1135	1145	1144	45	48	47
Kassel	K	564	555	569	8	11	13	227	235	217	20	19	21
Leipzig-Schkeuditz	K	548	549	563	6	6	6	72	71	57	8	7	9
Dresden-Klotzsche	K	565	574	599	9	8	8	141	133	109	13	12	10
Görlitz	V	558	568	603	8	9	8	179	171	139	18	15	12
Aachen	V	586	586	612	9	9	9	289	289	264	23	23	22
Meiningen	K	530	530	551	6	6	5	208	208	189	18	18	17
Erfurt-Bindersleben	V	543	542	558	6	7	6	65	66	52	8	7	7
Fichtelberg	V	454	440	439	30	24	21	804	819	819	36	41	44
Trier-Petrisberg	V	578	577	607	9	11	11	304	305	276	24	22	21
Frankfurt/M-Flugh.	K	555	559	565	7	6	8	128	125	120	13	12	9
Würzburg	V	537	538	548	6	6	8	105	104	93	10	9	8
Bamberg	V	559	558	579	7	6	6	161	163	141	15	14	15
Hof	K	554	550	570	9	9	7	293	296	278	22	23	22
Saarbrücken/Ensheim	V	595	593	608	14	15	19	401	404	384	26	23	25
Karlsruhe	V	636	634	651	10	11	14	225	227	208	18	17	17
Stuttgart/Echterdingen	K	622	624	646	8	8	8	139	137	116	13	13	13
Nürnberg	K	553	553	570	6	6	6	109	109	95	10	10	9
Straubing	V	581	583	607	7	7	7	173	170	147	13	14	13
Augsburg	K	617	614	636	9	9	8	215	218	197	17	19	18
München/Flughafen	V	630	633	664	11	10	10	239	238	209	20	18	18
Konstanz	V	646	645	671	12	13	14	273	273	247	20	19	19
Kempten	K	625	616	624	25	27	26	713	720	716	35	36	34
Zugspitze	V	182	152	143	22	48	69	988	1167	1210	46	43	41
Hohenpeißenberg	K	618	617	623	27	26	24	630	630	625	33	35	34

Status (St.): K – zur Kalibrierung genutzt, V – zur Validierung genutzt

d – tägliche Messwerte m – monatliche Messwerte l – langjährige monatliche Mittelwerte

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Fortsetzung Anlage 7:

Mittlere jährliche Wasserhaushaltsgrößen (1992 – 2001) des Sicherungssystems 2 (Dichtung DK I) für verschieden zeitdiskrete meteorologische Daten

b) Jahresmittelwerte für tägliche (d), monatliche (m) und langjährig mittlere (l) meteorologische Daten:

Meteorologische Daten →	ETR [mm/a]			RO [mm/a]			RH [mm/a]			RU [mm/a]		
	d	m	l	d	m	l	d	m	l	d	m	l
Kalibrierungsstationen	546	549	565	9	9	9	228	226	211	18	17	17
Validierungsstationen	536	542	552	12	14	15	332	341	327	21	21	20
RICHTER-Gebiet I	541	543	564	8	9	10	285	284	262	24	22	23
RICHTER-Gebiet II	561	563	579	8	8	9	181	180	163	16	15	14
RICHTER-Gebiet III	532	537	553	6	6	7	132	128	113	13	12	11
RICHTER-Gebiet IV	627	625	644	17	17	16	414	416	399	25	25	25
Bergstationen	378	393	357	33	39	44	976	1044	1058	42	44	44
insgesamt	542	546	560	10	11	12	273	276	261	20	19	18

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

c) mittlere prozentuale Abweichungen (Monatswerte (m) / Tageswerte (d) bzw. langjährige Mittelwerte (l) / Tageswerte):

Meteorologische Daten →	ETR [%]		RO [%]		RH [%]		RU [%]	
	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d
Kalibrierungsstationen	+0,5	+3,5	+4,4	+7,3	-0,8	-7,7	-5,4	-7,0
Validierungsstationen	+0,8	+2,7	+13,4	+25,8	+2,9	-1,3	-3,1	-6,3
RICHTER-Gebiet I	+0,4	+4,3	+14,9	+17,6	-0,4	-8,1	-7,4	-5,6
RICHTER-Gebiet II	+0,3	+3,2	+2,2	+18,9	-0,7	-9,6	-6,5	-10,2
RICHTER-Gebiet III	+0,9	+4,1	+6,5	+9,1	-3,3	-14,6	-8,9	-16,1
RICHTER-Gebiet IV	-0,4	+2,6	+1,2	-2,4	+0,4	-3,7	+1,6	-1,6
Bergstationen	+3,9	-5,6	+19,6	+37,1	+7,0	+8,4	+3,9	+3,9
insgesamt	+0,6	+3,2	+9,0	+16,8	+1,1	-4,3	-4,4	-6,7

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

d) maximale prozentuale Abweichungen (Monatswerte (m) / Tageswerte (d) bzw. langjährige Mittelwerte (l) / Tageswerte):

Meteorologische Daten →	ETR [%]		RO [%]		RH [%]		RU [%]	
	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d	m/d	l/d
Kalibrierungsstationen	+2,2	+6,6	+37,5	+62,5	-6,1	-22,7	-18,2	-30,8
Validierungsstationen	+17,7	-21,4	+118,2	+213,6	+18,1	+22,5	-16,7	-33,3
RICHTER-Gebiet I	+1,7	+6,3	+37,5	+62,5	+3,5	-14,2	-14,3	-15,4
RICHTER-Gebiet II	+2,2	+6,3	+33,3	+66,7	-7,6	-16,5	-11,8	-33,3
RICHTER-Gebiet III	+1,8	+8,1	+40,0	+60,0	-7,5	-22,7	-18,2	-33,3
RICHTER-Gebiet IV	-1,4	+5,4	-9,1	+16,7	+1,4	-12,6	+11,8	-10,0
Bergstationen	+17,7	-21,4	+118,2	+213,6	+18,1	+22,5	+13,2	+22,2
insgesamt	+17,7	-21,4	+118,2	+213,6	+18,1	-22,7	-18,2	-33,3

Zuordnung der RICHTER-Gebiete → s. Tabelle 12

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Anlage 8:

Berechnungsgleichungen zur Berechnung des realen Interzeptionsspeichers für BOWAHALD-relevante verschiedene Nutzungen

Wintergetreide (NZ = 11)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für BFI []
1 ... 31	$BFI = -0,0096774 KTA + 0,9$
32 ... 60	$BFI = -0,0071428 KTA + 0,8214268$
61 ... 105	$BFI = 0,0003304 KTA^2 - 0,042778 KTA + 1,7737796$
106 ... 151	$BFI = 15,5748078 KTA^2 - 0,6346112 KTA - 91,95998$
152 ... 181	$BFI = 0,0003869 KTA^2 + 0,1151176 KTA - 4,961051$
182 ... 233	$BFI = (-0,0278846 KTA + 8,2471126) (-0,0067307 KTA + 2,2182567)$
234 ... 320	$BFI = 0$
321 ... 350	$BFI = 0,0333333 KTA - 10,6666666$
351 ... 365	$BFI = 1$

Sommergetreide (NZ = 12)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für BFI []
1 ... 100	$BFI = 0$
101 ... 120	$BFI = 0,003 KTA^2 - 0,59 KTA + 29$
121 ... 200	$BFI = -0,0007227 KTA^2 + 0,2550125 KTA - 18,7945$
201 ... 233	$BFI = (-0,0363636 KTA + 10,57272) + 0,5$
234 ... 365	$BFI = 0$

Hackfrüchte (NZ = 13)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für BFI []
1 ... 120	$BFI = 0$
121 ... 135	$BFI = 0,5 (0,0006 KTA^2 - 0,14 KTA + 8,78)$
136 ... 186	$BFI = 0,5 (0,0006 KTA^2 - 0,14 KTA + 8,78) + 0,5 (0,0008 KTA^2 - 0,2 KTA + 12,63)$
187 ... 200	$BFI = 0,5 (0,0006 KTA^2 - 0,14 KTA + 8,78) + 0,5 (-0,0005 KTA^2 - 0,24 KTA - 25,7)$
201 ... 304	$BFI = 0,5 (0,0004 KTA^2 - 0,18 KTA - 18,1) + 0,5 (-0,0005 KTA^2 - 0,24 KTA - 25,7)$
305 ... 365	$BFI = 0$

Mais (NZ = 14)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für BFI []
1 ... 135	$BFI = 0$
136 ... 200	$BFI = 0,0005848 KTA^2 - 0,143356 KTA + 8,6$
201 ... 290	$BFI = -0,00036 KTA^2 + 0,18 KTA - 18,3$
291 ... 365	$BFI = 0$

Liegen keine Informationen bezüglich der Art der landwirtschaftlichen Nutzung (und ggf. bezüglich Fruchtfolge) vor, so wird der Blattflächenindex für den zu modellierenden Kalendertag aus dem gewichteten Mittel der Werte für Winter- (WG) bzw. Sommergetreide (SG), Hackfrüchten (H) und Mais (M) ermittelt (Wichtungsanteile: WG: 3, SG: 5, H: 2, M: 1).

Nadelwald (NZ = 21)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für S []
1 ... 120	$S = -0,0008333 KTA + 0,9$
121 ... 181	$S = 0,0032787 KTA + 0,4065575$
182 ... 365	$S = 1$

Fortsetzung → s. Folgeseite

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Fortsetzung Anlage 8:

Berechnungsgleichungen zur Berechnung des realen Interzeptionsspeichers für BOWAHALD-relevante verschiedene Nutzungen

Laubwald (NZ = 22)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für S []
1 ... 59	$S = 0,25$
60 ... 95	$S = 0,5 (0,0008197 \text{ KTA} + 0,2016394) + 0,5 (0,0013889 \text{ KTA} + 0,1680556)$
95 ... 120	$S = 0,5 (0,0008197 \text{ KTA} + 0,2016394) + 0,5 (0,0107149 \text{ KTA} - 0,717857)$
121 ... 151	$S = 0,5 (0,01 \text{ KTA} - 0,9) + 0,5 (0,0107149 \text{ KTA} - 0,717857)$
152 ... 185	$S = 0,5 (0,01 \text{ KTA} - 0,9) + 0,5 (0,0016393 \text{ KTA} - 0,6524684)$
186 ... 212	$S = 0,5 (0,0018519 \text{ KTA} + 0,6074076) + 0,5 (0,0016393 \text{ KTA} - 0,6524684)$
213 ... 260	$S = 0,5 (-0,0016393 \text{ KTA} + 1,3475409) + 0,5 (-0,0015625 \text{ KTA} + 1,33125)$
261 ... 273	$S = 0,5 (-0,0016393 \text{ KTA} + 1,3475409) + 0,5 (-0,0153409 \text{ KTA} + 4,9136363)$
274 ... 304	$S = 0,5 (-0,012766 \text{ KTA} + 4,3851062) + 0,5 (-0,0153409 \text{ KTA} + 4,9136363)$
305 ... 320	$S = 0,5 (-0,012766 \text{ KTA} + 4,3851062) + 0,125$
320 ... 365	$S = 0,5 (-0,0011111 \text{ KTA} + 0,6555555) + 0,125$

erster Summand: Spätentwickler (Vertreter: Buche, Eiche)

zweiter Summand: Frühentwickler (Vertreter: Birke, Linde, Weide, Kastanie)

Mischwald (NZ = 23), Sträucher (NZ = 24) bzw. bei Fehlen detaillierter Informationen (NZ = 20)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für S []
1 ... 365	arithmetisches Mittel aus Nadel- und Laubwald

Dauergrünland (Wiese, Weide, NZ = 30 – 32)	
Kalendertag KTA []	Berechnungsgleichung für BFI []
0 ... 365	$BFI = 8 (0,3 \sin (0,008607 \text{ KTA} - 0,25821)) + 0,7$ (nach BECKER, 1975)

Erklärung der Symbole → Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Anlage 9:

CN-Faktoren (in %) in Abhängigkeit von Bodentyp für alle BOWAHALD-relevanten Nutzungen (NZ) nach US-SCS (1972) in Anlehnung an DVWK (1980) und MAIDMENT (1992)

Bodentyp BT	BT = 1	BT = 2	BT = 3	BT = 4
Landwirtschaftlich-ackerbauliche Nutzung				
Winter- (NZ=11) bzw. Sommergetreide (NZ=12)				
spärlicher Bewuchs	65	76	84	88
normaler Bewuchs	64	76	84	88
üppiger Bewuchs	63	75	83	87
Hackfrüchte (NZ=13)				
spärlicher Bewuchs	72	81	88	91
normaler Bewuchs	70	80	87	90
üppiger Bewuchs	67	78	85	89
Mais (NZ=14)				
spärlicher Bewuchs	70	80	87	90
normaler Bewuchs	67	78	85	89
üppiger Bewuchs	64	76	83	88
ohne nähere Nutzungsinformation (NZ=10)				
spärlicher Bewuchs	67	77	85	89
normaler Bewuchs	65	76	84	88
üppiger Bewuchs	64	75	83	87
Dauergrünland (Wiese, Weide)				
Dauerwiese (NZ=31)				
spärlicher Bewuchs	33	60	72	79
normaler Bewuchs	30	58	71	78
üppiger Bewuchs	29	57	70	77
Weide (NZ=32)				
spärlicher Bewuchs	68	79	86	89
normaler Bewuchs	49	69	79	84
üppiger Bewuchs	39	61	74	80
ohne nähere Nutzungsinformation (NZ=30)				
spärlicher Bewuchs	51	70	79	84
normaler Bewuchs	40	64	75	81
üppiger Bewuchs	33	60	72	79
Sonstige Nutzung				
Unbewachsene Flächen (NZ = 40)	77	86	91	94
Ortschaft (NZ = 50), 100 % versiegelt	100	100	100	100
Gewässer	-	-	-	-

Charakterisierung der Bodentypen → s. Folgeseite

Fortsetzung Anlage 9:

CN-Faktoren (in %) in Abhängigkeit von Bodentyp für alle BOWAHALD-relevanten Nutzungen (NZ) nach US-SCS (1972) in Anlehnung an DVWK (1980) und MAIDMENT (1992)

Bodentyp BT	BT = 1	BT = 2	BT = 3	BT = 4
Waldnutzung (Nadel-, Laub bzw. Mischwald), Schadstufe 0, normaler Bewuchs				
einstöckiger Waldaufbau:				
Entwicklungsstadium Jungwuchs	45	66	77	83
Dickung	41	64	76	82
Stangenholz	38	62	74	80
Altholz	36	60	73	79
mehrstöckiger Waldaufbau:				
Entwicklungsstadium Jungwuchs	30	58	71	78
Dickung	27	56	70	77
Stangenholz	24	54	68	76
Altholz	21	52	67	75
CN-Zuschläge infolge Waldschädigung				
Schadstufe 1 (schwach geschädigt)	+ 4	+ 2	+ 1	+ 0,5
Schadstufe 2 (mittelstark geschädigt)	+ 8	+ 4	+ 2	+ 1,0
Schadstufe 3 (stark geschädigt)	+ 12	+ 6	+ 3	+ 1,5
Schadstufe 4 (abgestorben)	+ 16	+ 8	+ 4	+ 2,0
CN-Zu- bzw. Abschläge im Falle spärlicher bzw. üppiger Vegetationsentwicklung				
spärlicher Bewuchs	+ 10	+ 5	+ 3	+ 2
üppiger Bewuchs	- 10	- 5	- 3	- 2

BT = 1: für Böden mit großem Versickerungsvermögen auch nach starker Vorfeuchtung, z.B. tiefgründige Sand- und Kiesböden

BT = 2 für Böden mit mittlerem Versickerungsvermögen, tief bis mäßig tiefgründige Böden mit mäßig feiner bis mäßig grober Textur, z.B. Sandböden, Löß, schwach lehmiger Sand

BT = 3 für Böden mit geringem Versickerungsvermögen, Böden mit feiner bis mäßig feiner Textur oder mit wasserstauender Schicht, z.B. flachgründige Sandböden, sandiger Lehm

BT = 4 für Böden mit sehr geringem Versickerungsvermögen, Tonböden, sehr flache Böden über nahezu undurchlässigem Material, Böden mit dauernd sehr hohem Grundwasserspiegel

Anlage 10:

k_f-CN-Regressionsbeziehungen für verschiedene BOWAHALD-Nutzungen

Regressionsgleichung: $CN = C_0 + C_1 * k_{f,o} + C_2 * \ln(k_{f,o})$

mit: CN - CN-Faktor des US-SCS-Verfahrens [%]
 k_{f,o} - k_f-Wert an der Oberfläche [m/s]
 C₀ ... C₃ - Beiwerte (s. folgende Tabellen, im Falle bewachsener Flächen gültig für einen Vegetationsbedeckungsgrad von 100 %)

a) landwirtschaftlich-ackerbauliche Nutzung:

Nutzung (NZ-Kennung)	k _{f,o} [m/s]	C ₀	C ₁	C ₂
Ackerland ohne nähere Information (NZ = 10): spärlich normal üppig	< 1 * 10 ⁻⁶	89,7	-4,01 * 10 ⁶	- 0,24
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	13,1	7,25 * 10 ³	- 5,49
	> 6 * 10 ⁻⁵	16,6	-2,50 * 10 ³	- 5,18
	< 1 * 10 ⁻⁶	89,8	-4,55 * 10 ⁶	- 0,24
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	8,9	8,66 * 10 ²	- 5,76
	> 6 * 10 ⁻⁵	7,4	-2,13 * 10 ⁴	- 5,92
	< 1 * 10 ⁻⁶	88,7	-5,33 * 10 ⁶	- 0,27
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	11,4	-1,20 * 10 ⁴	- 5,48
	> 6 * 10 ⁻⁵	- 4,5	-1,65 * 10 ⁴	- 7,05
Winter- (NZ=11) / Sommergetreide (NZ=12): spärlich normal üppig	< 1 * 10 ⁻⁶	89,8	-4,55 * 10 ⁶	- 0,24
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	8,9	8,66 * 10 ²	- 5,76
	> 6 * 10 ⁻⁵	7,4	-2,13 * 10 ⁴	- 5,92
	< 1 * 10 ⁻⁶	89,1	-4,57 * 10 ⁶	- 0,26
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	8,9	-1,00 * 10 ⁴	- 5,73
	> 6 * 10 ⁻⁵	- 4,5	-1,65 * 10 ⁴	- 7,05
	< 1 * 10 ⁻⁶	88,5	-4,81 * 10 ⁶	- 0,27
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	8,9	-2,09 * 10 ⁴	- 5,69
	> 6 * 10 ⁻⁵	- 7,9	-1,25 * 10 ³	- 7,92
Hackfrüchte: Rüben, Kartoffeln (NZ = 13): spärlich normal üppig	< 1 * 10 ⁻⁶	93,1	-3,47 * 10 ⁶	- 0,14
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	25,1	1,53 * 10 ³	- 4,80
	> 6 * 10 ⁻⁵	18,5	-2,25 * 10 ³	- 5,51
	< 1 * 10 ⁻⁶	91,4	-3,89 * 10 ⁶	- 0,19
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	25,1	-2,45 * 10 ⁴	- 4,71
	> 6 * 10 ⁻⁵	19,8	-2,70 * 10 ³	- 5,11
	< 1 * 10 ⁻⁶	90,0	-4,23 * 10 ⁶	- 0,23
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	20,0	-2,67 * 10 ⁴	- 5,00
	> 6 * 10 ⁻⁵	16,6	-2,50 * 10 ³	- 5,19
Mais (NZ = 14): spärlich normal üppig	< 1 * 10 ⁻⁶	91,3	-3,96 * 10 ⁶	- 0,19
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	29,5	-3,57 * 10 ⁴	- 4,39
	> 6 * 10 ⁻⁵	10,2	-2,46 * 10 ³	- 6,15
	< 1 * 10 ⁻⁶	90,0	-4,23 * 10 ⁶	- 0,23
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	20,0	-2,67 * 10 ⁴	- 5,00
	> 6 * 10 ⁻⁵	16,6	-2,50 * 10 ³	- 5,19
	< 1 * 10 ⁻⁶	89,1	-4,57 * 10 ⁶	- 0,26
	1 * 10 ⁻⁶ ... 6 * 10 ⁻⁵	20,0	-1,76 * 10 ⁵	- 5,61
	> 6 * 10 ⁻⁵	- 4,5	-1,65 * 10 ³	- 7,05

Bedeutung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Fortsetzung Anlage 10:

k_f -CN-Regressionsbeziehungen für verschiedene BOWAHALD-Nutzungen

b) Waldnutzung:

Nutzung: Nadel-, Laub-, Mischwald (NZ: 20 - 23)	$k_{f,o}$ [m/s]	C_0	C_1	C_2	
einstöckiger Waldaufbau:	Jungwuchs	$< 1 * 10^{-6}$	82,6	$-5,74 * 10^6$	- 0,44
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-18,9	$-1,32 * 10^5$	- 7,38
		$> 6 * 10^{-5}$	6,6	$-1,87 * 10^4$	- 4,05
	Dickung	$< 1 * 10^{-6}$	80,8	$-5,64 * 10^6$	- 0,50
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-24,4	$-1,61 * 10^5$	- 7,71
		$> 6 * 10^{-5}$	2,6	$-1,87 * 10^4$	- 4,05
	Stangenholz	$< 1 * 10^{-6}$	78,4	$-6,25 * 10^6$	- 0,57
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-25,3	$-1,82 * 10^5$	- 7,64
		$> 6 * 10^{-5}$	- 0,4	$-1,87 * 10^4$	- 4,05
	Altholz	$< 1 * 10^{-6}$	75,5	$-5,48 * 10^6$	- 0,65
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-32,2	$-1,71 * 10^5$	- 8,06
		$> 6 * 10^{-5}$	-16,7	$-1,85 * 10^4$	- 5,52
mehrstöckiger Waldaufbau:	Jungwuchs	$< 1 * 10^{-6}$	79,3	$-5,82 * 10^6$	- 0,54
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-25,4	$-1,61 * 10^5$	- 7,71
		$> 6 * 10^{-5}$	1,6	$-1,87 * 10^4$	- 4,05
	Dickung	$< 1 * 10^{-6}$	75,5	$-5,48 * 10^6$	- 0,65
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-32,2	$-1,71 * 10^5$	- 8,06
		$> 6 * 10^{-5}$	-16,7	$-1,85 * 10^4$	- 5,52
	Stangenholz	$< 1 * 10^{-6}$	73,7	$-5,38 * 10^6$	- 0,71
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-43,9	$-1,66 * 10^5$	- 8,83
		$> 6 * 10^{-5}$	-19,9	$-1,91 * 10^4$	- 5,46
	Altholz	$< 1 * 10^{-6}$	71,8	$-5,27 * 10^6$	- 0,76
		$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-54,3	$-1,38 * 10^5$	- 9,51
		$> 6 * 10^{-5}$	-21,9	$-1,91 * 10^4$	- 5,46

Korrektur des CN-Faktors für die Waldschadensklassen SK = 1 ... 4:

Ansatz: $CN_K = a * CN / (CN + b)$

Schadensklasse SK	Koeffizient a	Koeffizient b
1	4,6	$8 * 10^{-6}$
2	9,2	$8 * 10^{-6}$
3	13,7	$8 * 10^{-6}$
4	18,2	$8 * 10^{-6}$

Korrektur des CN-Faktors für spärliche bzw. üppige Vegetationsentwicklung:

Ansatz: $CN_K = 2 (a * CN / (CN + b)) + 1$

Vegetationsentwicklung	Koeffizient a	Koeffizient b
spärlich	4,3	$3 * 10^{-6}$
üppig	-4,3	$3 * 10^{-6}$

Bedeutung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Fortsetzung Anlage 10:

k_f -CN-Regressionsbeziehungen für verschiedene BOWAHALD-Nutzungen

c) Dauergrünland:

Nutzung (NZ-Kennung)	$k_{f,0}$ [m/s]	C_0	C_1	C_2
Grasflächen ohne nähere Informat. (NZ=30): spärlich normal üppig	$< 1 * 10^{-6}$	84,5	$-5,89 * 10^6$	- 0,39
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	1,3	$-1,44 * 10^5$	- 6,00
	$> 6 * 10^{-5}$	-39,0	$1,42 * 10^2$	- 9,25
	$< 1 * 10^{-6}$	79,3	$-5,19 * 10^6$	- 0,54
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-18,5	$-1,95 * 10^5$	- 7,22
	$> 6 * 10^{-5}$	1,6	$-1,87 * 10^4$	- 4,05
	$< 1 * 10^{-6}$	75,5	$-5,48 * 10^6$	- 0,65
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-33,5	$-2,15 * 10^5$	- 8,16
	$> 6 * 10^{-5}$	-19,7	$-1,85 * 10^4$	- 5,52
Dauergrünland (NZ = 31): spärlich normal üppig	$< 1 * 10^{-6}$	75,5	$-5,48 * 10^6$	- 0,65
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-33,5	$-2,15 * 10^5$	- 8,16
	$> 6 * 10^{-5}$	-19,7	$-1,85 * 10^4$	- 5,52
	$< 1 * 10^{-6}$	73,7	$-5,38 * 10^6$	- 0,71
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-39,3	$-2,25 * 10^5$	- 8,51
	$> 6 * 10^{-5}$	-21,9	$-1,91 * 10^4$	- 5,46
	$< 1 * 10^{-6}$	71,8	$-5,27 * 10^6$	- 0,76
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-40,3	$-2,25 * 10^5$	- 8,51
	$> 6 * 10^{-5}$	-22,9	$-1,91 * 10^4$	- 5,47
Weideland (NZ = 32): spärlich normal üppig	$< 1 * 10^{-6}$	89,9	$-4,14 * 10^6$	- 0,23
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	29,5	$5,75 * 10^4$	- 4,31
	$> 6 * 10^{-5}$	17,6	$-2,50 * 10^3$	- 5,19
	$< 1 * 10^{-6}$	84,4	$-5,80 * 10^6$	- 0,39
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	- 4,2	$-1,51 * 10^5$	- 6,40
	$> 6 * 10^{-5}$	-40,4	$-1,02 * 10^2$	- 9,18
	$< 1 * 10^{-6}$	78,4	$-6,25 * 10^6$	- 0,57
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	-33,2	$-1,27 * 10^5$	- 8,20
	$> 6 * 10^{-5}$	0,6	$-1,87 * 10^4$	- 4,05

d) bewuchslose Flächen:

Nutzung (NZ-Kennung)	$k_{f,0}$ [m/s]	C_0	C_1	C_2
Ohne Bewuchs (NZ = 40)	$< 1 * 10^{-6}$	96,8	$-3,03 * 10^6$	- 0,04
	$1 * 10^{-6} \dots 6 * 10^{-5}$	42,7	$-3,30 * 10^4$	- 3,73
	$> 6 * 10^{-5}$	15,1	$-4,68 * 10^2$	- 6,37

Bedeutung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Anlage 11:

Bestandskoeffizienten k_C für BOWAHALD-relevante Nutzungen

Landwirtschaftlich-ackerbauliche Nutzung (NZ = 10 - 14) ¹⁾												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
10 ²⁾	0,71	0,71	0,78	0,85	1,09	1,26	1,27	0,94	0,79	0,77	0,71	0,71
11	0,68	0,68	0,90	0,95	1,22	1,35	1,30	0,87	0,70	0,80	0,80	0,80
12	0,65	0,65	0,75	0,90	1,25	1,38	1,25	0,82	0,65	0,65	0,65	0,65
13	0,65	0,65	0,65	0,65	0,83	1,10	1,35	1,23	1,05	0,80	0,65	0,65
14	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00	0,65	0,65

Nadelwald (NZ = 21) - einstöckiger Waldaufbau												
Es ³⁾	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
J	0,65	0,65	0,65	0,84	0,91	0,84	0,77	0,70	0,65	0,65	0,65	0,65
D	0,65	0,65	0,65	1,08	1,17	1,08	0,99	0,90	0,72	0,65	0,65	0,65
S	0,65	0,65	0,65	1,18	1,27	1,18	1,08	1,00	0,80	0,65	0,65	0,65
A	0,65	0,65	0,65	1,20	1,30	1,20	1,10	1,00	0,80	0,65	0,65	0,65

Nadelwald (NZ = 21) - mehrstöckiger Waldaufbau												
Es ³⁾	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
J	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
D	1,00	1,00	1,00	1,08	1,17	1,08	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
S	1,00	1,00	1,00	1,18	1,27	1,18	1,08	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
A	1,00	1,00	1,00	1,20	1,30	1,20	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Laubwald (NZ = 22) - einstöckiger Waldaufbau												
Es ³⁾	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
J	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,85	1,02	0,85	0,65	0,65	0,65	0,65
D	0,65	0,65	0,65	0,65	0,67	0,95	1,14	0,95	0,67	0,65	0,65	0,65
S	0,65	0,65	0,65	0,65	0,69	1,00	1,20	1,00	0,69	0,65	0,65	0,65
A	0,65	0,65	0,65	0,65	0,70	1,00	1,20	1,00	0,70	0,65	0,65	0,65

Laubwald (NZ = 22) - mehrstöckiger Waldaufbau												
Es ³⁾	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
J	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,02	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
D	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,14	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
S	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
A	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Mischwald (NZ = 23) - ein- bzw. mehrstöckiger Waldaufbau												
gewichtetes Mittel der Bestandskoeffizienten für Nadel- und Laubwald Wichtungsfaktoren: Nadelwald: 0,5, Laubwald: 0,5												

Fußnoten → s. Folgeseite

Fortsetzung → s. Folgeseite

Fortsetzung Anlage 11:

Bestandskoeffizienten k_C für BOWAHALD-relevante Nutzungen

Sträucher (NZ = 24) - ein- bzw. mehrstöckiger Aufbau
wie Laubwald (Altholz)

Waldnutzung ohne nähere Informationen (NZ = 20)
wie Mischwald, Altholz (A), einstöckig

Berücksichtigung von Waldschädigungen (NZ = 20 - 23)
Korrekturfaktoren: Schadstufe 0: 1,00 Schadstufe 1: 0,95 Schadstufe 2: 0,85 Schadstufe 3: 0,75 Schadstufe 4: 0,00

Dauergrünland (NZ = 30 - 32)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
30 ⁴⁾	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	1,05	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
31	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
32	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,10	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Weitere Nutzungen: unbewachsene Flächen (NZ = 40), Ortschaft (50) und Gewässer (60)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
40	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
50 ⁵⁾	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
60	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10

- 1) NZ (für $a = 100\%$, außer NZ = 40 - 60), bei Bedeckungsgraden $a < 100\%$ erfolgt eine lineare Reduktion des Bestandskoeffizienten (bis $a = 0 \rightarrow k_C = 0,65$)
- 2) gewichtetes Mittel der Bestandskoeffizienten für Wintergetreide (NZ = 11), Sommergetreide (NZ = 12), Hackfrüchte (NZ = 13), Mais (NZ = 14), Wichtungsfaktoren: Wintergetreide: 0,4, Sommergetreide: 0,3, Hackfrüchte: 0,2, Mais: 0,1
- 3) Es: Entwicklungsstadien Wald: J - Jungwuchs, D - Dickung, S - Stangenholz, A - Altholz
- 4) gewichtetes Mittel der Bestandskoeffizienten für Dauerwiese (NZ=31) und Weide (32), Wichtungsfaktoren: je 0,5
- 5) Bestandskoeffizienten für 100 % Versiegelungsgrad

Anlage 12:

Vegetationsbedeckungsgrade und Maximale Wurzeltiefen für BOWAHALD-relevante Nutzungen

a) Monatsvariable Vegetationsbedeckungsgrade a für BOWAHALD-relevante Nutzungen

Landwirtschaftlich-ackerbauliche Nutzung (NZ = 10 - 14)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
10 ¹⁾	0,35	0,35	0,35	0,85	0,99	1,00	1,00	1,00	0,46	0,50	0,35	0,35
11	0,85	0,85	0,85	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,40	0,85	0,85	0,85
12	0,00	0,00	0,10	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13	0,00	0,00	0,00	0,30	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,90	0,00	0,00
14	0,00	0,00	0,00	0,30	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00

Nadelwald (NZ = 21) - einstöckiger Waldaufbau												
Ent.	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
J	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70
D	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
S	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
A	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Nadelwald (NZ = 21) - mehrstöckiger Waldaufbau												
Ent.	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
J	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
D	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
S	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
A	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Laubwald (NZ = 22) - ein- (e) und mehrstöckiger (m) Waldaufbau												
Auf.	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
e	0,75	0,75	0,75	0,85	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,90	0,80	0,75
m	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Waldnutzung ohne nähere Informationen (NZ = 20) und Mischwald (NZ = 23)												
gewichtetes Mittel der Bedeckungsgrade für Nadel- und Laubwald, Wichtungsfaktoren: jeweils 0,5												

Sträucher (NZ = 24) und Dauergrünland (NZ = 30 - 32)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
24	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
30	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
31	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
32	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Fußnoten → s. Folgeseite

Fortsetzung → s. Folgeseite

Fortsetzung Anlage 12:

Vegetationsbedeckungsgrade und Maximale Wurzeltiefen für BOWAHALD-relevante Nutzungen

a) Monatsvariable Vegetationsbedeckungsgrade a für BOWAHALD-relevante Nutzungen

Weitere Nutzungen: unbewachsene Flächen (NZ = 40), Ortschaft (50) und Gewässer (60)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
50 ²⁾	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Entwicklungsstadien (Ent.) Wald: J - Jungwuchs, D - Dickung, S - Stangenholz, A - Altholz

¹⁾ gewichtetes Mittel der Bedeckungsgrade analog Bestandskoeffizienten (vgl. Anlage 11)

²⁾ Anstelle des Vegetationsbedeckungsgrades wird der Versieglungsgrad verwendet.

Fortsetzung → s. Folgeseite

Fortsetzung Anlage 12:

Vegetationsbedeckungsgrade und Maximale Wurzeltiefen für BOWAHALD-relevante Nutzungen

b) Monatsvariable Maximale Wurzeltiefen z_w [mm] für BOWAHALD-relevante Nutzungen

Landwirtschaftlich-ackerbauliche Nutzung (NZ = 10 - 14)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
10 ¹⁾	100	100	200	300	400	700	750	700	350	350	100	100
11	450	450	500	600	700	750	750	600	450	450	450	450
12	0	0	100	200	300	750	750	750	0	0	0	0
13	0	0	0	200	250	550	750	850	850	850	0	0
14	0	0	0	150	300	400	550	600	600	600	0	0

Waldnutzung ohne nähere Informationen (NZ = 20) . Nadelwald (NZ = 21) . Laubwald (NZ = 22) und Mischwald (NZ = 23) - ein- und mehrstöckiger Waldaufbau												
Ent.	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
J	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800
D	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
S	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200
A	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500

Sträucher (NZ = 24)												
1200												

Dauergrünland (NZ = 30 - 32)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
30	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800
31	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800
32	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800

Weitere Nutzungen: unbewachsene Flächen (NZ = 40), Ortschaft (50) und Gewässer (60)												
NZ	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Entwicklungsstadien (Ent.) Wald: J - Jungwuchs, D - Dickung, S -Stangenholz, A - Altholz

¹⁾ gewichtetes Mittel der Bedeckungsgrade analog Bestandskoeffizienten (vgl. Anlage 11)

Anlage 13:

Ermittlung von Starkregengemengen P [mm] nach verschiedenen Verfahren (beispielhaft für das Rasterfeld Freiberg/Brand-Erbisdorf)

P _D	T = 1 a			T = 5 a			T = 10 a			T = 20 a			T = 50 a			T = 100 a		
	Kostr	Reinh.	ROH.	Kostr	Reinh.	ROH.	Kostr	Reinh.	ROH.	Kostr	Reinh.	ROH.	Kostr	Reinh.	ROH.	Kostr	Reinh.	ROH.
5min	7,3	6,1	7,4	11,6	11,0	11,1	13,4	13,7	12,7	15,2	17,0	14,4	17,6	22,3	16,5	19,5	27,2	18,0
10min	9,3	9,0	9,4	15,2	16,1	14,7	17,7	20,2	17,1	20,2	25,0	19,5	23,6	32,8	22,6	26,1	40,0	24,9
15min	10,8	10,7	10,8	17,8	19,2	17,2	20,9	24,0	20,0	23,9	29,7	22,9	28,0	39,0	26,7	31,0	47,5	29,5
20min	11,9	11,8	11,9	20,0	21,1	19,1	23,5	26,5	22,3	26,9	32,8	25,5	31,5	43,0	29,7	35,0	52,4	32,9
30min	13,7	13,2	13,6	23,5	23,6	22,0	27,7	29,5	25,7	31,9	36,6	29,4	37,4	48,0	34,4	41,6	58,5	38,2
45min	15,8	14,3	15,6	27,6	25,6	25,3	32,7	32,0	29,5	37,7	39,6	33,8	44,4	52,0	39,5	49,5	63,4	43,8
60min	17,5	14,9	17,1	31,0	26,7	27,8	36,8	33,4	32,4	42,5	41,3	37,1	50,2	54,2	43,3	56,0	66,1	48,1
90min	19,7	15,6	19,6	33,7	27,9	31,7	39,7	34,9	36,7	45,7	43,2	42,0	53,7	56,7	49,0	59,7	69,1	54,5
2 h	21,4	16,0	21,5	35,8	28,5	34,5	42,0	35,7	40,0	48,2	44,2	45,5	56,4	58,0	53,1	62,6	70,7	59,1
3 h	24,1	16,4	24,5	39,0	29,2	38,8	45,5	36,5	44,7	51,9	45,3	50,7	60,5	59,4	59,0	66,9	72,4	65,9
4 h	26,2	16,6	26,9	41,6	29,6	42,0	48,2	37,0	48,4	54,8	45,8	54,4	63,6	60,1	63,2	70,2	73,3	70,8
6 h	29,4	16,8	30,6	45,4	29,9	46,9	52,3	34,4	53,3	59,2	46,4	59,8	68,4	60,8	69,3	75,3	74,2	78,0
9 h	33,1	16,9	34,8	49,8	30,2	52,5	56,9	37,7	59,1	64,1	46,7	65,8	73,6	61,3	75,9	80,8	74,8	86,2
12 h	36,0	17,0	38,1	53,1	30,3	57,3	60,5	37,9	64,2	67,9	46,9	71,1	77,6	61,6	81,7	85,0	75,1	93,6
18 h	40,5	17,0	43,5	62,2	30,4	66,3	71,2	38,0	74,0	80,8	47,1	81,2	93,2	61,8	93,1	102,5	75,4	108,3
24 h	45,0	17,1	47,8	71,2	30,5	74,9	82,5	38,1	83,6	93,8	47,2	91,7	108,7	62,0	105,3	120,0	75,6	124,2

Kostr – KOSTRA-DWD-Analyse Reinh. – nach REINHOLD- Formel ROH. – ROHALDEP-Ansatz T – Wiederkehrsintervall

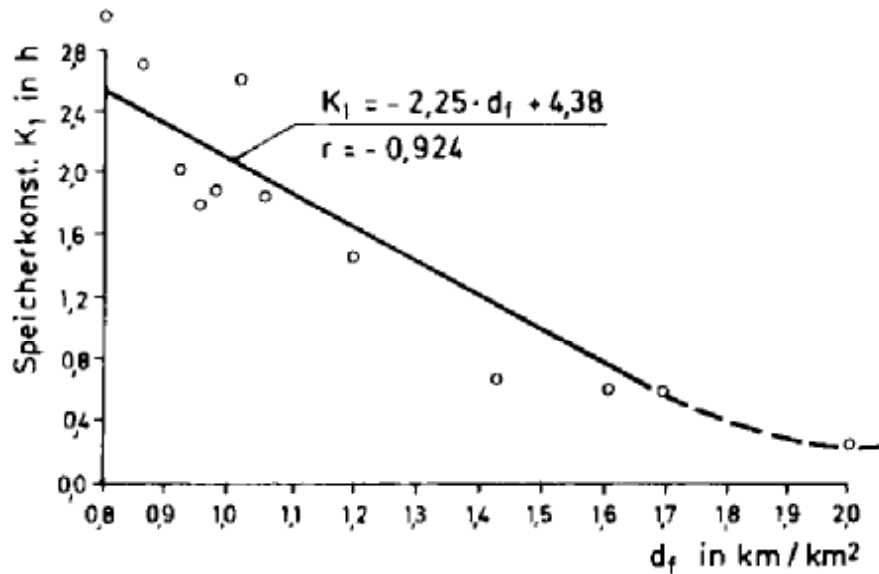
17,1 - außerhalb des Gültigkeitsbereichs

Anlage 14:

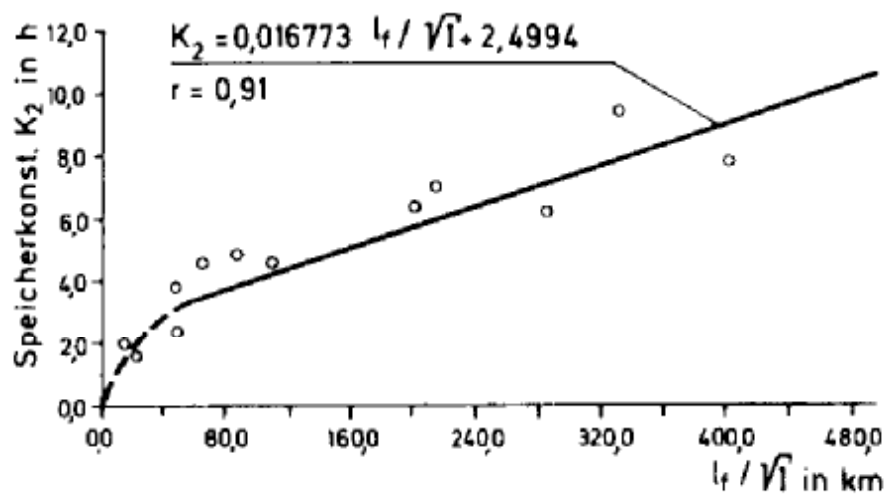
Speicherparameter des Parallelkaskadenmodells für flächenhafte Abflusskonzentration

a) für große hydrographische Faktoren ($F_H \geq 10$ km) nach WACKERMANN (1981):

Speicherkonstante K_1 für die 1. Parallelkaskade:



Speicherkonstante K_2 für die 2. Parallelkaskade:

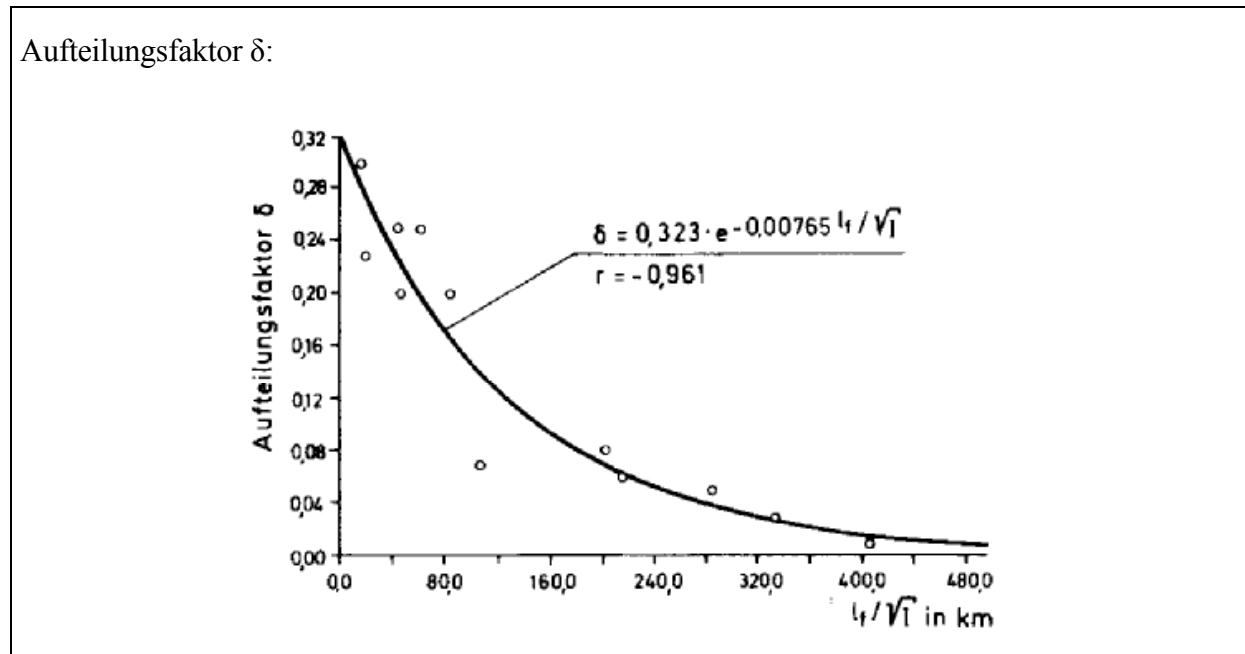


Fortsetzung → s. Folgeseite

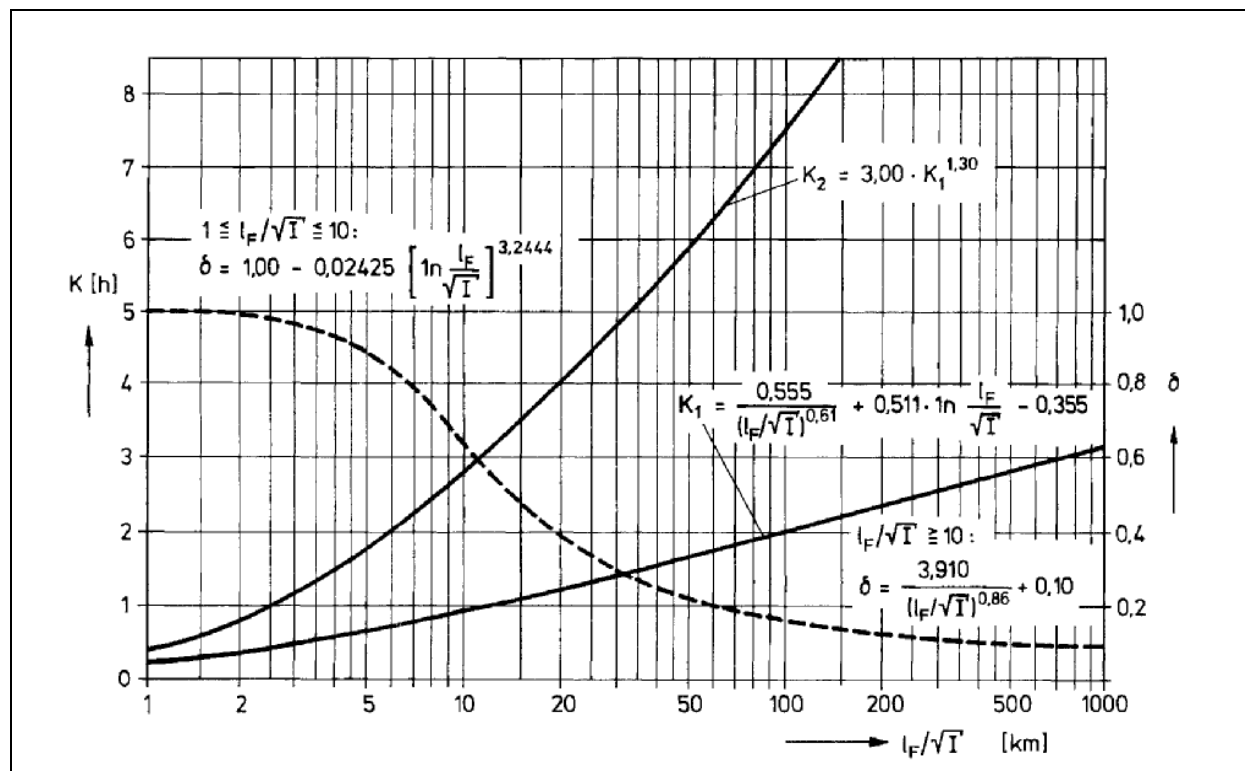
Fortsetzung Anlage 14:

Speicherparameter des Parallelkaskadenmodells für flächenhafte Abflusskonzentration

a) für große hydrographische Faktoren ($F_H \geq 10$ km) nach WACKERMANN (1981):



b) für kleine hydrographische Faktoren ($F_H < 10$ km) nach EULER, KNAUF, 1986:



Anlage 15:

Übersicht über Modelle zur Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone (aus BERGER, 1998)

Modell	HELP	UNSAT-H	SWATRE	SWIM	SWMS_2D
Version (Jahr)	3.06 (1996)	2.02 (1994)	2.02 (1992)	1.05 (1992)	1.21 (1994)
Entwickler; Literatur	Schroeder et al. 1994a,b	Fayer & Jones 1990	Wesseling et al. 1992	Ross 1990b	Šimůnek et al. 1994
Institution; Land	WES, EPA; USA	Pac.NW.Lab., DoE; USA	Winand Staring Centre; Niederlande	CSIRO; Australien	Sal.Lab.,ARS, USDA; USA
Bezugsquelle	EPA; WES; IfB, Uni HH		IGWMC	Scientific Softw. Group	IGWMC
sonstiges	deutsche Anpassung	entwickelt für Hanford-Site	Nachfolge-modell SWAP	Vs. 2 mit Stofftransport	HYDRUS-2D SWMS_3D
Allgemeine Angaben					
Anwendungsgebiet	Abdichtung, Abdeckung v. Deponien	Abdeckung schwach radioaktiver Abfälle	ungesättigter Fluß, Feldbau (Kartoffeln)	ungesättigter Fluß	ungesättigte Bodenzone
determinist. - stochastisch	determinist.	determinist.	determinist.	determinist.	determinist.
Kompartiment - "kontinuierlich" ¹	Schichten, (Segmente)	kontinuierlich	Schichten, Kompartim.; (kontinuierl.)	kontinuierlich	kontinuierlich
Raumdimensionen	quasi-2: 1+1 (vertik., later.)	1 (vertikal o. horizontal)	1 (vertikal)	1 (vertikal)	2 (s. Text)
max. Anzahl Schichten; Knoten o. Kompartimente	20; 67 Segmente (intern)	5; 250 (leicht änderbar)	5; 40	101; 101	5; je 3000 Knoten u. Elemente (leicht änderbar)
Simulationszeitraum	1 - 100 a	1 d - 366 d	1 - 366 d	2000 variable Zeitschritte (1/2 a)	vom Programm nicht begrenzt
Zeitschritt (für Anwender)	Tag	Tag, z.T. Std. möglich	Tag	vorgebbar (min, h, d, ..)	vorgebbar
numer. Ansatz Raum	-	implizite FDM	implizite FDM	FDM	FEM
numer. Ansatz Zeit	-	implizite FDM	implizite FDM	implizite FDM	implizite FDM

Abkürzungserklärung und Fußnoten → s. letzte Seite Anlage 15

Fortsetzung Anlage 15:

Übersicht über Modelle zur Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone (aus BERGER, 1998)

Modell	HELP	UNSAT-H	SWATRE	SWIM	SWMS_2D
Zeitschritt intern	im Lauf konstant	variabel	variabel	variabel	variabel
Randbedingung: - oberer Rand (Atmosphäre)	Niederschlag, ETp	Niederschlag, Bewässerung, ETp: 2 Opt.	Niederschlag, ETp: 6 Optionen	Niederschlag, ETp	6 Optionen; Niederschlag, Ep, Tp
Randbedingung: - unterer Rand	nicht wählbar; freier Ausfluß ²	4 Optionen	7 Optionen	3 Optionen	9 Optionen
Anfangs- bedingung	Wassergehalt, Schnee	Wasser- spannung	W.gehalt, Matrixpot., Gleichgewicht	Matrix- potential	Matrix- potential
Berücksichtigte Prozesse					
Schneeakkum., -schmelze	✓	-	-	-	-
Oberfl.abfluß	SCS CN	(✓)	(✓)	✓ (exp.Abfall)	-
ETp	vereinfachte Penman-Gl.	mod. Penman o. Eingabe	6 Optionen	Eingabe	Eingabe (Ep, Tp)
ETa	✓	✓	✓	✓	✓
- Interz.verdunst.	Horton	-	✓	-	-
- Bodenevaporat.	Ritchie	✓	✓	✓	✓
- Transpiration	✓	✓	✓	✓	✓
Pfl.wachstum	Arnold et al.	- (expon. Wur- zelwachstum)	optional	sehr einfach (sigmoidal)	-
Bodenfrost	✓ (sehr einf.)	-	-	-	-
Porenräume	1	1	1	1	1
(un)gesättigter Fluß	elementar	Richards-Gl.	Richards-Gl.	Richards-Gl.	Richards-Gl.
K _v -Funktion	Brooks & Corey	4 (6)Optionen	Tabelle; van Genuchten	Campbell u.a.	erweit. van Genuchten
Hysterese	nein	nein	nein	nein	nein
Korngerüst	starr	starr	starr	starr	starr
mehrmodes Porensystem	nein	möglich (4 Abschnitte)	möglich (Tabelle)	bimodal möglich	nein
Teilpotentiale	ψ_g, ψ_h	ψ_g, ψ^3	ψ_g, ψ^3	ψ_g, ψ^3	ψ_g, ψ, ψ_h
Dränabfluß, Rezirkulierung	✓ ✓	- -	- -	- -	✓ -

Abkürzungserklärung und Fußnoten → s. letzte Seite Anlage 15

Fortsetzung Anlage 15:

Übersicht über Modelle zur Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone (aus BERGER, 1998)

Modell	HELP	UNSAT-H	SWATRE	SWIM	SWMS_2D
Geomembran-Durchsickerung	✓	–	–	–	–
sonstiges	keine W.spannung	Wasserdampffluß, Wärmefluß	Be- / Entwässerung, Grundwasseranschluß	1-4 Veg.typen gleichzeitig; Oberfl.kruste; W.aufstau	K_v anisotrop möglich, Stofftransport
Erforderliche Eingabedaten (nicht vollständig)					
Wetter (zeitliche Auflösung): - Niederschlag - Temperatur - Strahlung - rel. Luftfeuchte / Taupunkttemp. - Windgeschw. - Bewölkung	d d d q (Mittel) – a (Mittel) –	d; optional: h optional ^a : d optional ^a : d – optional ^a : d optional ^a : d optional ^a : d	d optional ^a : d optional ^a : d optional ^a : d – optional ^a : d optional ^a : d	variabel – – – – – –	variabel – – – – – –
Vegetation	max.BFI, eff. Durchwurzel.tiefe, Veg.periode	Wurzelverteil., BFI=f(t), Wasserstreßparameter	Durchwurzel.tiefe=f(t), Wasserstreßparameter, BFI=f(Be-deck.grad)	WP(W.sp.); Wurzelverteil.; Anteil absorbiertes Strahlung	Wasserstreßparameter Wurzelverteil. (indirekt)
Wetter o. Vegetation: sonstiges		optional ^a :ETp: d, Tagesgang	optional ^a : Ep, Tp		Ep, Tp
Porung K_v K_v -Parameter	PV, FC, WP K_v aus Porung	θ_s ; weitere v. gewählter Option abhängig	Tabelle(θ, ψ, K) o. K_v van-Genucht.-Param.	θ_s K_v, K_m $\psi_{s,w}$ b, n, m	4 Werte K_v $\alpha, n, (\theta_s, K_v)$
Wassergehalte	Anfang	–	Anfang: optional	–	–
Wasserspann.	–	Anfang	Anfang: optional	Anfang	Anfang
Schichtmächt.k., Lage der Knoten	✓	✓	✓	✓	✓
Material o. Geometrie: sonstiges	4 Schichttypen				Knoten, Elemente
Ausgabedaten (nicht vollständig)					
Oberfl.abfluß	Z; opt.: d,m,a	Z, d	d	Δt vorgebar ^b	–
ETp	–	Z: ETp; d: Ep	d	Δt vorgebar ^b	(A, T)
ETa	Z; opt.: d,m,a	(Ea, Ta: Z, d)	d	Δt vorgebar ^b	(A, T)

Abkürzungserklärung und Fußnoten → s. letzte Seite Anlage 15

Fortsetzung Anlage 15:

Übersicht über Modelle zur Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone (aus BERGER, 1998)

Modell	HELP	UNSAT-H	SWATRE	SWIM	SWMS_2D
- Interz.verdunst. - Bodenevaporat. - Transpiration	- - -	- Z, d Z, d	d d d	- Δt vorgebar ^s Δt vorgebar ^s	- (A, P, T) A, T
Versicker.	Z; opt.: d,m,a	Z, d	d	Δt vorgebar ^s	(A, P, T)
Dränabfluß	Z; opt.: d,m,a	-	-	-	(A, P, T)
Wassergehalte	Anfang, Ende	Z, d	d	Δt vorgebar ^s	P
für jeden Knoten, jedes Segment:					
- Wassergehalte	-	d	optional: d	Δt vorgebar ^s	P (, T)
- Matrixpotential	-	d	optional: d	Δt vorgebar ^s	P (, T)
- hydraul. Leitf.	-	-	optional: d	Δt vorgebar ^s	-
- Fluß	-	Z, d	optional: d	Δt vorgebar ^s	P
- W.entzug durch Wurzeln, Transp.	-	d	optional: d	Δt vorgebar ^s	-
Implementierung					
Programmiersprache	FORTRAN, BASIC	FORTRAN	FORTRAN	FORTRAN, BASIC	FORTRAN
Hardware	PC	VAX, PC	PC	PC	PC
Betriebssystem	DOS	VMS, DOS	DOS	DOS	DOS
Handhabung, Benutzerschnittstelle, Dokumentation					
Benutzeroberfl. - Eingabe - Ausgaben	Menüs Datei	Datei Datei(en)	Dateien Dateien	Menüs Grafik, Datei	Dateien Dateien
Rechenzeiten ^s	sehr niedrig	niedrig-mittel	niedrig-mittel	niedrig	niedrig - hoch
Handhabung	einfach	umständlich	umständlich	einfach	sehr umständlich
Verfügbarkeit der Eingabedaten	einfach	z.T. schwierig	z.T. schwierig	meist einfach, z.T. schwierig	z.T. schwierig
sonstiges	Datenbanken, Wetter- generator, Übernahme v. Fremddaten	Prä- und Postprozes- sor für Datenein- u. -ausgabe		Einheiten wählbar	HYDRUS-2D mit Windows- Benutzer- oberfläche

Abkürzungserklärung und Fußnoten → s. letzte Seite Anlage 15

Fortsetzung Anlage 15:

Übersicht über Modelle zur Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone (aus BERGER, 1998)

Modell	HELP	UNSAT-H	SWATRE	SWIM	SWMS_2D
Dokumentation: - Benutzerhandb. - techn. Dokum.	ausführlich ausführlich	gut ausführlich	gut befriedigend	gut verteilt, zu knapp	gut gut
Quelltext	✓	✓	✓	-	✓
Anwendungsaspekte					
Verbreitung	hoch	?	?	?	mittel ?
Anwendungsfälle	viele	einige	einige	wenige	einige - viele
Sensitivitätsanal.	einige	?	wenige	?	?
Operat. Validier.	wenige	wenige	wenige	?	wenige

Abkürzungen:

ARS: Agricultural Research Service; CSIRO: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization; DoE: Department of Energy; EPA: Environmental Protection Agency; IfB, Uni HH: Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg; IGWMC: International Ground-Water Modeling Center; Pac.NW.Lab.: Pacific Northwest Laboratory; Sal.Lab.: Salinity Laboratory; Sci.Sw.Gr.: Scientific Software Group; USDA: US Department of Agriculture; WES: Waterways Experiment Station;

Ep: potentielle Bodenevaporation; ETp: potentielle Verdunstung; SCS CN: Soil Conservation Service curve number method; Tp: potentielle Transpiration;

Zeiteinheiten: s, min, h, d, m (Monat), q (Quartal), a; Z (gesamter Simulationszeitraum);

opt.: optional; Opt.: Optionen

Abkürzungen der Materialeigenschaften (Porung, Wasserleitfähigkeit) s. Abkürzungsverzeichnis u. Kap. 3.4.6; zu modellspezifischen Größen von SWIM und SWMS_2D s. deren Dokumentationen.

¹ : Alle Modelle sind räumlich diskret, nicht kontinuierlich. "Kontinuierlich" heißt hier, daß die Konzeption des Modells eine feine Diskretisierung vorsieht bzw. zuläßt.

² : freier Ausfluß, beschränkt durch Mindestwassergehalte

³ : ungeklärt, ob das hydrostatische Potential ψ_h ebenfalls berücksichtigt wird

⁴ : abhängig von der Wahl der Berechnung der potentiellen Verdunstung

⁵ : Δt für alle Ausgabegrößen einheitlich

⁶ : grobe Anhaltspunkte. Es wurde kein einzelner Anwendungsfall mit mehr als einem Modell simuliert; die Angabe "hoch" bei SWMS-2D gilt für umfangreichere 2D-Simulationen.

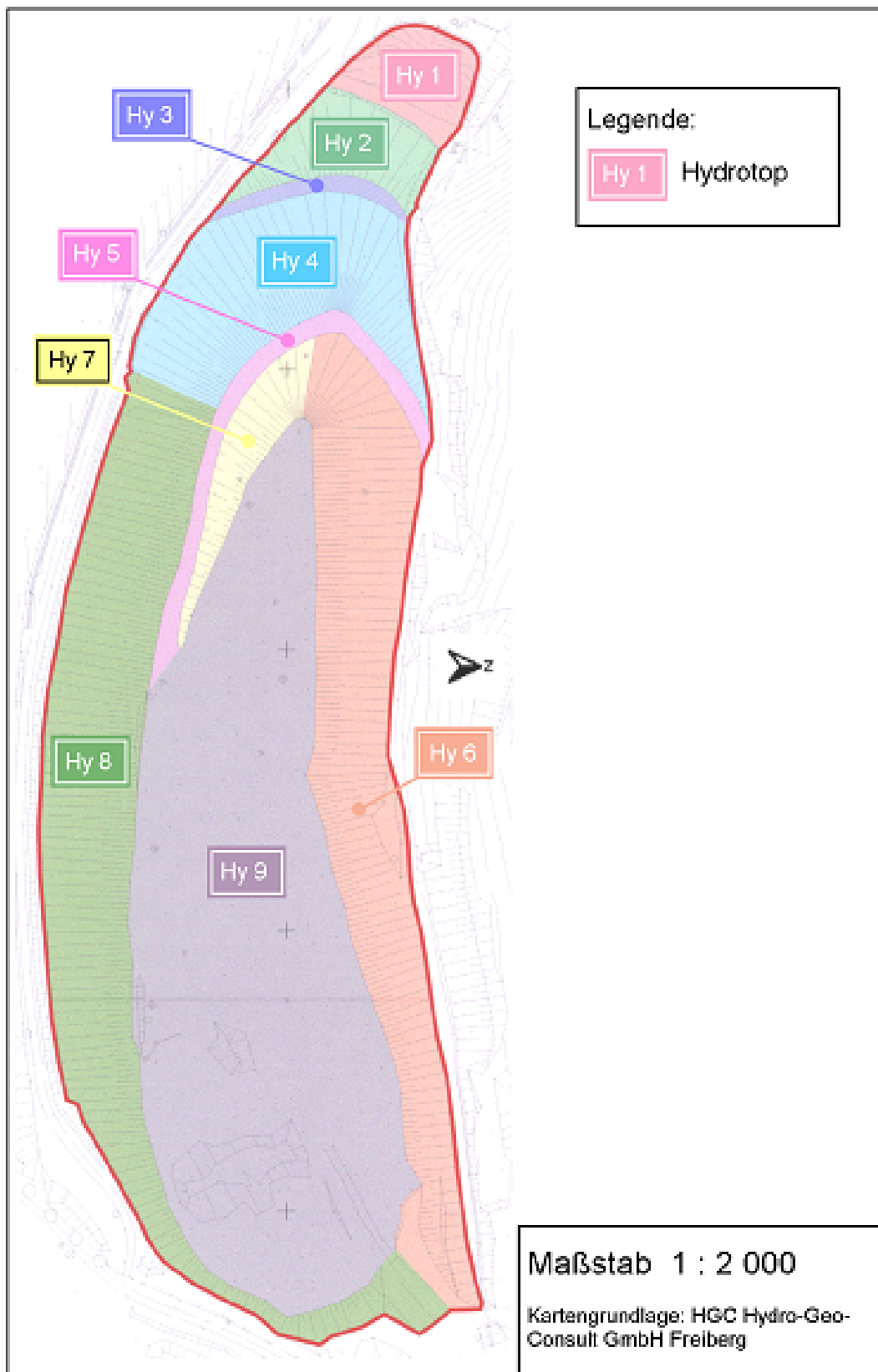
Größenordnung der Rechenzeiten auf einem 90-MHz-Pentium-PC bezogen auf 1 simuliertes Jahr: sehr niedrig: Sekunden; niedrig: Minuten; mittel: Stunden; hoch: Tage

SWMS_2D: 3 Zeitraster für Ausgabegrößen: T: nach jedem Zeitschritt (auf P reduzierbar); P: zu vorgegebenen Zeitpunkten (max. 50, leicht änderbar), A: zu jedem Zeitpunkt, an dem der Benutzer eine zeitabhängige Randbedingung vorgegeben hat, z. B. Niederschlag in d oder h

Ende von Tab. 4.1 (Gegenüberstellung von Wasserhaushaltsmodellen)

Anlage 16:

Karte der Deponie Schneidenbach mit Hydrotopeineilung



Anlage 17:

Herleitung HELP- und BOWAHALD-relevanter pedologischer Parameter für das Rekultivierungsmaterial der Deponie Schneidenbach im Verwahrungszustand

Grundlagen: - Ergebnisse der Qualitätssicherung zum Erdstoffzwischenlager der Deponie
 - Bodenkundliche Kartieranleitung KA 4 (AG BODEN, 1994)
 - HELP-Programmdokumentation (SCHROEDER, BERGER, 2004)

Probe	Probenuntersuchung	Bodenart nach KA 4	k_f -Wert [m/s] nach KA 4	Kiesanteil [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]	Θ_{SAT} [Vol.-%]	Θ_{FC} (pF 1,8) [Vol.-%]	Θ_{FC} (pF 2,5) [Vol.-%]	Θ_{PWP} [Vol.-%]
FÜ 3	Geo-Analytik GmbH	Slu	$1,27 * 10^{-6}$	11,0	19,1	33,8	28,0	23,6	8,9
FÜ 4	Geo-Analytik GmbH	Slu	$1,27 * 10^{-6}$	8,7	19,6	34,7	28,8	24,2	9,2
FÜ 8	Geo-Analytik GmbH	Ut3	$9,26 * 10^{-7}$	0,1	24,0	40,5	36,0	31,0	12,0
FÜ 9	Geo-Analytik GmbH	Ut4	$1,04 * 10^{-6}$	0,0	21,0	41,5	36,0	31,0	15,0
FÜ 10	Geo-Analytik GmbH	Ut4	$1,04 * 10^{-6}$	2,1	20,1	40,6	35,2	30,3	15,1
FÜ 11	Geo-Analytik GmbH	Uls	$1,62 * 10^{-6}$	8,9	20,0	36,0	30,1	24,6	10,1
FÜ 12	Geo-Analytik GmbH	Ut2	$8,10 * 10^{-7}$	0,1	25,0	40,0	36,0	31,0	11,0
FÜ 13	Geo-Analytik GmbH	Slu	$1,27 * 10^{-6}$	10,6	18,8	34,0	28,2	23,7	9,4
FÜ 14	Geo-Analytik GmbH	Slu	$1,27 * 10^{-6}$	7,2	19,5	35,3	29,2	24,6	10,7
FÜ 15	Geo-Analytik GmbH	Ut3	$9,26 * 10^{-7}$	2,9	23,3	39,3	35,0	30,1	11,7
FÜ 16	Geo-Analytik GmbH	Ut4	$1,04 * 10^{-6}$	0,5	20,9	41,3	35,8	30,8	14,9
FÜ 17	Geo-Analytik GmbH	Ut4	$1,04 * 10^{-6}$	0,5	20,4	41,3	35,8	30,8	15,4
FÜ 18	Geo-Analytik GmbH	Ut4	$1,04 * 10^{-6}$	0,7	20,4	41,2	35,7	30,8	15,3
FÜ 19	Geo-Analytik GmbH	Slu	$1,27 * 10^{-6}$	7,8	19,4	35,0	29,0	24,4	9,6
ME-S 02	Strata GmbH	Ut4	$1,04 * 10^{-6}$	2,7	19,9	40,4	35,0	30,2	15,1
OW-S 10	Strata GmbH	Ut3	$9,26 * 10^{-7}$	0,2	23,5	40,4	35,9	30,9	12,4
OW-S 11	Strata GmbH	Ut3	$9,26 * 10^{-7}$	0,1	23,5	40,5	36,0	31,0	12,5
TR-MP 03	Strata GmbH	Uls	$1,62 * 10^{-6}$	6,9	20,5	36,8	30,7	25,1	10,2
ME-Mp 01	Strata GmbH	Ut4	$1,04 * 10^{-6}$	2,5	20,0	40,5	35,1	30,2	15,1
HBK-S 03	Strata GmbH	Slu	$1,27 * 10^{-6}$	5,4	19,9	35,9	29,8	25,1	9,9
HBK-S 06	Strata GmbH	Slu	$1,27 * 10^{-6}$	4,9	20,0	36,1	30,0	25,2	10,0
Mittel:			$1,14 * 10^{-6}$		20,9 (20,0)	38,3	32,9	28,0	12,0 (12,9)

In Klammern: korrigierte Werte entsprechend Zielvorgabe

Anlage 18:

Mittlere monatliche Tagessummen der Globalstrahlung auf die horizontale Ebene (mWh/cm^2) und auf diese normierte, aus Stundensummen berechnete Globalstrahlung unterschiedlich exponierter Ebenen für Hamburg-Sasel, 1987 – 1993 (aus BERGER, 1998)

α	β	Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
G	hor.	52.3	105.2	209.4	357.7	507.4	459.9	460.7	381.5	264.2	155.8	62.0	34.5	255.0
O	5°	1.000	1.000	0.999	1.002	1.001	0.997	0.998	1.001	0.999	1.002	1.006	1.000	1.000
O	10°	0.999	0.999	0.994	0.999	0.997	0.991	0.993	0.998	0.996	1.000	1.010	1.000	0.996
O	20°	0.993	0.992	0.978	0.986	0.980	0.968	0.972	0.983	0.981	0.992	1.013	1.001	0.980
O	30°	0.982	0.980	0.954	0.963	0.952	0.934	0.940	0.958	0.958	0.976	1.008	0.992	0.954
O	45°	0.955	0.947	0.904	0.910	0.894	0.868	0.878	0.903	0.908	0.935	0.984	0.967	0.900
S	5°	1.109	1.079	1.049	1.030	1.018	1.009	1.012	1.023	1.039	1.072	1.096	1.103	1.030
S	10°	1.214	1.153	1.094	1.055	1.033	1.013	1.018	1.041	1.075	1.139	1.187	1.204	1.057
S	20°	1.406	1.285	1.167	1.090	1.046	1.009	1.020	1.063	1.131	1.256	1.351	1.389	1.094
S	30°	1.570	1.392	1.217	1.103	1.037	0.987	1.001	1.065	1.165	1.346	1.489	1.547	1.110
S	45°	1.754	1.499	1.246	1.083	0.988	0.924	0.942	1.031	1.172	1.426	1.636	1.723	1.095
W	5°	0.999	1.003	1.002	0.995	0.995	0.997	0.997	0.996	0.996	0.996	0.999	1.003	0.997
W	10°	0.997	1.004	1.001	0.987	0.986	0.991	0.990	0.989	0.990	0.989	0.998	1.007	0.990
W	20°	0.990	1.000	0.990	0.961	0.958	0.968	0.965	0.965	0.970	0.970	0.991	1.012	0.969
W	30°	0.978	0.990	0.972	0.928	0.921	0.933	0.930	0.933	0.943	0.945	0.979	1.007	0.938
W	45°	0.949	0.958	0.929	0.867	0.854	0.866	0.865	0.870	0.888	0.897	0.945	0.988	0.880
N	5°	0.889	0.920	0.947	0.965	0.976	0.986	0.984	0.973	0.953	0.923	0.905	0.899	0.965
N	10°	0.781	0.838	0.890	0.926	0.948	0.968	0.963	0.942	0.903	0.843	0.811	0.807	0.926
N	20°	0.666	0.680	0.766	0.835	0.877	0.919	0.907	0.866	0.793	0.677	0.683	0.743	0.841
N	30°	0.632	0.608	0.636	0.731	0.790	0.853	0.836	0.776	0.671	0.561	0.651	0.707	0.753
N	45°	0.575	0.560	0.538	0.558	0.633	0.729	0.703	0.620	0.524	0.506	0.593	0.643	0.621

Anlage 19: **Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (HELP-Modellierung)**

a) Hydrotop 1:

```

*****
AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	40.092	(41.1148)	400.92	5.572
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	599.900	(28.0013)	5999.00	
EVAPOTRANSPIRATION	412.867	(32.5174)	4128.67	57.381
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	266.40204	(97.82432)	2664.021	37.02530
CHANGE IN WATER STORAGE	0.152	(0.8507)	1.52	0.021

```

*****

```

b) Hydrotop 2:

```

*****
AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	39.321	(40.9433)	393.21	5.465
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	599.900	(28.0013)	5999.00	
EVAPOTRANSPIRATION	412.887	(32.5198)	4128.87	57.384
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	267.15463	(97.93869)	2671.546	37.12990
CHANGE IN WATER STORAGE	0.151	(0.8503)	1.51	0.021

```

*****

```

Fortsetzung Anlage 19: **Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (HELP-Modellierung)**

c) Hydrotop 3:

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	41.200	(41.2631)	412.00	5.726
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	607.914	(28.5771)	6079.14	
EVAPOTRANSPIRATION	415.034	(33.1299)	4150.34	57.683
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	263.12384	(96.91675)	2631.238	36.56969
CHANGE IN WATER STORAGE	0.156	(0.8532)	1.56	0.022

```

*****

```

d) Hydrotop 4:

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	38.582	(40.7822)	385.82	5.362
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	602.311	(28.1739)	6023.11	
EVAPOTRANSPIRATION	413.414	(32.6289)	4134.14	57.457
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	267.36765	(98.12888)	2673.677	37.15951
CHANGE IN WATER STORAGE	0.149	(0.8500)	1.49	0.021

```

*****

```

Fortsetzung Anlage 19: **Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (HELP-Modellierung)**

e) Hydrotop 5:

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	41.578	(41.2457)	415.78	5.779
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	607.789	(28.5715)	6077.89	
EVAPOTRANSPIRATION	414.874	(33.0320)	4148.74	57.660
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	262.90576	(96.79456)	2629.058	36.53938
CHANGE IN WATER STORAGE	0.156	(0.8533)	1.56	0.022

```

*****

```

f) Hydrotop 6:

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	46.046	(42.7388)	460.46	6.400
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	573.020	(26.1288)	5730.20	
EVAPOTRANSPIRATION	402.268	(29.6183)	4022.68	55.908
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	271.07288	(99.87321)	2710.729	37.67447
CHANGE IN WATER STORAGE	0.127	(0.8614)	1.27	0.018

```

*****

```

Fortsetzung Anlage 19: **Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (HELP-Modellierung)**

g) Hydrotop 7:

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	34.791	(36.1746)	347.91	4.835
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	626.467	(29.8388)	6264.67	
EVAPOTRANSPIRATION	422.698	(35.7690)	4226.98	58.748
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	261.81818	(96.57927)	2618.182	36.38823
CHANGE IN WATER STORAGE	0.206	(0.8591)	2.06	0.029

```

*****

```

h) Hydrotop 8:

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----

```

	MM		CU. METERS	PERCENT
PRECIPITATION	719.51	(131.820)	7195.1	100.00
RUNOFF	34.662	(37.0075)	346.62	4.817
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION	625.769	(29.7632)	6257.69	
EVAPOTRANSPIRATION	421.831	(35.5250)	4218.31	58.627
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH LAYER 1	262.82050	(96.86264)	2628.205	36.52753
CHANGE IN WATER STORAGE	0.200	(0.8574)	2.00	0.028

```

*****

```


Fortsetzung Anlage 19: **Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (HELP-Modellierung)**

i) Hydrotop 9:

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS & (STD. DEVIATIONS) FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----
PRECIPITATION              719.51      ( 131.820)      CU. METERS      7195.1      100.00
RUNOFF                     33.288      ( 39.6708)      332.88         4.626
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION 607.512      ( 28.5474)      6075.12
EVAPOTRANSPIRATION        414.823      ( 33.0183)      4148.23         57.653
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH 271.25885    ( 98.39411)      2712.588        37.70032
  LAYER 1
CHANGE IN WATER STORAGE     0.144      ( 0.8522)         1.44         0.020
*****
    
```

j) gesamte Deponie (Flächenwichtung):

```

*****
      AVERAGE ANNUAL TOTALS FOR YEARS 1961 THROUGH 1990
-----
PRECIPITATION              719.51
RUNOFF                     37.072
POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION 604.595
EVAPOTRANSPIRATION        413.995
PERCOLATION/LEAKAGE THROUGH 267.29070
  LAYER 1
CHANGE IN WATER STORAGE     0.156
*****
    
```

Anlage 20:

Langjährig mittlere Wasserhaushaltsbilanzen für den Istzustand (BOWAHALD-Modellierung)

Hydrotop	P mm	ETPU mm	ETPK mm	ETR mm	EI mm	WS mm	MS mm	F mm	RO mm	ROV mm	RH mm	RU mm	DSB mm	STW mm	FEHL mm
1	719.5	540.6	505.9	444.0	121.5	0.0	0.0	569.2	20.3	0.0	0.0	255.4	0.0	0.0	-0.2
2	719.5	540.6	505.9	444.0	121.5	0.0	0.0	569.7	19.8	0.0	0.0	255.9	0.0	0.0	-0.2
3	719.5	539.9	491.3	436.6	119.7	0.0	0.0	580.1	5.4	0.0	0.0	277.7	0.0	0.0	-0.2
4	719.5	540.5	501.0	441.2	120.9	0.0	0.0	570.7	19.5	0.0	0.0	259.1	0.0	0.0	-0.2
5	719.5	539.9	491.4	436.7	119.7	0.0	0.0	579.0	6.4	0.0	0.0	276.6	0.0	0.0	-0.2
6	719.5	539.9	404.9	378.1	108.0	0.0	0.0	582.3	22.2	0.0	0.0	319.3	-0.0	0.0	-0.1
7	719.5	540.8	561.1	473.2	127.7	0.0	0.0	562.2	20.3	0.0	0.0	226.2	0.0	0.0	-0.2
8	719.5	540.9	573.9	479.6	129.0	0.0	0.0	562.1	18.8	0.0	0.0	221.3	-0.0	0.0	-0.2
9	719.5	540.1	491.8	436.8	119.8	0.0	0.0	581.2	5.7	0.0	0.0	277.2	0.0	0.0	-0.2
gesamt:	719.5	540.3	497.0	437.0	120.0	0.0	0.0	575.1	14.0	0.0	0.0	268.6	0.0	0.0	-0.2

Erklärung der Symbole s. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Anlage 21:

Übersicht über BOWAHALD-Nutzungslizenzen

Aquila Ingenieurgesellschaft mbH Markkleeberg
Arcadis Trischler & Partner Consult GmbH Freiberg
Arcadis Trischler & Partner Consult GmbH Potsdam
BaG Büro für angewandte Geologie Cottbus
Bauhaus-Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurwesen
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft München
Beak Consultants GmbH Freiberg
BFT Planungsbüro für Bauwesen und fachübergreifende Technologien GmbH Aachen
BGI-Ingenieurgesellschaft mbH Meißen
BIUG Umwelttechnik und Grundbau GmbH Freiberg
BSZ Ingenieurgesellschaft mbH Riesa
Büro für Hydrogeologie und Geohydraulik GmbH Schwäbisch Gmünd
C&E Consulting und Engineering GmbH Chemnitz, Büro Aue
CDM Jessberger Leipzig GmbH Leipzig
Dr. Michael Steininger Halle/S.
Dresdner Grundwasser Consulting GmbH
DMT Deutsche Montan Technologie GmbH Essen, Baubüro Berlin
EcoConcept GmbH Chemnitz
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg
GBM Gesellschaft für Baugeologie und –meßtechnik mbH Limburg
GeoConsult GmbH Erfurt
Geophysik GGD Leipzig
G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH Freiberg
GRS Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH Köln
G.U.B. Ingenieurgesellschaft mbH Zwickau
G.U.T. mbH Merseburg
HGC Hydro-Geo-Consult GmbH Freiberg
HGN Hydrogeologie Nordhausen GmbH, Niederlassung Dresden
HGN Hydrogeologie Nordhausen GmbH, Niederlassung Torgau
Hochschule Zittau,/Görlitz (FH)
HPC Harres Pickel Consult GmbH Gera
IBB Ingenieurbüro Berlin Brandenburg in Berlin
IBE Ingenieurbüro Bartsch und Edelman Löbau
IGI Niedermeyer Institute GmbH Westheim
Ingenieurbüro Dipl.-Ing. Jochen Schulte Ilsede
Ingenieurgruppe RUK Stuttgart
Joanneum Research Graz
Kreher & Meutzner beratende ingenieure Höckendorf
Kutec Kali Umwelttechnik GmbH Sondershausen
Regierungspräsidium Magdeburg
SIG UmweltProjekt GmbH Stendal
SIWA-Plan Berlin
Staatliches Umweltfachamt Leipzig

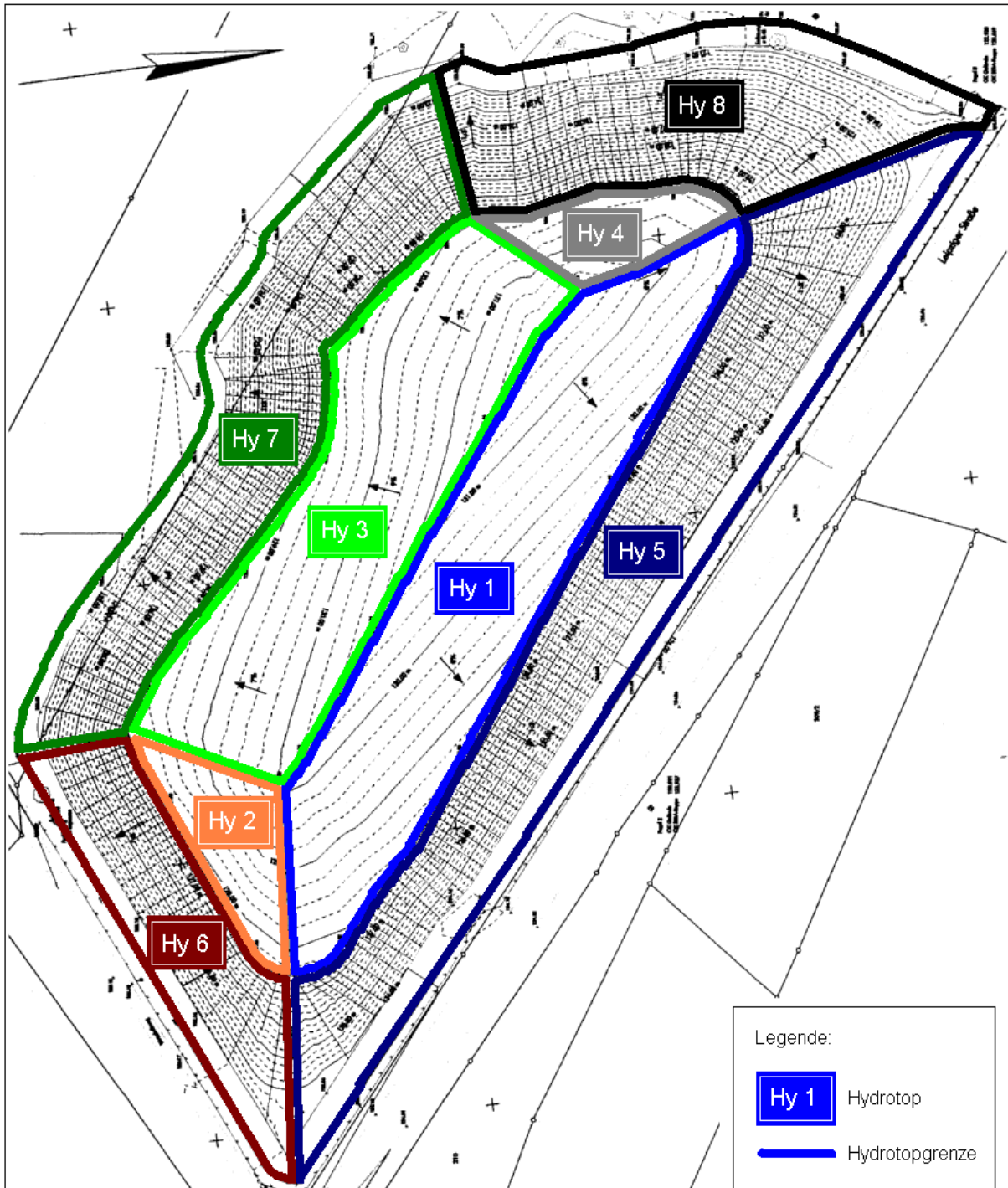
Fortsetzung Anlage 21:

Übersicht über BOWAHALD-Nutzungslizenzen

Staatliches Amt für Umwelt Dessau-Wittenberg
SUC Sächsische Umweltschutz-Consulting GmbH Dresden
Taberg-Ost GmbH Chemnitz
Terra Montan Gesellschaft für angewandte Geologie mbH Suhl
TU Bergakademie Freiberg, Fakultät Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau
u&i umwelttechnik & ingenieure GmbH Hannover
UBV Umweltbüro GmbH Vogtland GmbH Weischlitz
Universität der Bundeswehr München-Neubiberg
Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde
Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Abfallwirtschaft
Universität Kassel, Fachgebiet Abfallwirtschaft und Altlasten Witzenhausen
Universität Potsdam, Institut für Mathematik/Numerik Potsdam
Vgs Ingenieure Dr. Köhler & Kirstein GmbH & Co. KG Erfurt
Wismut GmbH Chemnitz
Wismut GmbH Ronneburg

Anlage 22:

Karte der Deponie Borsdorf mit Hydrotopeninteilung

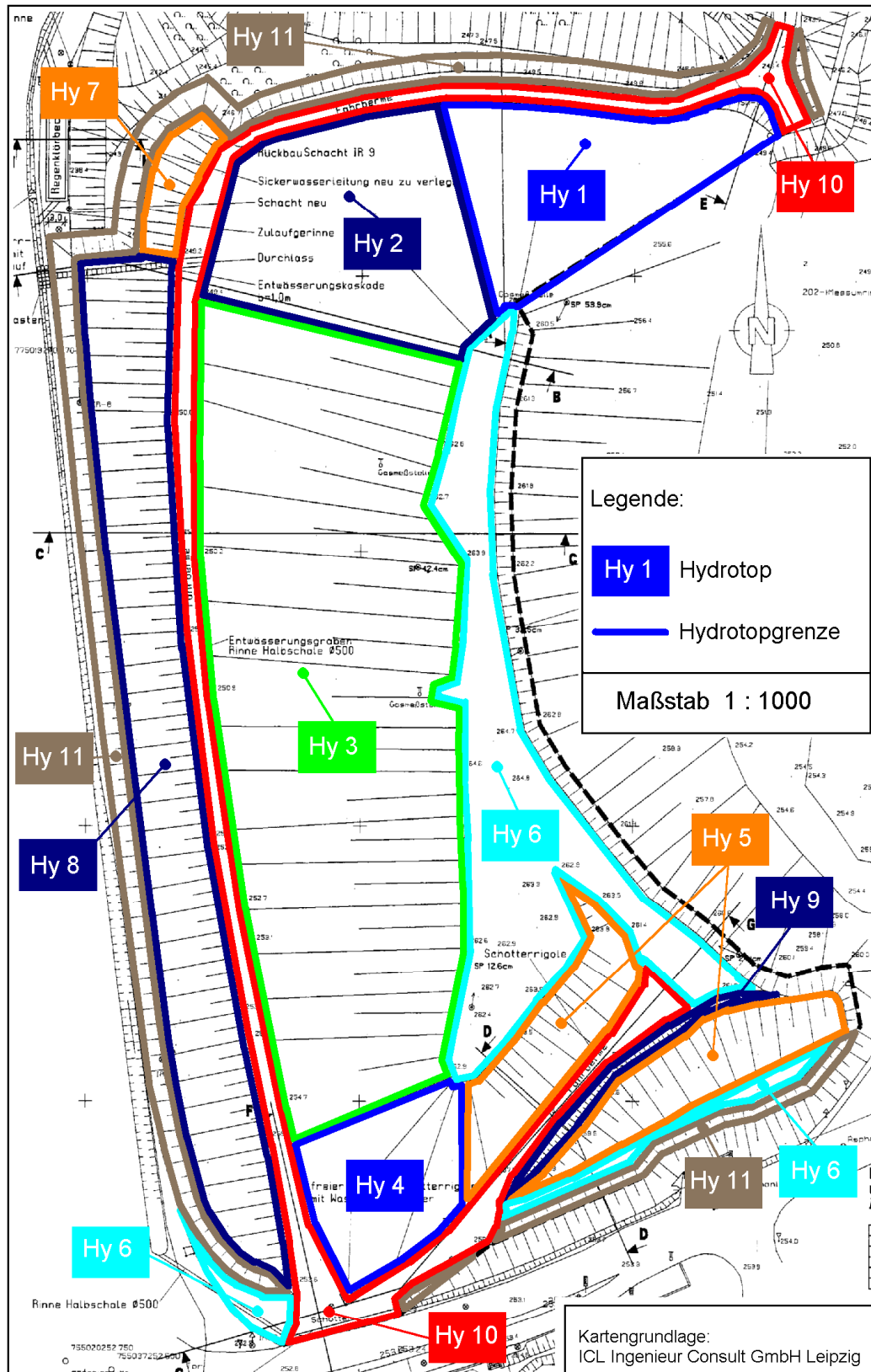


Maßstab 1 : 1 000

Kartengrundlage: Ingenieur-Büro R.W. Ashauer und Partner GmbH Borsdorf

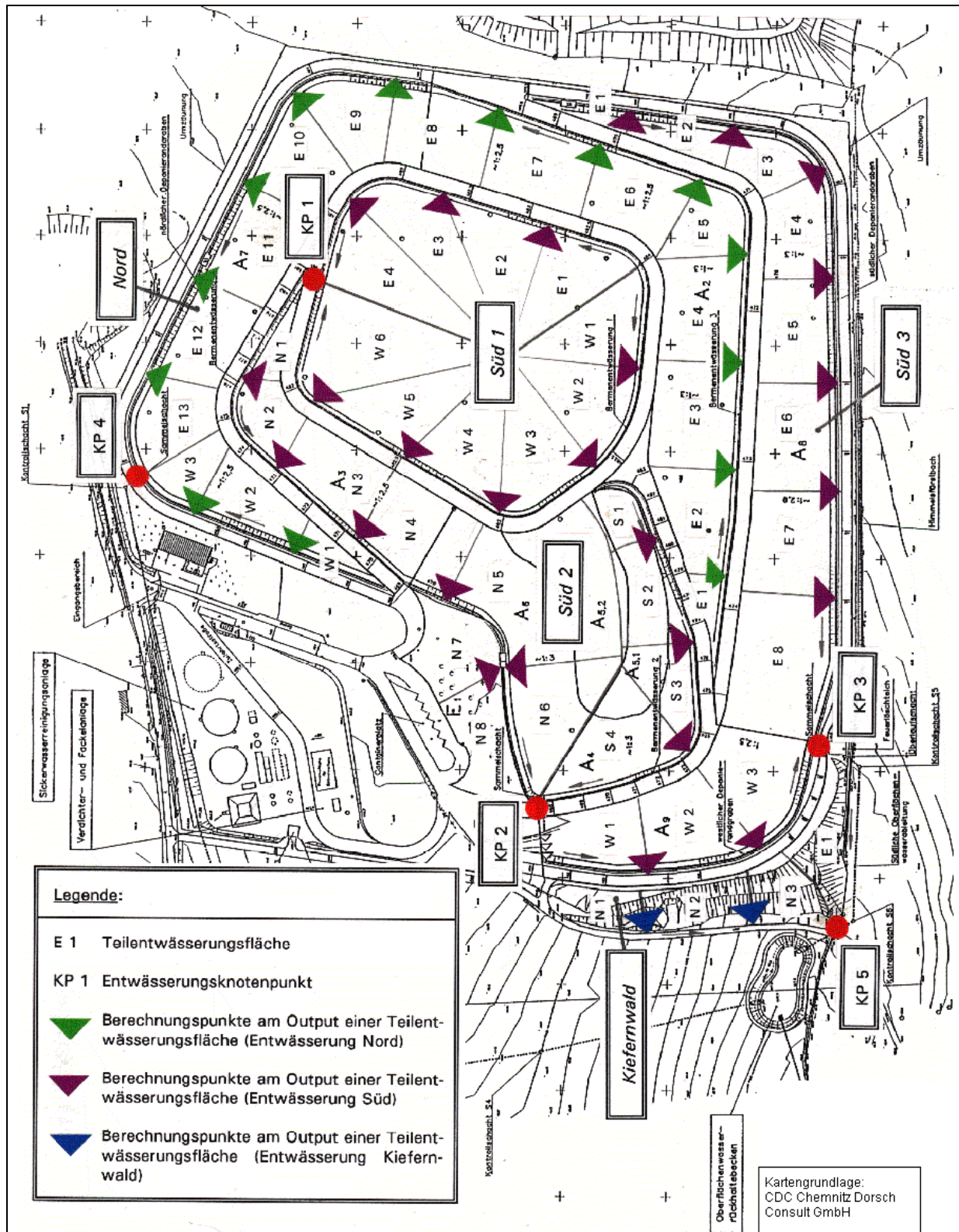
Anlage 23:

Karte der Deponie Nißma mit Hydrotopenteilung



Anlage 24:

Übersicht über die Teilentwässerungsflächen der Deponie Himmelsfürst



Anlage 25:

Übersicht über die flächenvariablen Eingabewerte des Modells ROHALDEP (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Nord (Lage → s. Anlage 24):

Teilentwässerungsgebiet	Fläche [m ²]	Hanglänge [m]	Weglänge am Deponiefuß [m]	Deponiegef. [%]	max. H [m NN]	min. H [m NN]	Bemerkungen
Östliche Teilentw. E 1	520	10	50	33	478,8	473,7	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 2	1970	30	50	33	483,2	473,1	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 3	2700	40	50	33	483,8	472,4	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 4	2440	40	50	33	484,0	471,6	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 5	1450	45	50	36	484,0	470,7	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 6	2080	40	50	40	484,0	469,8	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 7	2340	40	50	40	483,4	468,4	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 8	2390	40	50	40	482,6	467,8	Bermenentwässerung 3
Östliche Teilentw. E 9	1920	45	50	40	481,9	466,8	nördl. Randgraben
Östliche Teilentw. E10	2130	45	50	40	481,7	466,4	nördl. Randgraben
Östliche Teilentw. E11	2440	40	50	40	481,4	465,8	nördl. Randgraben
Östliche Teilentw. E12	1970	35	50	40	478,8	465,3	nördl. Randgraben
Östliche Teilentw. E13	1920	40	45	40	475,8	465,0	Knotenpunkt KP 4
Westliche Teilentw. W 1	670	10	50	40	471,8	466,7	nördl. Randgraben
Westliche Teilentw. W 2	1770	25	50	40	474,3	465,3	nördl. Randgraben
Westliche Teilentw. W 3	990	40	30	40	474,8	465,0	Knotenpunkt KP 4

Bemerkungen: max. H - maximale Höhe der Fläche ü. NN min. H - minimale Höhe der Fläche ü. NN

Fortsetzung Anlage 25:

Übersicht über die flächenvariablen Eingabewerte des Modells ROHALDEP (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Süd 1 (Lage → s. Anlage 24):

Teil entwässerungsgebiet	Fläche [m ²]	Hanglänge [m]	Weglänge am Deponiefuß [m]	Deponie- gef. [%]	max. H [m NN]	min. H [m NN]	Bemerkungen
Westliche Teil entw. W 1	2040	65	50	6	487,0	483,7	Bermen entwässerung 1
Westliche Teil entw. W 2	2290	65	50	6	487,0	483,5	Bermen entwässerung 1
Westliche Teil entw. W 3	2190	70	50	6	487,0	483,0	Bermen entwässerung 1
Westliche Teil entw. W 4	2140	65	50	7	487,0	482,5	Bermen entwässerung 1
Westliche Teil entw. W 5	2040	80	50	7	487,0	482,1	Bermen entwässerung 1
Westliche Teil entw. W 6	3340	95	60	7	487,0	481,0	Knotenpunkt KP 1
Östliche Teil entw. E 1	1990	70	50	7	487,0	483,2	Bermen entwässerung 1
Östliche Teil entw. E 2	2190	65	50	7	487,0	482,3	Bermen entwässerung 1
Östliche Teil entw. E 3	2390	95	50	7	487,0	481,7	Bermen entwässerung 1
Östliche Teil entw. E 4	2590	100	50	7	487,0	481,0	Knotenpunkt KP 1

Bemerkungen: max. H - maximale Höhe der Fläche ü. NN min. H - minimale Höhe der Fläche ü. NN

Fortsetzung Anlage 25:

Übersicht über die flächenvariablen Eingabewerte des Modells ROHALDEP (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Süd 2 (Lage → s. Anlage 24):

Teil entwässerungsgebiet	Fläche [m ²]	Hanglänge [m]	Weglänge am Deponiefuß [m]	Deponie- gef. [%]	max. H [m NN]	min. H [m NN]	Bemerkungen
Nördliche Teil entw. N 1	500	10	50	40	481,9	476,4	Bermen entwässerung 4
Nördliche Teil entw. N 2	1200	25	50	40	482,1	473,2	Bermen entwässerung 4
Nördliche Teil entw. N 3	2050	30	50	40	482,5	470,7	Bermen entwässerung 4
Nördliche Teil entw. N 4	2550	40	50	40	482,9	469,5	Bermen entwässerung 4
Nördliche Teil entw. N 5	5400	55	50	33	485,0	468,5	Bermen entwässerung 4
Nördliche Teil entw. N 6	2700	35	70	33	485,0	467,8	Knotenpunkt KP 2
Nördliche Teil entw. N 7	1590	35	65	1	469,0	468,5	Umfeld Deponie
Nördliche Teil entw. N 8	1510	25	70	1	468,7	467,8	Umfeld Deponie KP 2
Südliche Teil entw. S 1	850	10	50	33	484,0	480,5	Bermen entwässerung 2
Südliche Teil entw. S 2	2200	30	50	33	485,0	476,5	Bermen entwässerung 2
Südliche Teil entw. S 3	1450	35	50	33	485,0	473,5	Bermen entwässerung 2
Südliche Teil entw. S 4	2700	55	75	33	485,0	467,8	Knotenpunkt KP 2

Bemerkungen: max. H - maximale Höhe der Fläche ü. NN min. H - minimale Höhe der Fläche ü. NN

Fortsetzung Anlage 25:

Übersicht über die flächenvariablen Eingabewerte des Modells ROHALDEP (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Süd 3 (Lage → s. Anlage 24):

Teil entwässerungsgebiet	Fläche [m ²]	Hanglänge [m]	Weglänge am Deponiefuß [m]	Deponie- gef. [%]	max. H [m NN]	min. H [m NN]	Bemerkungen
Östliche Teil entw. E 1	320	10	50	33	470,1	467,1	südl. Randgraben
Östliche Teil entw. E 2	880	15	50	33	470,7	465,0	südl. Randgraben
Östliche Teil entw. E 3	1200	25	50	33	471,2	463,3	südl. Randgraben
Östliche Teil entw. E 4	1750	30	50	33	471,7	461,8	südl. Randgraben
Östliche Teil entw. E 5	1980	35	50	34	472,5	461,0	südl. Randgraben
Östliche Teil entw. E 6	2350	40	50	35	473,2	459,5	südl. Randgraben
Östliche Teil entw. E 7	2440	45	50	37	473,8	458,0	südl. Randgraben
Östliche Teil entw. E 8	3680	45	70	40	475,0	456,0	Knotenpunkt KP 3
Westliche Teil entw. W 1	1680	30	50	33	470,9	461,5	westl. Randgraben
Westliche Teil entw. W 2	2160	40	50	35	473,2	460,4	westl. Randgraben
Westliche Teil entw. W 3	2360	45	60	40	474,0	456,0	Knotenpunkt KP 3

Bemerkungen: max. H - maximale Höhe der Fläche ü. NN min. H - minimale Höhe der Fläche ü. NN

Fortsetzung Anlage 25:

Übersicht über die flächenvariablen Eingabewerte des Modells ROHALDEP (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Kiefernwald (Lage → s. Anlage 24):

Teil entwässerungsgebiet	Fläche [m ²]	Hanglänge [m]	Weglänge am Deponiefuß [m]	Deponie- gef. [%]	max. H [m NN]	min. H [m NN]	Bemerkungen
Östliche Teil entw. E 1	1080	25	80	25	460,2	451,4	Fläche Deponie/RHB
Nördliche Teil entw. N 1	820	20	50	15	463,3	457,0	Fläche Deponie/RHB
Nördliche Teil entw. N 2	1770	25	50	40	474,3	465,3	Fläche Deponie/RHB
Nördliche Teil entw. N 3	990	40	30	40	474,8	465,0	Zufluß zum RBH

Bemerkungen: max. H - maximale Höhe der Fläche ü. NN min. H - minimale Höhe der Fläche ü. NN

Anlage 26:

Übersicht über Daten und Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsberechnungen für die Entwässerungseinrichtungen (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Nord:

Teilentwässerungs- gebiet	Drainabfluss [l/s]	Gefälle Ent- wässerung [%]	Fließgeschw. v [m/s]	Abführbare Wasser- menge Q [l/s]	Isochronen- laufzeit [s]	Isochronen- zeittakt
Östliche Entw. E 1	0,092	2,6	1,8	513	28	0
Östliche Entw. E 2	0,313	1,3	1,3	363	39	1
Östliche Entw. E 3	0,409	1,3	1,3	363	39	1
Östliche Entw. E 4	0,369	1,6	1,4	403	36	1
Östliche Entw. E 5	0,218	1,8	1,5	427	33	1
Östliche Entw. E 6	0,326	1,8	1,5	427	33	1
Östliche Entw. E 7	0,367	2,8	1,9	533	26	0
Östliche Entw. E 8	0,374	1,2	1,2	348	42	1
Östliche Entw. E 9	0,295	2,0	1,6	450	31	1
Östliche Entw. E10	0,327	0,8	1,0	284	50	1
Östliche Entw. E11	0,382	1,1	1,2	334	42	1
Östliche Entw. E12	0,315	1,1	1,2	334	42	1
Östliche Entw. E13	0,301	0,7	0,9	266	50	1
Westliche Entw. W 1	0,120	4,6	2,4	682	21	0
Westliche Entw. W 2	0,296	2,8	1,9	533	26	0
Westliche Entw. W 3	0,155	1,0	1,1	318	27	0

Fortsetzung Anlage 26:

Übersicht über Daten und Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsberechnungen für die Entwässerungseinrichtungen (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Süd 1:

Teilentwässerungs- gebiet	Drainabfluss [l/s]	Gefälle Ent- wässerung [%]	Fließgeschw. v [m/s]	Abführbare Wasser- menge Q [l/s]	Isochronen- laufzeit [s]	Isochronen- zeittakt
Östliche Entw. E 1	0,125	1,7	1,5	415	33	1
Östliche Entw. E 2	0,144	1,7	1,5	415	33	1
Östliche Entw. E 3	0,121	1,3	1,3	363	39	1
Östliche Entw. E 4	0,126	1,3	1,3	363	39	1
Westliche Entw. W 1	0,121	0,5	0,8	225	63	1
Westliche Entw. W 2	0,136	0,5	0,9	225	63	1
Westliche Entw. W 3	0,124	0,9	1,1	301	46	1
Westliche Entw. W 4	0,141	0,9	1,1	301	46	1
Westliche Entw. W 5	0,117	0,9	1,1	301	46	1
Westliche Entw. W 6	0,169	1,5	1,4	390	43	1

Fortsetzung Anlage 26:

Übersicht über Daten und Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsberechnungen für die Entwässerungseinrichtungen (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Süd 2:

Teilentwässerungs- gebiet	Drainabfluss [l/s]	Gefälle Ent- wässerung [%]	Fließgeschw. v [m/s]	Abführbare Wasser- menge Q [l/s]	Isochronen- laufzeit [s]	Isochronen- zeittakt
Nördliche Entw. N 1	0,090	9,2	3,4	965	15	0
Nördliche Entw. N 2	0,201	6,4	2,8	805	18	0
Nördliche Entw. N 3	0,335	5,0	2,5	712	20	0
Nördliche Entw. N 4	0,400	3,8	1,9	620	26	0
Nördliche Entw. N 5	0,761	1,2	1,2	348	42	1
Nördliche Entw. N 6	0,419	1,2	1,2	348	58	1
Nördliche Entw. N 7	0,037	1,2	1,2	348	54	1
Nördliche Entw. N 8	0,047	1,2	1,2	348	58	1
Südliche Entw. S 1	0,151	6,0	2,7	780	19	0
Südliche Entw. S 2	0,350	8,0	3,2	900	16	0
Südliche Entw. S 3	0,225	6,0	2,7	780	19	0
Südliche Entw. S 4	0,381	7,6	3,1	877	24	0

Fortsetzung Anlage 26:

Übersicht über Daten und Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsberechnungen für die Entwässerungseinrichtungen (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Süd 3:

Teilentwässerungs- gebiet	Drainabfluss [l/s]	Gefälle Ent- wässerung [%]	Fließgeschw. v [m/s]	Abführbare Wasser- menge Q [l/s]	Isochronen- laufzeit [s]	Isochronen- zeittakt
Östliche Entw. E 1	0,057	2,8	1,5	240	33	1
Östliche Entw. E 2	0,152	4,2	1,8	295	28	0
Östliche Entw. E 3	0,196	3,4	1,7	265	29	0
Östliche Entw. E 4	0,278	3,0	1,6	249	31	1
Östliche Entw. E 5	0,309	1,7	1,2	188	42	1
Östliche Entw. E 6	0,360	2,8	1,5	240	33	1
Östliche Entw. E 7	0,369	3,0	1,6	249	31	1
Östliche Entw. E 8	0,565	2,9	1,5	245	47	1
Westliche Entw. W 1	0,267	4,4	4,4	680	11	0
Westliche Entw. W 2	0,331	2,2	1,2	672	42	1
Westliche Entw. W 3	0,362	7,3	6,1	1188	7	0

Fortsetzung Anlage 26:

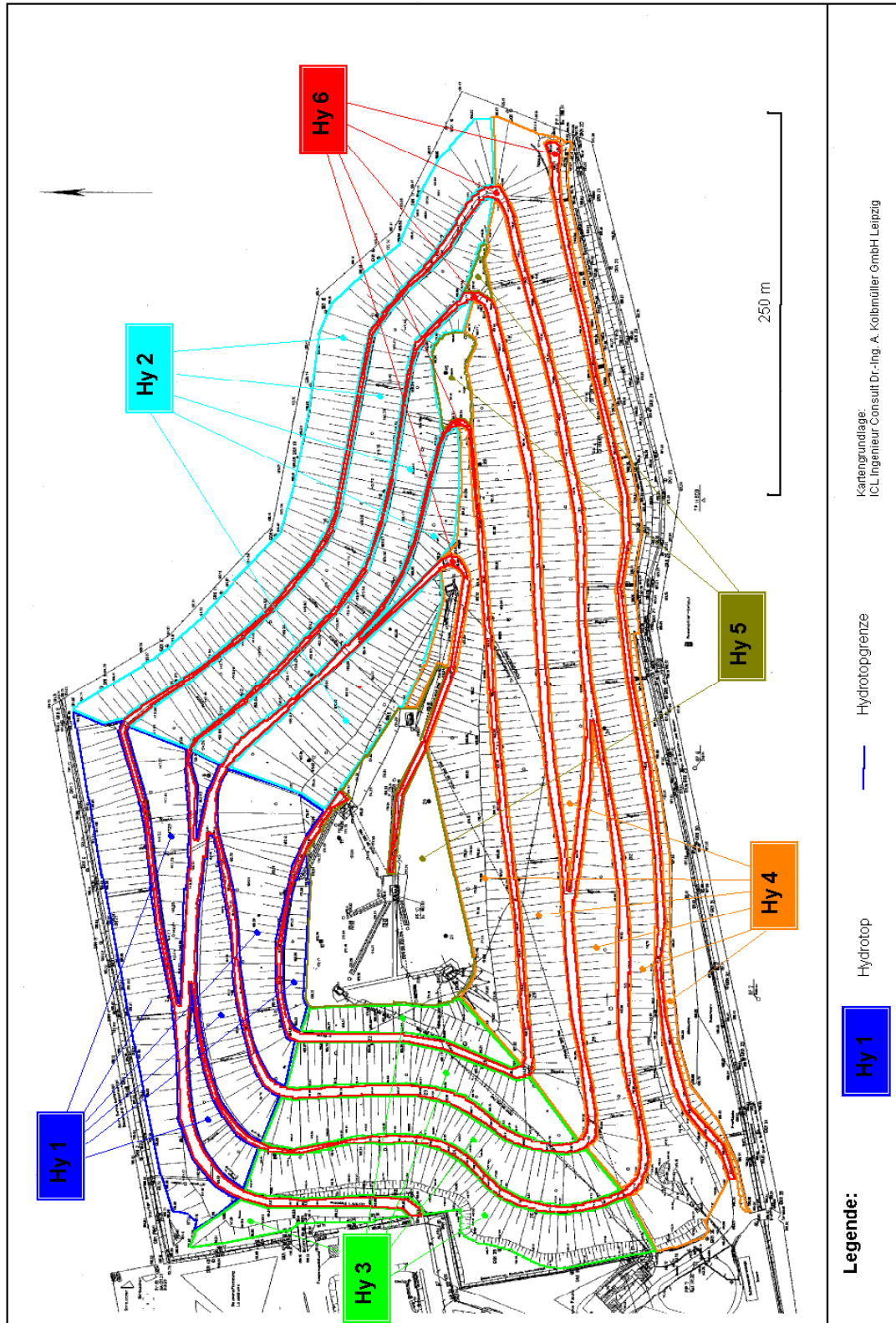
Übersicht über Daten und Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsberechnungen für die Entwässerungseinrichtungen (Deponie Himmelsfürst)

Entwässerungsgebiet Kiefernwald:

Teilentwässerungs- gebiet	Drainabfluss [l/s]	Gefälle Ent- wässerung [%]	Fließgeschw. v [m/s]	Abführbare Wasser- menge Q [l/s]	Isochronen- laufzeit [s]	Isochronen- zeittakt
Östliche Entw. E 1	0,169	4,0	2,2	636	36	1
Nördliche Entw. N 1	0,122	10,0	3,5	1006	14	0
Nördliche Entw. N 2	0,296	9,0	3,3	955	15	0
Nördliche Entw. N 3	0,155	8,0	3,2	900	13	0

Anlage 27:

Karte der Deponie Liebertwolkwitz mit Hydrotopenteilung



Anlage 28:

Niederschlagshöhen und -spenden für das Untersuchungsgebiet Liebertwolkwitz (nach BARTELS U.A., 1997)

T	I	.5	1.	2.	5.	10.	20.	50.	100.								
D	I	hN	RN	hN	RN	hN	RN	hN	RN	hN	RN	hN	RN	hN	RN		
5 min	I	5.7	191.1	7.6	252.7	9.4	314.3	11.9	395.7	13.7	457.3	15.6	518.8	18.0	600.3	19.9	661.8
10 min	I	6.8	112.6	9.2	152.8	11.6	193.1	14.8	246.2	17.2	286.5	19.6	326.7	22.8	379.9	25.2	420.1
15 min	I	7.4	82.5	10.3	113.9	13.1	145.2	16.8	186.7	19.6	218.1	22.4	249.4	26.2	290.9	29.0	322.2
20 min	I	7.9	66.2	11.1	92.4	14.2	118.7	18.4	153.5	21.6	179.7	24.7	206.0	28.9	240.7	32.0	267.0
30 min	I	8.7	48.4	12.4	68.9	16.1	89.4	21.0	116.4	24.6	136.9	28.3	157.4	33.2	184.5	36.9	205.0
45 min	I	9.5	35.4	13.9	51.3	18.2	67.3	23.9	88.4	28.2	104.4	32.5	120.3	38.2	141.4	42.5	157.4
60 min	I	10.2	28.3	15.0	41.7	19.8	55.0	26.2	72.7	31.0	86.1	35.8	99.5	42.2	117.2	47.0	130.6
90 min	I	11.7	21.7	17.0	31.4	22.2	41.1	29.1	53.9	34.3	63.6	39.6	73.3	46.5	86.1	51.7	95.8
2 h	I	13.0	18.0	18.5	25.7	24.1	33.4	31.4	43.6	36.9	51.3	42.5	59.0	49.8	69.2	55.4	76.9
3 h	I	14.9	13.8	21.0	19.4	27.0	25.0	34.9	32.4	41.0	37.9	47.0	43.5	54.9	50.9	61.0	56.4
4 h	I	16.5	11.5	22.9	15.9	29.3	20.3	37.7	26.2	44.1	30.6	50.5	35.1	58.9	40.9	65.3	45.3
6 h	I	19.0	8.8	25.9	12.0	32.8	15.2	42.0	19.4	48.9	22.7	55.9	25.9	65.0	30.1	71.9	33.3
9 h	I	21.8	6.7	29.3	9.0	36.8	11.4	46.8	14.4	54.3	16.8	61.8	19.1	71.8	22.2	79.3	24.5
12 h	I	24.0	5.6	32.0	7.4	40.0	9.3	50.5	11.7	58.5	13.5	66.5	15.4	77.0	17.8	85.0	19.7
18 h	I	26.1	4.0	34.5	5.3	42.9	6.6	53.9	8.3	62.3	9.6	70.6	10.9	81.6	12.6	90.0	13.9
24 h	I	28.3	3.3	37.0	4.3	45.7	5.3	57.3	6.6	66.0	7.6	74.7	8.6	86.3	10.0	95.0	11.0
48 h	I	33.7	2.0	45.0	2.6	56.3	3.3	71.2	4.1	82.5	4.8	93.8	5.4	108.7	6.3	120.0	6.9
72 h	I	35.7	1.4	48.0	1.9	60.3	2.3	76.7	3.0	89.0	3.4	101.3	3.9	117.7	4.5	130.0	5.0

- T - Wiederkehrzeit (in a): mittlere Zeitspanne, in der ein Ereignis einen Wert einmal erreicht oder überschreitet
D - Niederschlagsdauer einschließlich Unterbrechungen (in min, h)
hN - Niederschlagshöhe (in mm)
RN - Niederschlagsspende (in l/(s*ha))
16.6 - maßgebende Regenmengen hinsichtlich Wiederkehrsintervall und Regendauern