

Kohlenstoffelimination in Bodenfiltern

Ein empirischer Ansatz zur Vorhersage

Der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen
Technischen Universität vorgelegte Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktor-Ingenieurs

von
Diplom Ingenieur, Master of Science
Jan Kai Dobelmann

aus Ulm

Tag der mündlichen
Prüfung: 6.12.2005

Prüfer:
Prof. Uwe Grünewald,
Dr. Arnd Heine,
Prof. Sigrid Jannsen,
Prof. Hartmut Eckstädt,
Prof. Roland Koch

Kurzzusammenfassung

Mit der vorliegenden Arbeit zum Abbau von Kohlenstoffverbindungen in bewachsenen Bodenfiltern konnte gezeigt werden, dass eine Abhängigkeit der Reinigungsleistung hauptsächlich von der hydraulischen Filterbelastung und der spezifischen Abbaubarkeit des Abwassers abhängt. Dieser Zusammenhang der Reinigungsleistung konnte empirisch für die Abwasserparameter CSB und BSB₅ in eine mathematische Beziehung überführt werden.

Mit dem vorliegenden empirischen Berechnungsansatz lassen sich die Reinigungsleistung von Bodenfiltern im Bezug auf organische Verbindungen ohne besondere Kenntnisse des Filteraufbaus und –betriebs vorhersagen. Als Eingangsparemeter für den Berechnungsansatz sind das CSB:BSB₅-Verhältnis und die hydraulische Filterbelastung notwendig, um die prozentuale Reinigungsleistung angeben zu können.

Eine Gütediskussion des entwickelten Modellansatzes mit 35 Langzeitmessungen aus der Literatur ergab eine mittlere Abweichung der Berechnungsergebnisse von der Realität von 0,52% für CSB und 0,13% für BSB₅ innerhalb eines Vertrauensintervalls von $\pm 5,0\%$. In Nomogrammen grafisch aufbereitet, kann dieser Bemessungsansatz zur Diskussion von Belastungsszenarien, zur Anlagenüberwachung und zur Bemessung mehrstufiger Bodenfilter eingesetzt werden und eine belastbare Vorhersage der kohlenstoffbezogenen Reinigungsleistung innerhalb des Vertrauensintervalls geben.

Weil die Gütediskussion ebenfalls an 100 Praxiswerten aus einer Monitoring-Studie der BTU-Cottbus geführt wurde, können die getroffenen Aussagen generell für kolmationsfreie Anlagen gelten. Folglich ist einschränkend festzuhalten, dass die Berechnungen zur Vorhersage der Reinigungsleistung nur auf unkolmatisierte Bodenfilter anzuwenden sind. Die Sicherstellung der Kolmationsfreiheit muss durch Einhaltung der vorhandenen nationalen Bemessungsvorgaben bzw. durch ausreichende Ruheperioden des Bodenfilters zur mikrobiellen Regeneration erfolgen.

Inhaltsverzeichnis:

1	Einleitung	10
1.1	Hintergrund der Arbeit.....	10
1.2	Entwicklung des Wissens.....	12
1.3	Ziele der Arbeit.....	14
1.3.1	Einzelziele der Versuche zur Kontrolle des Abwasserabbaus in den künstlichen Laborlysimeter.....	17
1.3.2	Ziele der Versuche mit den Freilandlysimetern zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichen Boden.....	18
1.4	Strukturelles Arbeitsprogramm der Untersuchungen.....	19
2	Stand der Forschung an Bodenfiltern.....	21
2.1	Hintergrund.....	21
2.2	Aufbau und Konstruktion.....	23
2.2.1	Bewachsene Horizontal-Bodenfilter.....	24
2.2.2	Bewachsene Vertikal-Bodenfilter.....	27
2.2.3	Retentionsbodenfilter.....	30
2.2.4	Dezentrale Versickerungsanlagen.....	35
2.2.5	Muldenversickerungen.....	38
2.3	Prozess der Infiltration von Wasser.....	40
2.4	Sauerstoffhaushalt.....	45
2.5	Abbau von organischen Verbindungen.....	50
2.5.1	Abbaumechanismen organischer Verbindungen.....	50
2.5.2	Mathematische Modellierung des Abbaus organischer Verbindungen.....	52
2.6	Dauerhafte Stabilität der Reinigungsleistung.....	57
3	Versuchsdurchführung.....	63
3.1	Versuchsanlage.....	63
3.1.1	Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter.....	63
3.1.2	Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abbaus von Abwasser im natürlichen Boden.....	66
3.2	Versuchsbetrieb.....	69
3.2.1	Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung von Bodenfiltern.....	69
3.2.2	Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichen Boden.....	76
4	Ergebnisse.....	79
4.1	Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung von bewachsenen Bodenfiltern.....	79
4.1.1	Versuchsbetrieb mit künstlich erzeugtem Abwasser.....	79
4.1.2	Versuchsbetrieb mit anaerob vorbehandeltem Abwasser.....	86
4.2	Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichen Boden.....	90
4.2.1	Versuchsbetrieb mit anaerob vorbehandeltem Abwasser.....	91

5	Folgerung.....	95
5.1	Entwicklung einer Bemessungsformel für die CSB-Elimination in Bodenfiltern ..	95
5.1.1	Systematische Suche nach Abhängigkeiten zwischen verschiedenen Versuchsparametern durch Relevanzprüfungen der Ergebnisse	96
5.2	Mathematische Modellierung der vorgefundenen Abhängigkeiten	101
6	Diskussion	105
6.1	Hintergrund	105
6.2	Versuchsansätze zur Reinigungsleistung von Bodenfiltern	106
6.3	Verifizierte Bemessungsformeln zur Kohlenstoffelimination in Bodenfiltern	111
6.3.1	Bemessungsformel für den Abbau von CSB	111
6.3.2	Bemessungsformel für den Abbau von BSB ₅	111
6.4	Überprüfung der gewonnenen Ergebnisse im Praxistest mit 100 Messungen an Bodenfiltern	114
6.4.1	Fehlerentwicklung bei der Berechnung der CSB-Elimination unter der Annahme hydraulischer Belastungen	114
6.5	Bewertung und Einordnung der gewonnenen Erkenntnisse	120
7	Grafische Aufbereitung der Erkenntnisse	124
8	Technische Empfehlungen	127
9	Anwendungsbeispiele	130
9.1	Vorhersage von Reinigungsleistungen und Ablaufkonzentrationen	130
9.2	Maximal zulässige CSB Einlaufbelastung bei Direkteinleitung in 1- und 2- stufigen Reinigungsverfahren mit Bodenfiltern	133
10	Ausblick	137
11	Zusammenfassung	139
11.1	Ziele der Arbeit	139
11.2	Versuchsergebnisse	140
11.3	Folgerungen	141
11.4	Erkenntnisse	143
12	Literatur	144
13	Anhang	154

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1-1 Arbeitsprogramm der Versuchsreihen und Auswertungen	20
Abbildung 2-1 Aufbau von Horizontal-Bodenfiltern [Könnemann N. 2003]	24
Abbildung 2-2 Aufbau von Vertikal-Bodenfiltern [Könnemann N. 2003]	27
Abbildung 2-3 Aufbau und Funktion von Retentionsbodenfiltern [Hessen 2002]	31
Abbildung 2-4 Flächenversickerung durch Betongittersteine [ATV-DVWK 2003]	36
Abbildung 2-5 technische Voraussetzungen für Flächenversickerungen [Grau A. 1986]	37
Abbildung 2-6 Aufbau einer Muldenversickerung [ATV-DVWK 2003]	38
Abbildung 2-7 technische Voraussetzungen für Muldenversickerungen [Grau A. 1986]	39
Abbildung 2-8 Erscheinungsformen von Bodenwasser [Muth W. 1975]	41
Abbildung 2-9 Abhängigkeit der Versickerungsrate von der Versickerungsdauer [Jonasson S. A. 1984]	42
Abbildung 2-10 Definition des Sickerweges [ATV-DVWK 2002]	43
Abbildung 3-1 Aufbau der Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung von Bodenfiltern	64
Abbildung 3-2 Aufbau der Freilandlysimetersäule mit Boden aus Birkenheide	67
Abbildung 3-3 Aufbringung der täglichen CSB-Flächenbelastung auf die Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm)	70
Abbildung 3-4 Aufbringung der täglichen CSB-Flächenbelastung auf die Laborlysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm)	71
Abbildung 3-5 CSB-Konzentration des anaerob vorbehandelten Abwassers	73
Abbildung 3-6 CSB-Flächenbelastung der Lysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser in der Versuchsphase	75
Abbildung 3-7 CSB:BSB ₅ -Verhältnis der eingesetzten anaerob vorbehandelten Abwässer	76
Abbildung 3-8 CSB-Flächenbelastung der Freilandlysimeter in der Versuchsphase bei den angegebenen hydraulischen Belastungen	78
Abbildung 4-1 CSB-Auslaufkonzentration der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit künstlichem Abwasser über die Versuchsdauer	79
Abbildung 4-2 CSB-Auslaufkonzentration der Laborlysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit künstlichem Abwasser	82
Abbildung 4-3 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Lysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit künstlichem Abwasser über die Versuchsdauer	83
Abbildung 4-4 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Lysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit künstlichem Abwasser über die Versuchsdauer	84
Abbildung 4-5 mittlere frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung aller Lysimeter und Versuchsphasen mit künstlichem Abwasser über die hydraulische Belastung	85
Abbildung 4-6 Auslaufkonzentration des CSB-Wertes an Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit anaerob vorbehandeltem Abwasser über die Versuchsdauer	86

Abbildung 4-7 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Lysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit anaerob vorbehandeltem Abwasser sowie der Blindwerte Typ I über die Versuchsdauer	89
Abbildung 4-8 mittlere frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung aller Lysimeter und Versuchsphasen mit anaerob vorbehandeltem Weinbauabwasser	90
Abbildung 4-9 CSB-Auslaufkonzentration der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser über die Versuchsdauer	91
Abbildung 4-10 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser über die Versuchsdauer	93
Abbildung 4-11 mittlere frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser	94
Abbildung 5-1 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach Bauhöhen der Lysimeter	96
Abbildung 5-2 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach der Art des Filtersubstrates	98
Abbildung 5-3 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach der Art der Beschickung der Lysimeter	99
Abbildung 5-4 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach dem CSB:BSB ₅ -Verhältnis der applizierten Abwässer	100
Abbildung 6-1 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die spezifische hydraulische Bodenfilterbelastung	107
Abbildung 6-2 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die Bauhöhe der Bodenfilter	108
Abbildung 6-3 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die CSB-Flächenbelastung der Bodenfilter	109
Abbildung 6-4 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die spezifische hydraulische Bodenfilterbelastung aufgeteilt nach Horizontal- und Vertikalfiltern	110
Abbildung 6-5 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der BSB ₅ -Reinigungsleistung über die spezifische hydraulische Bodenfilterbelastung	113
Abbildung 6-6 Abweichung der gemessenen von der berechneten CSB-Elimination bei 100 Messwerten an unterschiedlichen Bodenfiltern	115
Abbildung 6-7 Entwicklung der Messwerte innerhalb eines Toleranzbereiches bei der Vorhersage des CSB Wertes unter verschiedenen angenommenen hydraulischen Belastungen	116
Abbildung 6-8 Abweichung der gemessenen von der berechneten BSB ₅ -Elimination bei 100 Messwerten an unterschiedlichen Bodenfiltern	117
Abbildung 6-9 Entwicklung der Messwerte innerhalb eines Toleranzbereiches bei der Vorhersage des BSB ₅ Wertes	118
Abbildung 7-1 CSB-bezogenes Bemessungsdiagramm für Bodenfilter in Abhängigkeit von hydraulischer Belastung und CB-Wert	125

Abbildung 9-1 Einsatzbeispiel A des Nomogramms	130
Abbildung 9-2 Einsatzbeispiel B des Nomogramms	132
Abbildung 9-3 Verhältnis des CSB Ein- zu Auslaufwertes bei 1-stufigen Bodenfiltern	134
Abbildung 9-4 Verhältnis des BSB ₅ Ein- zu Auslaufwertes bei 1-stufigen Bodenfiltern	135

Formelverzeichnis:

Gleichung 2-1 Hydraulischer Nachweis für Pflanzenbeete ÖNORM B2505.....	25
Gleichung 2-2 hydraulische Leitfähigkeit von Filtermedien.....	40
Gleichung 2-3 Gesetz von Darcy für ungesättigte Zonen	43
Gleichung 2-4 Filtergeschwindigkeit eines aufgestauten Bodenfilters in m/s	44
Gleichung 2-5 Versickerungsrate eines ungesättigten Bodenfilters in m ³ /s.....	44
Gleichung 2-6 1. Fick'sches Gesetz für Diffusionsvorgänge	46
Gleichung 2-7 Sauerstoffeintrag in Bodenfilter durch Diffusion	47
Gleichung 2-8 Sauerstoffeintrag in Bodenfilter durch Konvektion	48
Gleichung 2-9 Sauerstoffbedarf von bewachsenen Bodenfiltern.....	49
Gleichung 2-10 Abbau organischer Verbindungen in subsurface-flow wetlands nach U.S. Environmental Protection Agency (US EPA)	52
Gleichung 2-11 Abbau organischer Verbindungen in subsurface-flow wetlands nach Grismer et al.....	53
Gleichung 2-12 Berechnung der Reaktionskonstante K.....	53
Gleichung 2-13 Bemessung der Fläche bewachsener Bodenfilter für den Abbau organischer Belastungen nach Geller	54
Gleichung 2-14 Abbau organischer Belastungen in Bodenfiltern nach Kadlec und Knight.....	54
Gleichung 2-15 Abbau organischer CSB-Belastungen in Bodenfiltern nach Crites and Tchobanoglous.....	55
Gleichung 2-16 Prognosemodell der Nutzungsdauer von Bodenfiltern [Blazejewski R. 1997]	59
Gleichung 5-1 allgemeine Form der linearen Grundgleichung	101
Gleichung 5-2 mathematische Modellierung der Kurvensteigung	103
Gleichung 5-3 mathematische Modellierung der y-Achsenverschiebung	103
Gleichung 5-4 empirische Modellgleichung des CSB-Reinigungsgrades bezogen auf die maximale hydraulische Last	104
Gleichung 6-1 verifizierte empirische Modellgleichung des BSB ₅ -Reinigungsgrades bezogen auf die hydraulische Flächenbelastung	112

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1 Wissenschaftliche Untersuchungen zu Bodenfiltern.....	12
Tabelle 1-2 Zusammenfassung der Arbeitsziele für den Bereich Bodenfilter.....	16
Tabelle 2-1 Bauarten von Bodenfiltersystemen.....	23
Tabelle 2-2 Durchlässigkeitsbereiche von Bodenarten [Muth W. 1994].....	41
Tabelle 3-1 Typ, Name und Bauhöhe der Laborlysimeter im Versuchsbetrieb.....	63
Tabelle 3-2 Maximale Versuchsbeschickungen der Lysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser relativ der Vorgaben nach DVWK-ATV-A262 und als hydraulische Einheit.....	75
Tabelle 3-3 Versuchsbeschickungen der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser im Vergleich der maximal Vorgabe nach ATV-A262 und als hydraulische Einheit.....	77
Tabelle 4-1 Übersicht der CSB-Auslauffrachten für Einfahr- und Betriebsphase der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit künstlichem Abwasser.....	80
Tabelle 4-2 Übersicht der CSB-Auslauffrachten für Einfahr- und Betriebsphase der Laborlysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit künstlichem Abwasser.....	82
Tabelle 4-3 Übersicht der CSB-Auslauffrachten, des maximalen CSB-Ablaufwertes und der durchschnittlichen Reinigungsleistung für anaerob vorbehandeltes Abwasser bei hoher Belastung der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm), Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm).....	88
Tabelle 4-4 Übersicht der CSB-Auslauffrachten, des maximalen CSB-Ablaufwertes und der durchschnittlichen Reinigungsleistung für anaerob vorbehandeltes Abwasser bei mittlerer und niedriger Belastung der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm), Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm).....	88
Tabelle 4-5 Übersicht der CSB-Auslauffrachten für anaerob vorbehandeltes Abwasser bei Freilandlysimetern.....	92
Tabelle 5-1 Übersicht der dargestellten Relevanzprüfungen.....	95
Tabelle 6-1 Übersicht der Versuchsansätze an den Lysimetern.....	105
Tabelle 13-1 Charakterisierung der Anlagenstandorte, Beobachtungszeiträume, Probenarten, Abwasserarten und Bauweisen der Langzeitbeobachtungen von Bodenfiltern aus der Literatur.....	154
Tabelle 13-2 Grundparameter und Gegenüberstellung der gemessenen (gem. CSB) und nach Gleichung 5-4 berechneten (ber. CSB) CSB-Reinigungsleistungen bewachsener Bodenfilter in Langzeitbeobachtungen der Literatur.....	157
Tabelle 13-3 Grundparameter und Gegenüberstellung der gemessenen (gem. BSB ₅) und nach Gleichung 6-1 berechneten (ber. BSB ₅) BSB-Reinigungsleistungen bewachsener Bodenfilter in Langzeitbeobachtungen der Literatur.....	161
Tabelle 13-4 Messdaten von 100 Beprobungen unterschiedlicher Bodenfilter durch den Lehrstuhl Abwassertechnik der BTU Cottbus im Jahre 2001, Kaufmann B.	164

1 Einleitung

1.1 Hintergrund der Arbeit

Wasser und Energie werden von den Vereinten Nationen als die globalen Herausforderungen für die Zukunft der Menschheit definiert [Annan 2002]. Während die Erschließung und Verwertung von Wasserreserven stark regional organisiert ist, basiert die Förderung und Nutzung von zumeist fossilen Energiequellen bereits heute schon auf einem vollständig globalisierten Wirtschaftskreislauf. Hierbei treten immer häufiger Interessenskonflikte zwischen der Wasser- und Energiewirtschaft auf [Falkenmar 2002].

Dies ist nicht nur in ariden Zonen der Fall, in denen ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen sinkenden Grundwasserspiegeln und einem erhöhten Energieverbrauch von Pumpen und Distributionssystemen besteht [Gupta 2001]. Auch in gemäßigten Zonen der Erde ist bei der Nutzung von Frischwasser heute schon ein zeitliches und in vielen Gegenden auch räumliches Zusammenrücken zwischen Entnahme und Rückgabe von Wasser an den natürlichen Kreislauf zu verzeichnen [Hahn 1982]. Mit der Steigerung der Nutzungsintervalle dieses Mediums durch den Menschen wird ein Konfliktfeld zwischen Wasserqualität und Energiebedarf der Abwasserreinigung geschaffen [Otterpohl, Albold et al. 1999]. Andererseits entsteht aber auch eine Möglichkeit, Abwasser als Wasserressource zu erschließen [Asano 2001].

1973 beschrieb Stumm die Erde als Zivilisationsmaschine, eine von der Sonnenenergie in der Biosphäre organisierte lokale Ordnung des Kreislaufs von Wasser und der Elemente des Lebens [Stumm 1973]. In der Konsequenz mahnte er, existierende Interdependenzen zu beachten und bei umwelttechnischem Handeln stets integriert zu verfahren. 1987 wurde im Brundtland Report der Vereinten Nationen [Brundtland und et al. 1987] mit dem Konzept des Sustainable Development die Grundlage einer umweltverträglichen Kreislaufwirtschaft auf dem Globus formuliert.

Integrierte energieeffiziente Behandlungen von Abwasser fallen insbesondere unter diesen Ansatz der wirtschaftlichen Nachhaltigkeit. Die Verwertung von Abwässern stellt einen direkten Nachhaltigkeitsindikator für die Lebensweise einer Gesellschaft dar [Kopytziok 2000].

Eine energieeffiziente Reinigung von vorbehandeltem Abwasser in bewachsenen Bodenfiltern bringt die Möglichkeit, ein Wasserrecycling zu etablieren oder diese Technologie in vielfältiger Weise als Verfahrensbaustein einzubeziehen.

In der vorliegenden Arbeit wird vor diesem Hintergrund der Versuch unternommen, einen Bemessungsansatz für Bodenfilter bereitzustellen, der in Abhängigkeit von Hydraulik und Abwasserzusammensetzung eine hinreichend genaue Vorhersage der Reinigungsleistung an funktionsfähigen Filtern erlaubt.

Hiermit soll dem energieeffizienten Reinigungsverfahren in bewachsenen Bodenfiltern die Möglichkeit eröffnet werden, nicht nur auf Basis vorschriftenorientierter und grenzwertbezogener Bemessungsansätze zum Einsatz zu kommen. Vielmehr soll der Einsatz von Bodenfiltern als vollwertige Behandlungsstufe in Verfahrenskombinationen auf Basis einer ingenieurwissenschaftlichen Vorhersagbarkeit der Reinigungsleistung ermöglicht werden.

1.2 Entwicklung des Wissens

Weltweit haben sich eine Vielzahl von Autoren mit der Beschreibung der kohlenstoff-bezogenen Abbauprozesse im Filterkörper, den Belastungsgrenzen und dem Phänomen des Versagens der Reinigungsleistung, der Kolmation, bei bewachsenen Bodenfiltern beschäftigt:

Tabelle 1-1 Wissenschaftliche Untersuchungen zu Bodenfiltern

1979	1982	1984
[Tchobanoglous G. 1979]	[Lewis R.F. 1982]	[Jonasson S. A. 1984]
1986	1987	1989
[Bucksteeg 1986]	[Haider R. 1987]	[Hammer D.A. 1989]
		[Pauly 1989]
1990	1992	1993
[Börner 1990]	[Bahlo und Wach 1992]	[Guilloteau, Lesavre et al. 1993]
	[Dafner 1992]	
	[Geller, Netter et al. 1992]	
	[Schütte und Fehr 1992]	
1994	1995	1996
[Gatti, Cadonna et al. 1994]	[Andreoni, Daffonchio et al. 1995]	[Kadlec und Knight 1996]
[Müller 1994]	[Reed, Crites et al. 1995]	[Löffler 1996]
[Muth W. 1994]	[Wissing 1995]	[v. Felde K. 1996]
1997	1998	1999
[Donta 1997]	[Haberl R. 1998]	[Kobelt 1999]
[Höppner, Günther et al. 1997]	[Laber J. 1998]	
[Lützner und Müller 1997]	[Luckner L. 1998]	
[v. Felde 1997]	[Müller V. 1998]	
[Wassatsch H. 1997]	[Platzer C. 1998]	
2000	2001	2002
[Geller 2000]	[Langergraber 2001]	[Grismer, Sheperd et al. 2002]
[Kasting U. 2000]	[Scholz M. 2001]	
[Lavingne und Jankiewicz 2000]		
[Steinmann 2000]	2003	2004
[von Felde K. 2000]	[Engelmann U. 2003]	[Uhl M. 2004]
[Winter K-J. 2000]	[Könemann 2003]	

Nach Analyse der obigen Literatur ist festzuhalten, dass das Wissen über die Reinigungsleistung von Bodenfiltern im wesentlichen zwei unterschiedliche Stadien durchlaufen hat.

1.) Annahme einer wichtigen Rolle von Pflanzen bei der Reinigungsleistung von Bodenfiltern

Bereits 1870 thematisierte Frankland die Möglichkeiten einer Abwasserreinigung mit bewachsenen Bodenfiltern. Er wies bei Rieselfeldern mit Bewuchs geringere Neigungen zu einer Kolmation nach, als dies bei Feldern ohne Bewuchs der Fall war. Im Anschluss entdeckte der Londoner Stadtchemiker Diptin bei Bodenfiltern ein Überwiegen der biologischen Abbauleistung über den mechanischen Filtereffekt [Wissing 1995].

Nach den Entdeckungen des Phenolabbaus in bewachsenen Bodenfiltern durch Seidel [Seidel 1963] wurde in der Wissenschaft zunächst angenommen, dass die auf dem Bodenfiltern wachsenden Pflanzen die Hauptabbauleistung organischer Verbindungen tragen.

2.) Erkenntnis, dass die Sauerstoffversorgung eines Filterkörpers wichtiger als der Bewuchs ist.

Anfang der 1990er Jahre setzte sich, ausgehend von dem 1988 in Amerika veröffentlichten Modell [U.S. EPA 1988] der US Environmental Protection Agency zur Vorhersage, folgende Erkenntnis durch. Der Bewuchs von Bodenfiltern spielt zwar eine Rolle beim schon von Diptin beschriebenen Betriebsverhalten, jedoch keine Rolle für das Abbauverhalten von organischen Stoffen. Fortan herrschte die Erkenntnis vor, dass die Sauerstoffversorgung des Bodenfilters das dominierende Element beim Abbau organischer Verbindungen im Filterkörper darstellt. Ansätze zur genauen Vorhersage der Reinigungsleistung, wie in Kapitel 2.5.2, beschrieben, basierten trotzdem auf Ansätzen, die eine Integration individueller filterabhängiger Konstanten bedeuteten. Haberl [Haberl R. 1998] beschreibt deshalb, dass die gültigen Bemessungsvorschriften unterschiedlicher Länder auf einem Black-Box Approach für die Reinigungsleistung von Bodenfiltern basieren.

1.3 Ziele der Arbeit

Trotz einer intensiven Beschäftigung der Wissenschaft mit der kohlenstoffbezogenen Reinigungsleistung von Bodenfilter ist in der bisherigen Literatur kein Ansatz zu finden, der eine direkte Vorhersage der Reinigungsleistung ohne eine bodenfilterspezifische oder temperaturabhängige Komponente ermöglicht. Dies bedeutet, dass die mathematische Vorhersage der Reinigungsleistung eines noch nicht realisierten Bodenfilters nicht mit hinreichender Genauigkeit ausgeführt werden kann.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, in einem ingenieurwissenschaftlichen Ansatz systematisch nach Abhängigkeiten verschiedener Abwasser- und Filterparameter zu suchen, die mit einer empirischen Modellierung einen Ansatz zur Vorhersage der kohlenstoffbezogenen Reinigungsleistung formulieren lassen.

Essentiell für die Vorhersage der Reinigungsleistung naturnaher Kombinationsanlagen ist die genaue Kenntnis des Wirkungsgrades der nachgeschalteten bewachsenen Bodenfilter. In der Literatur bekannte Bemessungsansätze orientieren sich im wesentlichen an hydraulischen Parametern und der anliegenden organischen Konzentration, sowie einer bodenfilterabhängigen Konstante [Geller, Netter et al. 1992], [Langergraber 2001], [Grismer, Sheperd et al. 2002].

Derzeit findet der individuelle Grad der Abbaubarkeit organischer Abwasserinhaltsstoffe in vorhandenen Bemessungsansätzen keine gesonderte Berücksichtigung. Arbeitshypothese der vorliegenden Untersuchungen ist, dass in der Aufnahme eines solchen Parameters der Schlüssel zu einer verlässlichen Vorhersage der kohlenstoffbezogenen Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter liegt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll eine systematische Analyse potenzieller Abhängigkeiten verschiedener Parameter auf die Vorhersage der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter durchgeführt werden. Neben einer Überprüfung bereits durch andere Autoren [Börner 1990], [Donta 1997] analysierter Parameter wie Bauhöhe, Filtersubstrat, Filterbauart und hydraulische Beschickungslast, soll die Untersuchung um das CSB-BSB₅-Verhältnis erweitert werden.

Ziel des Arbeitsprogramms ist es, relevante Abhängigkeitsverhältnisse unterschiedlicher Parameter zu ermitteln und daraus eine empirische ingenieurmathematische Bemessungsformel zur Vorhersage der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter zu entwickeln. Im Rahmen eines Evaluationsprogramms sollen in Versuchen gewonnene Ergebnisse auf ihre Interdependenzen untereinander geprüft werden.

Wird ein aussagekräftiges Abhängigkeitsverhältnis ermittelt, soll dieses mathematisch modelliert werden. Bei der Auswahl der untersuchten Variablen soll bereits im Vorfeld auf technische Randbedingungen Rücksicht genommen werden. Dies bedeutet, dass Variable, deren Ermittlung mit gängigen Messverfahren und Methoden im Feld durchzuführen sind, einen Vorzug gegenüber messtechnisch schwieriger zu erhebenden Faktoren erhalten.

Mathematisch soll dies durch eine begrenzte Fuzzyfizierung der Randbedingungen erreicht werden, um bei unscharfer Bemessungsgrundlage dennoch zu verlässlichen Ergebnissen zu kommen [Zadeh 1965]. Mit der Fuzzyfizierung werden exakte Randbedingungen oder digitale Entscheidungsstrukturen in gleitende Logikentscheidungen mit analogem Charakter überführt. Für die Beschreibung von Zuständen bedeutet dies eine Rücknahme der Trennschärfe von Entscheidungen zugunsten einer erhöhten Zuverlässigkeit der Vorhersage [Bonde 2000].

In Konsequenz bietet sich für eine Berechnung der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter die Möglichkeit an, eine Verlagerung des Parameterspektrums durchzuführen. So könnten exakte Parameter wie die Fließgeschwindigkeit im Filterkörper (m/s) bzw. die CSB-Einlaufkonzentration ($\text{mg O}_2/\text{l}$) gegen Sammelparameter, wie die tägliche hydraulische Belastung des Filterkörpers ($\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) bzw. das CSB:BSB₅-Verhältnis (dimensionslos) ausgetauscht werden.

Im Rahmen der Versuchsziele sollen die eingesetzten Parameter auf ihre Vollständigkeit der Beschreibung zur Vorhersage der Reinigungsleistung überprüft werden. Dies bedeutet, dass die experimentellen Versuchsreihen lediglich zur Erarbeitung von Hinweisen herangezogen werden können.

Ziel:	Beschreibung:
1.	Überprüfung der Relevanz unterschiedlicher Parameter für eine Vorhersage der CSB-bezogenen Reinigungsleistung von Bodenfiltern
2.	Entwicklung einer empirischen Bemessungsformel zur Vorhersage der CSB-bezogenen Reinigungsleistung von Bodenfiltern
3.	Verifikation und Fehlerklassifikation der Ergebnisse an Hand von Langzeitstudien unterschiedlicher Bodenfilter aus der Literatur
4.	Entwicklung und Fehlerklassifikation einer empirischen Bemessungsformel zur Vorhersage einer BSB ₅ -bezogenen Reinigungsleistung von Bodenfiltern

Tabelle 1-2 Zusammenfassung der Arbeitsziele für Bodenfilter

Die Arbeiten zu den obigen wissenschaftlichen Zielen wurden mit Versuchsansätzen in zwei unterschiedlichen Filtersäulen durchgeführt:

1. Laborlysimeter, künstlicher Boden
2. Freilandlysimeter, gestochener Boden

Die Ergebnisse, der in Kapitel 3.2 Versuchsbetrieb beschriebenen Versuche mit diesen beiden Filtersäulen, sollen die Grundlage darstellen, eine empirische Analyse nach Abhängigkeiten durchzuführen und eine Formel zu entwickeln. Nach Entwicklung dieser Formel sollen die Ergebnisse dann einem Praxistest an Hand von Literaturdaten unterzogen werden, bevor eine Aussage über die Zuverlässigkeit des Ergebnisses möglich wird.

1.3.1 Einzelziele der Versuche zur Kontrolle des Abwasserabbaus in den künstlichen Laborlysimeter

Gemäß der im vorherigen Abschnitt definierten Versuchsziele wurden Lysimeter mit unterschiedlichem Aufbau konstruiert. Hierdurch war es möglich, den Einfluss verschiedener Bauhöhen und Filterkörper untersuchen zu können. Eine Überprüfung der Auswirkung dieser Parameter auf die resultierende Reinigungsleistung konnte durch eine Variation von Bauhöhe und Substrat der verwandten Filter ermöglicht werden.

Dies geschah durch den Einsatz identischer Filterkörper mit unterschiedlichen Bauhöhen (Typ I, Typ II und Typ III) siehe Kapitel 3.1.1.1. Zur Schaffung der notwendigen Datenbasis konnten in diesen Anlagen Art des eingesetzten Abwassers und hydraulische Belastung variiert werden. Es kam ein an der Staatlichen Lehr- und Forschungsanstalt Neustadt an der Weinstraße entwickeltes Kunstabwasser, sowie ein anaerob vorbehandeltes Abwasser aus der Weinbereitung zum Einsatz.

Unterschiedliche CSB:BSB₅-Verhältnisse der verwandten Abwässer garantierten eine qualifizierte Einstufung der Abhängigkeit der Bodenfilterleistung von diesem Faktor.

1.3.1.1 *Ziele der Versuchsreihe mit Kunstabwasser*

Ziel der Versuchsreihe mit Kunstabwasser war, eine Analyse der CSB-Reinigungsleistungen von Bodenfiltern unterschiedlicher Bauhöhen bei variierenden Frachtbelastungen zu erreichen. Durch den Einsatz eines in seiner Zusammensetzung bekannten und mit einem niedrigen CSB:BSB₅-Verhältnis (1,05 : 1) ausgestatteten Abwassers, sollte die untere Referenzgrundlage für die Entwicklung einer CSB-bezogenen Bemessungsformel gelegt werden.

1.3.1.2 *Ziele der Versuchsreihe mit anaerob vorbehandeltem Abwasser*

Die Versuchsreihe mit anaerob vorbehandeltem Abwasser hatte ebenfalls die Überprüfung der CSB-Reinigungsleistung von Bodenfiltern unterschiedlicher Bauhöhen bei variierenden Frachtbelastungen zum Ziel. Durch den Einsatz eines anaerob vorbehandelten Abwassers mit einem hohen CSB:BSB₅-Verhältnis (8,5 : 1) konnte die obere Referenzgrenze für die Entwicklung einer Bemessungsformel gesetzt werden.

1.3.2 Ziele der Versuche mit den Freilandlysometern zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichen Boden

Eine Überprüfung des Abbaus anaerob vorbehandelten Abwassers in einem natürlichen Boden hatte das Ziel, eine Referenz für den Einfluss unterschiedlicher Filtersubstrate auf die CSB-bezogene Reinigungsleistung zu schaffen. Durch eine Variation der eingesetzten hydraulischen Belastung konnte eine Vergleichsbasis gegenüber den in den Laborlysimeter ermittelten Werten geschaffen werden.

Aufbau und Funktion der Lysimeter sind in Kapitel 3.1.2 eingehend beschrieben. Hier ist auch eine detaillierte Beschreibung des eingesetzten natürlichen Bodens zu finden.

1.4 Strukturelles Arbeitsprogramm der Untersuchungen

Die Arbeiten zu den in Kapitel 1.3 formulierten wissenschaftlichen Zielen wurden mit Versuchsansätzen in zwei unterschiedlichen Laborlysimeterarten durchgeführt.

1. Laborlysimeter (Kapitel 3.1.1)
2. Freilandlysimeter (Kapitel 3.1.2)

Aufbau und Betrieb dieser Anlagen entsprachen den ATV-Hinweisen für Pilotanlagen zur Abwasserreinigung [ATV Arbeitsgruppe H760 1986].

Versuche zur optimalen Dimensionierung des bewachsenen Bodenfilters als zweite Reinigungsstufe wurden ebenfalls durchgeführt. Hierzu sind Laborlysimeter entworfen worden, in denen die Behandlung unterschiedlicher Abwässer möglich war. Im Rahmen der Versuchsansätze zur Kontrolle des Einflusses unterschiedlicher Filtersubstrate auf den Kohlenstoffabbau bewachsener Bodenfilter konnte außerdem eine Anlage von Freilandlysimetern mit einer natürlichen Bodenschicht hinzugezogen werden.

Aufbau und Funktionsweise aller im Rahmen der Arbeit verwandten Labor- und Freilandanlagen sind in den folgenden Abschnitten grundlegend erläutert. Die Durchführung der Untersuchungen unterlag folgendem Arbeitsprogramm:

A.) Labor und Theorieteil

1. Laboruntersuchungen zur Ermittlung der Variation der Reinigungsleistung
2. Ermittlung von Abhängigkeiten verschiedener Parameter
3. mathematische Modellierung dieser Abhängigkeit

B.) Praxisteil

1. Verifikation der Abhängigkeit an Praxisanlagen
2. Fehlerdiskussion der Formel in der Praxis
3. Erarbeitung von Bemessungstabellen
4. Einordnung und Begrenzung der Praxistabellen in die wissenschaftlichen Erkenntnisse über Betriebsgrenzen

Grafisch dargestellt, kann das Arbeitsprogramm der Arbeit versuchs- und analyseseitig folgendermaßen aufbereitet werden.

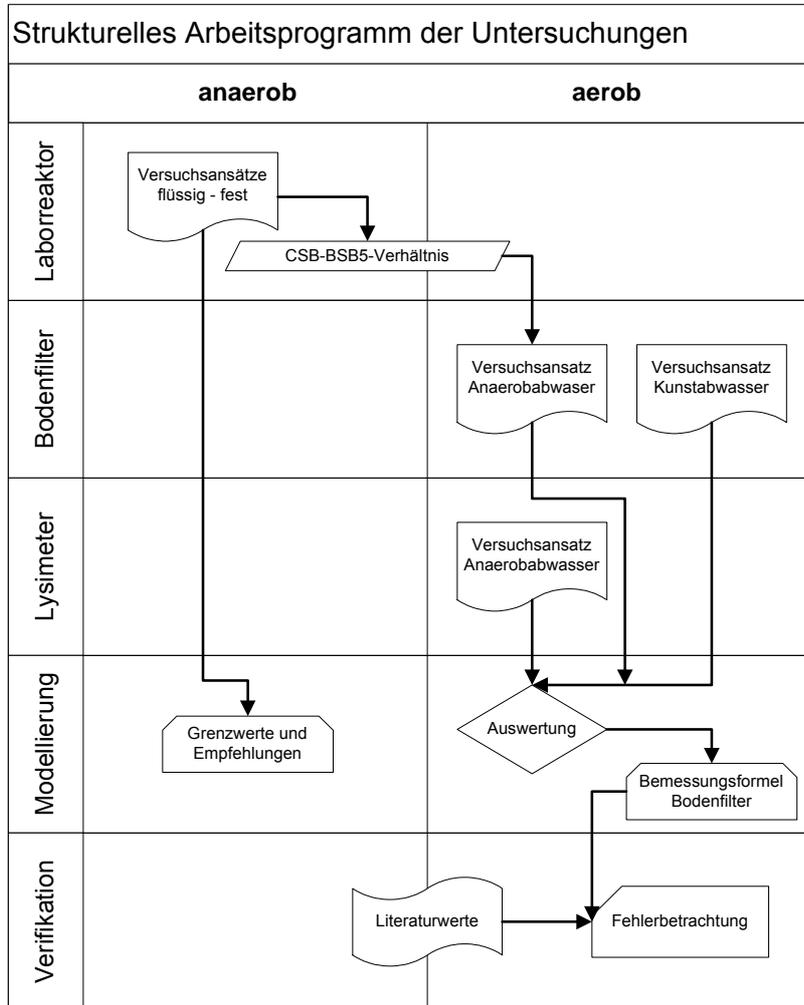


Abbildung 1-1 Arbeitsprogramm der Versuchsreihen und Auswertungen

Die hauptsächlichen Ergebnisziele für bewachsene Bodenfilter waren die Ermittlung einer empirische Bemessungsformel, die an Literaturwerten verifiziert und in ihrer Güte diskutiert werden soll.

2 Stand der Forschung an Bodenfiltern

2.1 Hintergrund

Bodenfilter sind technische Bauwerke, die darauf ausgelegt sind, eine physikalisch-biologische Behandlung von Abwasserströmen durchzuführen [Tchobanoglous G. 1979], [Uhl M. 2004]. Die Nutzung dieses Behandlungsverfahrens hat sich besonders in trocknen Gebieten der Erde zur Behandlung als eines der erfolgreichsten Verfahren erwiesen [Bahgat M. 1999].

Als Pflanzenkläranlagen stellen sie auch in gemäßigten Zonen eine anerkannte Methode der naturnahen Behandlung kommunaler Abwässer in kleinen Kläranlagen dar [Engelmann U. 2003]. Sie sind in zunehmendem Maße zur Abwasserentsorgung von Einzelgrundstücken ohne Anschluss an zentrale Kanalisationsnetze im Einsatz [Luckner L. 1998]. Ebenfalls sind sie in der dezentralen Behandlung von Oberflächenwässern oder hydraulischen Entlastungsereignissen von Misch- und Trennkana- lisationssystemen zum Stand der Technik zu rechnen [Grau A. 1986].

Bodenfilter als naturnahe Verfahren der Abwasserbehandlung stellen speziell für den ländlichen Raum eine Möglichkeit dar, kostengünstig zur Abwasserbeseitigung beizutragen [Roß C. 1998]. Ebenfalls wird ihnen zugewiesen, dass sie weitgehend naturnahe Verfahren sind, die in den Betriebsaufwendungen günstig ausfallen und in vielen Fällen mit geringeren Produktionskosten errichtet werden können [Luckner L. 1998]. Ihre Eignung haben sie sowohl für den häuslichen Abwasserbereich, für die Behandlung von Industrieabwässern [Ralle B. 1998] und die Behandlung von Abwässern landwirtschaftlicher Aktivitäten [Jeison D. 2003] bewiesen. Bei landwirtschaftlichen Abwässern wurden besonders die Möglichkeiten einer Behandlung organisch hochbelasteter Weinbauabwässer mit bewachsenen Bodenfiltern untersucht.

In Südafrika tat dies eine wissenschaftliche Kommission um Hart et al. [Hart, Viviers et al. 1993], über die in Deutschland gewonnenen Ergebnisse berichtete Müller [Müller 1994].

In Frankreich führte Rochard et al. [Rochard, Viaud et al. 1996], [Rochard, Desautels et al. 1998] und Orditz et al. [Orditz, Lakel et al. 1998] erfolgreiche Untersuchungen zu dieser Thematik durch. Ab dem Jahre 2000 etablierten sich bewachsene Bodenfilter verstärkt in der internationalen Praxis und folgende Autoren berichten über erfolgreiche Applikationen in Frankreich [le Chantellier 2000], [Mouton-Ferrier, Kaiser et al. 2001], [Rochard, Mouton-Ferrier et al. 2002], in Deutschland [Müller 2000] sowie den USA [Grismer, Sheperd et al. 2002].

Obwohl diese Verfahren unter unterschiedlichen Randbedingungen und in verschiedenen Klimazonen eingesetzt wurden, haben sie sich nach Einschätzung der abwassertechnischen Expertengruppe des Office International de la Vigne et du Vin in der täglichen weinbaulichen Praxis bewährt [OIV Experts Group 2000]. Gründe hierfür liegen in den auch bei klassischen Anwendungsfällen vorgetragenen Vorteilen einer hohen Reinigungsleistung, eines kostengünstigen Betriebs und Unterhalts sowie der höheren Energieeffizienz gegenüber konventionellen Systemen [Bucksteeg 1987], [Netter und Bischofsberger 1989].

Bei einer richtigen Auslegung und baulichen Fertigung sind Bodenfilter in der Lage dauerhaft niedrige Ablaufwerte bereitzustellen [Platzer C. 1998]. Insgesamt zeichnen sich Bodenfilter durch ein großes Puffervolumen, eine hohe Betriebsstabilität sowie eine Robustheit und Wartungsfreundlichkeit aus [Haberl R. 1998].

Bodenfilter reinigen im Wasser transportierte gelöste und partikuläre Stoffe während der Durchsickerung der Filtersubstratschicht [Müller V. 1998]. Hierbei erfolgt die Elimination der Inhaltsstoffe durch eine Kombination von Filtrations- und Adsorptionsprozessen sowie biologischen Abbauprozessen [Kasting U. 2000]. Die Filtersubstrate von Bodenfiltern können sandigen oder teils bindigen Böden entstammen [Kasting U. 2000]. Dies ist dann der Fall, wenn die eingesetzten Filtersubstrate Durchlässigkeitswerte zwischen $10^{-4} < k_f < 10^{-3}$ m/s aufweisen [Luckner L. 1998].

2.2 Aufbau und Konstruktion

Bewachsene Bodenfilter können zur Behandlung einer Vielzahl von Abwässern eingesetzt werden [Scholz M. 2001]. Hauptanwendungsgebiete sind die Behandlung kommunalen und industriellen Abwassers [Hammer D.A. 1989], [Börner 1990], [Bahlo und Wach 1992]. Ebenfalls werden Bodenfilter für die Reduktion der Abwasserbelastung von Minen [Kadlec und Knight 1996] und Straßenabflüssen [McNeil A. 1989] eingesetzt. Vorteile von bewachsenen Bodenfiltern gegenüber herkömmlichen technischen Abwasserbehandlungssystemen werden in der relativen Kosteneffizienz [Scholz M. 2001] und der geringen Wartungsintensität gesehen [Hoheisel K. 2000].

Bodenfiltersysteme können für jeden Behandlungsfall von Abwasser in unterschiedlichen technischen Ausprägungen errichtet werden [Höhner G. 1996]. In der generellen Ausrichtung von Bodenfiltern gibt es horizontal und vertikal durchflossene Systeme sowie Kaskaden und verschiedenartige Kombinationen [Luckner L. 1998].

Folgende Bodenfilterarten entsprechen heute dem Stand der Technik in der Ingenieurplanung [Sieker F. 1995], [Hoheisel K. 2000]:

Nr.	Bezeichnung	Abwasserart
1	Bewachsener Horizontalfilter	Häusliches Abwasser
2	Bewachsener Vertikalfilter	Häusliches Abwasser
3	Retentionsbodenfilter	Kanalisationentlastung
4	Dezentrale Versickerung	Regenwasser

Tabelle 2-1 Bauarten von Bodenfiltersystemen

Bei der Bemessung eines kolmationsfreien Dauerbetriebes dieser Bodenfiltersysteme sind die gleichen mikrobiologischen Prozesse maßgebend wie an technischen Abwasserreinigungsanlagen, folglich spielt die hydraulische Belastung und die Sauerstoffversorgung der am Abbau organischer Verbindungen beteiligten Mikroorganismen eine Rolle [Müller V. 1998].

2.2.1 Bewachsene Horizontal-Bodenfilter

Beschreibung:

In bewachsenen Horizontal-Bodenfiltern fließt das Abwasser horizontal durch den Bodenkörper [Höhner G. 1996]. Das für den Wasserfluss notwendige Druckgefälle wird durch die Längsneigung der Sohle und der Wasserspiegeldifferenz zwischen Ein- und Auslauf bestimmt [Könnemann N. 2003]. Die Oberfläche horizontaler Bodenfilter wird in der Regel ebenfalls horizontal mit einer Filterhöhe zwischen 0,8 und 1,0 m ausgeführt [Laber J. 1998].

Aufbau:

Horizontal-Bodenfilter werden aus künstlich aufgefüllten Bodenkörpern errichtet, deren Substrat aus eng abgestuften Sand- und Kies-Korngemischen besteht [Laber J. 1998]. Der aufgefüllte Bodenkörper muss mit einer Abdichtungsvorrichtung je nach Bodenverhältnissen vor dem Eindringen von Grundwasser bzw. dem unkontrollierten Absinken von Abwasser geschützt werden. In der Regel werden hierfür Dichtungsbahnen eingesetzt, es können aber auch natürliche Böden wie Tone mit Durchlässigkeitswerten unter 10^{-7} m/s genutzt werden [Laber J. 1998].

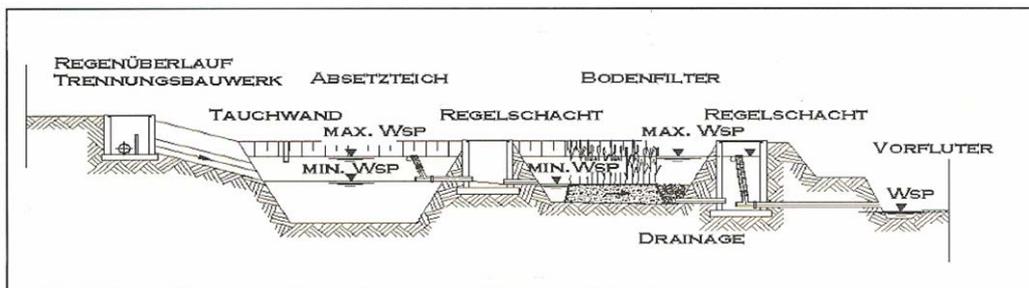


Abbildung 2-1 Aufbau von Horizontal-Bodenfiltern [Könnemann N. 2003]

Weiterhin besitzen bewachsene Bodenfilter tiefwurzelnde Röhrichtgewächse wie Schilf oder Binsen. Diese werden in die Hauptfilterschicht gesetzt, damit möglichst rasch eine geschlossene Pflanzendecke erreicht wird [Laber J. 1998].

Bemessung:

Für die Betriebssicherheit von Horizontal-Bodenfiltern ist die notwendige Durchlässigkeit des Filterkörpers und der erforderliche Sauerstoffeintrag zu gewährleisten [Luckner L. 1998]. Im für Deutschland geltenden ATV-Arbeitsblatt A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] wird dies durch die Vorgabe eines Durchlässigkeitsbeiwertes k_f zwischen 10^{-4} und 10^{-3} m/s und einer maximal zulässigen täglichen Beschickung geregelt. In Deutschland regelt das ATV-Arbeitsblatt A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] die technische Gestaltung von Horizontal-Bodenfiltern. Gemäß der Ausgabe von 1998 ist eine maximale Flächenbelastung von 5,0 Quadratmeter Filteroberfläche auf einen Einwohnerwert erlaubt. Dieser Wert gilt bei einer hydraulischen Belastung von $150 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und einer BSB_5 -Belastung von $60 \text{ gO}_2/(\text{E} \cdot \text{d})$. In Österreich gilt hierfür die ÖNORM Richtlinie B 2505 für horizontal durchströmte Pflanzenbeete, die einen hydraulischen Nachweis nach Darcy fordert [Laber J. 1998]:

Gleichung 2-1 Hydraulischer Nachweis für Pflanzenbeete ÖNORM B2505

$$A_{\text{erf}} = \frac{Q_{\text{max}}}{k_f * I}$$

A_{erf} = erforderlicher Beetquerschnitt im Einlaufbereich $\{\text{m}^2\}$

Q_{max} = maximaler Zufluß $\{\text{m}^3/\text{s}\}$

k_f = Durchlässigkeitsbeiwert im gesättigten Bodenkörper $\{\text{m}/\text{s}\}$

I = hydraulisches Gefälle $\{-\}$

In der Praxis ergeben sich nach den Erkenntnissen von Luckner et. al. [Luckner L. 1998] Unsicherheiten, weil der k_f -Wert zunächst vom verwendeten Bodenmaterial abhängig ist und sich während des Betriebes durch physikalische und chemisch-biologische Vorgänge verändert.

Die technischen Anforderungen des ATV-Arbeitsblattes A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] besagen, dass die Kornverteilung des Filterbettes durch eine Bodenanalyse innerhalb der k_f -Grenzwerte zwischen 10^{-4} und 10^{-3} m/s nachzuweisen ist. Ebenfalls darf das Material bei einem Einbau nicht verdichtet werden. Die Auswirkungen einer Veränderung der Durchlässigkeit des Filterkörpers im Betrieb werden in dieser Regelanforderung durch eine Vorgabe der maximal zulässigen Substratfrachtbelastung minimiert.

Betrieb:

Die Österreichische Norm ÖNORM B2505 schreibt für den Betrieb von Bodenfiltern folgende Betriebs- und Überwachungsmaßnahmen vor:

- tägliche Kontrolle: Überprüfung ob Anlage in Betrieb ist
- wöchentliche Kontrolle: Überprüfung der gleichmäßigen Zulaufverteilung
- monatliche Kontrolle: Überprüfung der Zulaufpumpensteuerung im Automatik- und Handbetrieb, Eintragung der Betriebsstunden maschineller Einrichtungen
- 4-monatliche Wartung: Austausch von Verschleißteilen, Schmier- und Reinigungsarbeiten, Einstellung der Zulaufverteilung und der Ablaufregelung
- Jährliche Kontrolle: Überprüfung der Funktion der Wasserspiegelregulierung im Beckenlauf, Überprüfung des Zustandes des Pflanzenbestandes
- 5-jährige Kontrolle: teilweise Entfernung abgestorbener Pflanzenbestandteile im Spätherbst

2.2.2 Bewachsene Vertikal-Bodenfilter

Beschreibung:

Bodenfilter, bei denen das zu behandelnde Abwasser in vertikaler Richtung den Filterkörper durchströmt, werden als Vertikal-Bodenfilter bezeichnet [Könnemann N. 2003]. Sie werden als biologische Behandlungssysteme klassifiziert, deren Funktionselemente das Filtersubstrat, die Beschickung, die Dränage sowie den Pflanzenbewuchs darstellen [Lienard A. 2001].

Die biologische Abwasserbehandlung von Vertikal-Bodenfiltern wird durch im Filtersubstrat angesiedelte Mikroorganismen erreicht [Höhner G. 1996]. Lienard [Lienard A. 2001] weist diesem Prozess die Hauptreinigungsleistung zu. Die Funktion des Schilfbewuchses (*Phragmites australis*) liegt nicht in der direkten Verbesserung der Sauerstoffversorgung des Filterkörpers durch das Wurzelwerk, sondern indirekt in einer ständigen Lockerung des vorhandenen Filtersubstrates [Lienard A. 2001].

Aufbau:

Der Aufbau eines Vertikal-Bodenfilters ist in Abbildung 2-2 zu sehen:

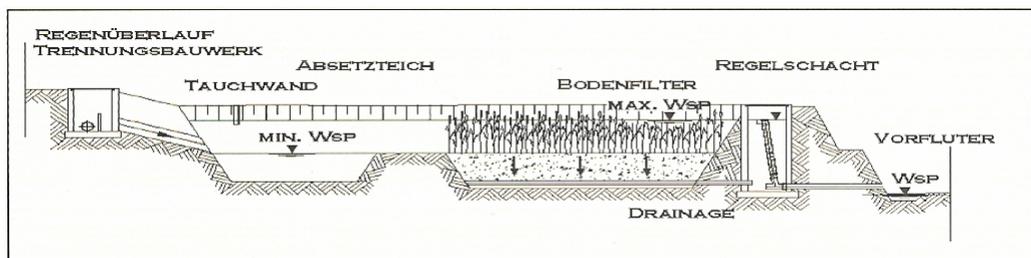


Abbildung 2-2 Aufbau von Vertikal-Bodenfiltern [Könnemann N. 2003]

In Deutschland regelt das ATV-DVWK Arbeitsblatt A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] die technische Gestaltung von Vertikal-Bodenfiltern. Gemäß der Ausgabe von 1998 ist eine maximale Flächenbelastung von 2,5 Quadratmeter Filteroberfläche auf einen Einwohnerwert erlaubt. Dieser Wert gilt bei einer hydraulischen Belastung von $150 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und einer BSB_5 -Belastung von $60 \text{ gO}_2/(\text{E} \cdot \text{d})$.

In Frankreich wird der zweistufigen Aufbau von Vertikal-Bodenfiltern als die technisch beste Lösung angesehen [Lienard A. 2001]. Hierbei ist die erste Filterstufe mit einem Substrat aus feinen Kiesen ausgeführt, damit eine Beschickung des Vertikal-Bodenfilters mit rohem Abwasser möglich wird [Höhner G. 1996].

Das Filterbett in der zweiten Stufe wird vornehmlich aus sandigen Filtersubstraten aufgebaut. Hier findet der Abbau organischer Verbindungen seinen Abschluss und der kohlenstoff-bezogene Ablaufwert des Systems wird erreicht [Lienard A. 2001]. Die Verteilung des Abwassers auf der Filteroberfläche wird in der Regel mit gelochten Druckleitungen verwirklicht, die einen Mindestdurchmesser von 50 mm und Auslassöffnungen von ca. 10 mm aufweisen sollten [Laber J. 1998].

Bemessung:

Bei vertikal durchflossenen Bodenfiltern erfolgt in der Regel kein hydraulischer Nachweis [Luckner L. 1998], es besteht aber die Gefahr von Kurzschlussströmungen.

In Frankreich wird von der zuständigen Überwachungsbehörde Cemagref eine Dimensionierungsvorgabe von 2 bis $2,5 \text{ m}^2/\text{EW}$ vorgeschrieben [Lienard A. 2001]. Bei mehrstufigen Filtersystemen sollte die erste Stufe eine Flächendimensionierung von $1,3$ bis $1,5 \text{ m}^2/\text{EW}$ erfahren [Lienard A. 2001]. Vertikal-Bodenfilter sind geeignet für die Behandlung von Abwasser von wenigen Einwohnerwerten (EW) bis hin zu ca. tausend EW [Lienard A. 2001].

Betrieb:

Beim Betrieb von Vertikal-Bodenfiltern muss der Verhütung von Kolmationserscheinungen eine große Aufmerksamkeit gewidmet werden [Platzer C. 1998]. Beim Betrieb von Vertikal-Bodenfiltern empfiehlt Lienard [Lienard A. 2001] eine intermittierende Beschickung der Filterkörper in einem 2 Tages Rhythmus. Dies beugt seiner Aussage nach Kolmationsphänomenen vor. Laber et. al. [Laber J. 1998] empfehlen Beschickungsintervalle, die größer als 6 Stunden sind und eine maximale Beschickungsdauer von 30 Minuten nicht überschreiten sollen.

2.2.3 Retentionsbodenfilter

Beschreibung:

Retentionsbodenfilter sind Bodenfilteranlagen die für die physikalisch-biologische Behandlung von Abflüssen aus Regenwassersystemen nach dem Misch- und Trennsystem konstruiert werden [Uhl M. 2004]. Ziel der Errichtung von Retentionsbodenfiltern ist es einen möglichst großen Anteil des zu entlastenden Mischwassers stofflich zu behandeln und die hydraulische Belastung des Gewässers zu dämpfen [Hessen 2002].

Untersuchungen belegen, dass Retentionsbodenfilter diese Aufgaben zum Teil kostengünstiger erledigen können, als Regenklärbecken [Pfeifer R. 1997]. Trennwassersysteme nutzen Retentionsbodenfilter zur Aufbereitung der Straßenentwässerung sowie anderer behandlungsbedürftiger Abflüsse [Sieker F. 1995]. Auch hier kommen die systemimmanenten Stärken der Retentionsbodenfilter beim Rückhalt von Feststoffpartikeln und sonstiger organischer Belastungen zur Geltung [Bolder J. 1998].

Aufbau:

Ein Retentionsbodenfilter ist in der Regel Teil eines Entwässerungssystems. Er kommt stets dann zum Einsatz, wenn eine Mischkanalisation oder der Regenwasserstrang einer Trennkanalisation auf Grund von Regenereignissen hydraulisch überlastet ist. Retentionsbodenfilter sind an der Abschlagstrecke von Regenüberlaufbecken angeschlossen und ihre Aufgabe besteht in dem Schutz der nachfolgenden Vorfluter vor organischen und partikulären Spitzenbelastungen.

Aus dem Regenüberlaufbecken abgeschlagenes Wasser gelangt bei einem Retentionsbodenfilter in ein Erdbecken. Hier wird es eingestaut und zurückgehalten. Es durchsickert die Filterschicht bevor es durch die Dränage über den Ablaufschacht in

den Vorfluter überführt wird. Retentionsbodenfilter werden immer intermittierend, d.h. je nach Anfall von Starkregenereignissen betrieben.

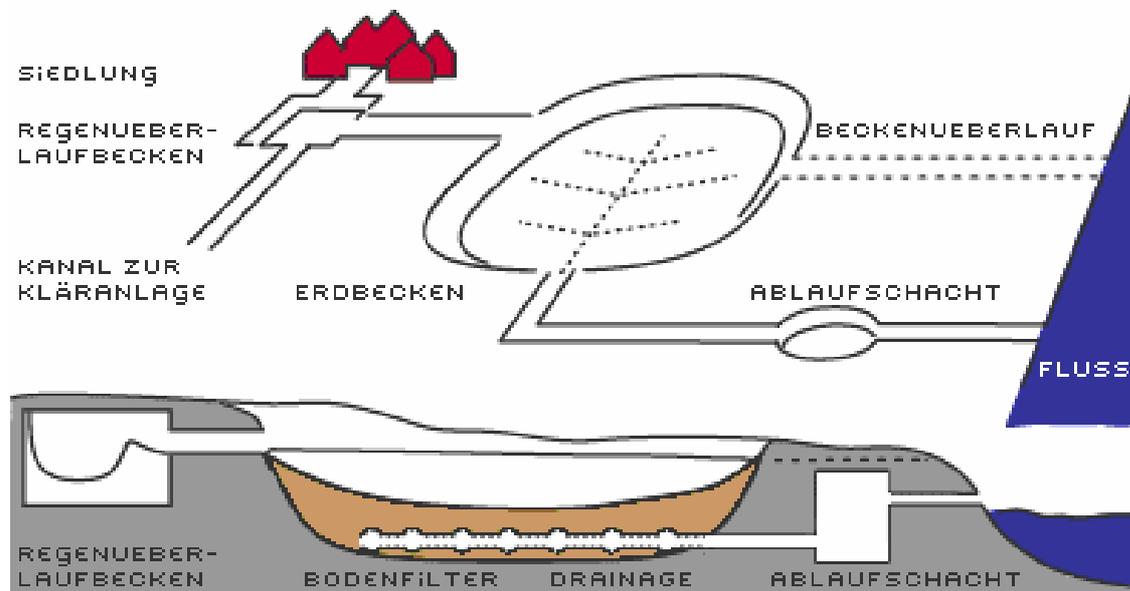


Abbildung 2-3 Aufbau und Funktion von Retentionsbodenfiltern [Hessen 2002]

Als Ingenieurbauwerk ist die individuelle planerische Gestaltung des Retentionsbauwerkes den Fachplanern überlassen. Dennoch gibt es für die planerische Gestaltung von Retentionsbodenfiltern folgende Empfehlungen des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten [Hessen 2002]:

Einlaufbauwerk:

Die maximale Einstautiefe des Retentionsbodenfilters sollte unter Berücksichtigung der hydraulischen Filterbelastung (jährliche Stapelhöhe $< 30 \text{ m}^3/\text{m}^2$) 1,0 m nicht überschreiten. Bei einer Böschungsneigung $> 1:2$ ist eine Rasenansaat vorzusehen.

Filterbewuchs:

Eine Bepflanzung der Filteroberfläche mit Schilf ist erforderlich. Sie beugt einer eventuellen Kolmation und Erosion des Filters vor und sorgt in geringem Maß für eine Sauerstoffversorgung des oberflächennahen Bodens. Zudem bildet sie eine für die Funktion wichtige Streuschicht.

Filter

Werden keine speziellen Anforderungen an die Reinigungsleistung gestellt, so besteht der Filter aus einer 80-100 cm starken Sandschicht mit einer Körnung 0/2 mm. Es sollte eine steile Körnungslinie mit d_{60}/d_{10} von < 4 angestrebt werden. Die Filterstabilität ist nach TERZAGHI nachzuweisen. Bindige Böden bzw. Zuschlagstoffe können bei besonderen Anforderungen zum Einsatz kommen.

Dränage

Die Dränageschicht besteht aus einer 25 cm starken Kiesschicht der Körnung 2/8 mm. In einem Abstand von 3,0-5,0 m werden die Dränrohre mit einer Nennweite $> DN 150$ verlegt. Die Dränrohre müssen über Kontrollstutzen oder -schächte für eine TV-Befahrung und eine evtl. Spülung zugänglich sein.

Abdichtung

Als Abdichtung des Filters gegenüber dem Untergrund eignen sich PEHD-Dichtungsbahnen, Bentonit-Dichtungsmatten oder eine mineralische Abdichtung. Als hinreichend dicht kann in der Regel auch eine etwa 60 cm mächtige anstehende Bodenschicht mit einem Durchlässigkeitsbeiwert $k_f < 10^{-8}$ m/s (Ton) gelten. Die Abwasseranlagen dürfen dann nicht in den höchsten bekannten Grundwasserstand eintauchen. Bei Durchlässigkeitsbeiwerten des anstehenden Bodens $k_f \geq 10^{-8}$ m/s (Schluff / Feinsand) ist grundsätzlich eine künstliche Dichtung (Foliendichtung oder Lehmdichtung) erforderlich.

Ablaufbauwerk

Zur variablen Steuerung des Filterablaufs ist eine steuerbare Drosseleinrichtung vorzusehen. Eine Qualitätskontrolle des Ablaufes (Probenahme) muss möglich sein. Größere Anlagen sollten mit einer Abflussregelung ausgestattet werden.

Ablauf ins Gewässer

Konstruktive Maßnahmen im Ablaufbereich zum Gewässer sollten zu einer möglichst hohen physikalischen Wiederbelüftung des Drosselabflusses beitragen.

Filterüberlaufbauwerk

Das Überlaufbauwerk sollte zur Erreichung einer gleichmäßigen Durchströmung des Beckens im Regelfall möglichst gegenüber dem Einlaufbauwerk angeordnet werden.

Bemessung:

Der wichtigste Wert bei der Bemessung von Retentionsbodenfiltern ist die Wahl der wirksamen Filterfläche. Für die Berechnung dieses Parameters ist die Annahme einer Einstauhöhe von 1 Meter anerkannt. Mit dieser Einstauhöhe kann bei Beachtung des Filtervolumens und der Bauwerksgeometrie die wirksame Filterfläche ermittelt werden.

Für die Bemessung des Bodenfilters gelten nach den Empfehlungen des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten folgende technische Anforderungen [Hessen 2002]:

1. Die bauwerksbezogene Entlastungsrate muss unter 55% bleiben
2. Die jährliche Stapelhöhe muss unter 30 m liegen.
3. Die flächenspezifische CSB-Fracht muss unter 250 kg/ha bleiben

Erreicht werden diese am schnellsten, wenn die Dimensionierung des Filtervolumens zunächst auf das fünffache des Volumens der vorgeschalteten Absetzstufe angesetzt wird, bevor eine detailliertere iterative Bemessung durchgeführt wird.

Betrieb:

Das Hessische Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten erteilt folgende Empfehlungen zum Betrieb von Retentionsbodenfiltern [Hessen 2002]:

1. Einstau des Filterbewuchses in der Entwicklungsphase, gegebenenfalls durch Brauchwasserbereitstellung.
2. Erstmalige Beschickung des Retentionsbodenfilters erst nach einer vollen Vegetationsperiode, um eine ausreichende Etablierung des Schilfbestandes zu gewährleisten.
3. Keine Mahd des Schilfbestandes oder Entnahme der abgestorbenen Rispen.
4. Kein dauerhafter Teileinstau des Filters, um eine ausreichende Belüftung des Filterkörpers vorzusehen. In Trockenperioden sollte falls notwendig eine Bewässerung vorgesehen werden.

2.2.4 Dezentrale Versickerungsanlagen

Dezentrale Versickerungsanlagen basieren ebenfalls auf dem Prinzip eines Bodenfilters [Grau A. 1986]. Beim Durchströmen der belebten Bodenzonen eines Filterkörpers werden partikuläre Verbindungen an der Oberfläche oder den ersten Filterschichten zurückgehalten und organische Verbindungen von den Mikroorganismen in der Bodenmatrix abgebaut [Sieker F. 1986].

Gemäß des zuständigen ATV-DVWK Arbeitsblattes A138 - Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser [ATV-DVWK 2003] gibt es in der Bundesrepublik Deutschland vier zulässige Versickerungssysteme für die dezentrale Behandlung von Oberflächenwasser [Grotehusmann D. 2000].

Bei zwei Systemen durchströmt das zu behandelnde Wasser belebte Bodenschichten, so dass ein Abbau organischer Verbindungen zu verzeichnen ist:

- Flächenversickerung
- Muldenversickerung

Die beiden anderen Versickerungssysteme

- Rohr- und Rigolenversickerung
- Schachtversickerung

basieren auf einer unterirdischen Infiltration des Oberflächenwassers in das Erdreich, so dass eine Versorgung der Bodenmikroorganismen mit Sauerstoff nur begrenzt gegeben ist und dadurch nur eine minimale Reduktion organischer Kohlenstoffverbindungen gegeben ist [Sieker F. 1986]. Wegen dieses Sachverhaltes lassen sich Vorhersagen zum Abbau organischer Verbindungen nur bedingt auf diese Systeme übertragen. Deshalb wird im weiteren auf eine detaillierter Beschreibung der Rohr- und Rigolenversickerung sowie der Schachtversickerung verzichtet.

2.2.4.1 Flächenversickerungen

Beschreibung:

Bei der Flächenversickerung wird das Niederschlagswasser offen und ohne wesentlichen Aufstau entweder direkt oder durch die durchlässig befestigte Oberfläche versickert [Grau A. 1986]. Da kein wesentlicher Aufstau bzw. keine wesentliche Speicherung möglich oder beabsichtigt ist, muss die Versickerungsrate stets höher sein, als die Intensität des Bemessungsniederschlags.

Aufbau:

In der folgenden Abbildung 2-4 Flächenversickerung durch Betongittersteine ist exemplarisch der Aufbau einer Flächenversickerung durch Betongittersteine dargestellt.

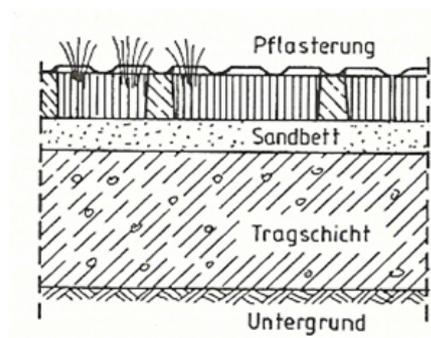


Abbildung 2-4 Flächenversickerung durch Betongittersteine [ATV-DVWK 2003]

Neben diesem Aufbau sind in der planerischen Praxis auch andere Arten der Flächenversickerung mit wasserdurchlässigen Pflasterungen oder Oberflächenmaterialien wie Rasen, Split oder haufwerksporigen Pflastersteinen realisiert worden [Muth W. 1994].

Bemessung:

Die generelle Zulässigkeit eines Einsatzes von dezentralen Systemen zur Regenwasserbehandlung wie die Flächenversickerung ist an folgende technische Voraussetzungen geknüpft:

Kriterium	Deutschland	Schweden	Maryland (USA)
k _r -Wert	2*10 ⁻⁵	2*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁶
			oder 30% Ton
Sohlenabstand Grundwasser	keine Angabe	> 0,5m	0,3-0,6 m
Abstand zu Bauwerken	> 6,0m	> 4,0m	> 3,0m
Qualität Versickerungswasser	unverschmutzt	< 50mg AFS	keine Angabe

Abbildung 2-5 technische Voraussetzungen für Flächenversickerungen [Grau A. 1986]

2.2.5 Muldenversickerungen

Beschreibung:

Die Muldenversickerung ist ebenfalls eine Variante der Oberflächenversickerung, bei der zeitweise ein Speichervermögen der Mulde in Ansatz gebracht werden kann [Grau A. 1986]. Eine Muldenversickerung entspricht prinzipiell einem Retentionsbodenfilter [Uhl M. 2004]. Wegen dieses Zusammenhangs, kann bei einer Muldenversickerung die Versickerungsrate zeitweise geringer sein als der eintreffende Niederschlagszufluss [Sieker F. 1986].

Aufbau:

Der Aufbau einer Muldenversickerung ist in der folgenden Abbildung 2-6 Aufbau einer Muldenversickerung dargestellt:

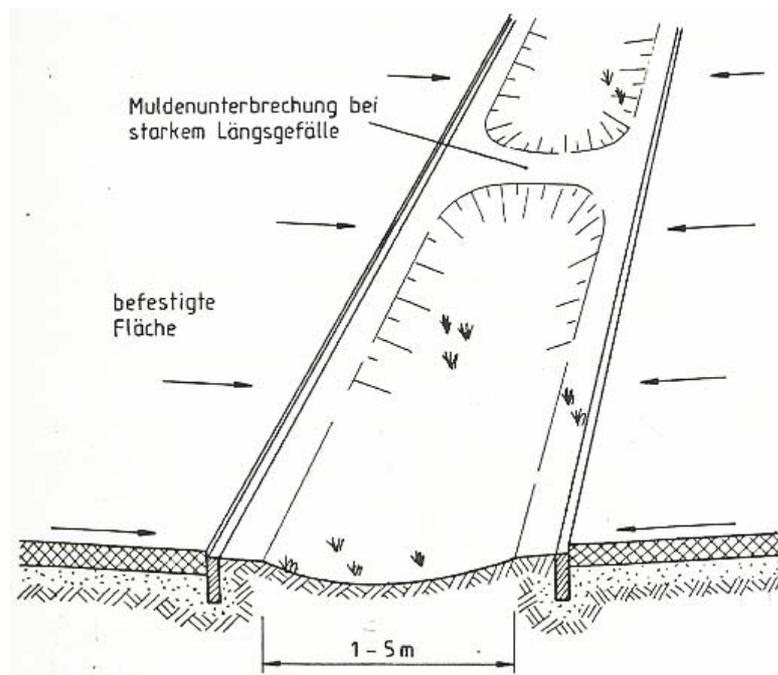


Abbildung 2-6 Aufbau einer Muldenversickerung [ATV-DVWK 2003]

Bemessung:

Die generelle Zulässigkeit eines Einsatzes von dezentralen Systemen zur Regenwasserbehandlung wie die Muldenversickerung ist an folgende technische Voraussetzungen geknüpft:

Kriterium	Deutschland	Schweden	Maryland (USA)
k _r -Wert	5*10 ⁻⁶	2*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁶ oder 30% Ton
Sohlenabstand Grundwasser	keine Angabe	> 0,5m	0,3-0,6 m
Abstand zu Bauwerken	> 6,0m	> 4,0m	> 3,0m
Qualität Versickerungswasser	unverschmutzt	< 50mg AFS	keine Angabe

Abbildung 2-7 technische Voraussetzungen für Muldenversickerungen [Grau A. 1986]

2.3 Prozess der Infiltration von Wasser

Die Behandlung von Abwässern in bewachsenen Bodenfiltern wird über das Prinzip einer Infiltration des Abwassers in den Filterkörper durchgeführt [Grau A. 1986]. Hierbei ist die Infiltration oder Versickerung gemäß DIN 4047 definiert als „*Abwärts gerichteter Abzug des Wassers in den Boden*“. Dieser Abzug von Wasser durch den Filterkörper basiert auf dem Durchfluss kleiner Wassertropfen durch Porenkanäle im Haufwerk eines Bodens [Sieker F. 1995]. Die Bewegung von Wasser in porösen Medien ist in der Geohydrologie und Bodenkunde eingehend erforscht worden.

Bewegungsprozesse des Wassers wirken sich auf eine Vielzahl von Faktoren aus, die die Leistungsfähigkeit für bewachsener Bodenfilter beeinflussen [Luckner L. 1998]. Hierbei bestimmt die Größe der im Filterkörper vorhandenen Porenkanäle maßgeblich die hydraulische Leistungsfähigkeit eines Filtersubstrates für eine Flüssigkeit. Ebenfalls werden mit dem Abwasser auch partikuläre Verbindungen eingetragen, die sich auf die Geometrie der Porenkanäle auswirken [Luckner L. 1998].

Physikalisch wird dies mit dem Hagen-Poiseuilleschen Gesetz beschrieben nach dem die hydraulische Leistungsfähigkeit von der jeweiligen Fluidität des Abwassers und dem Radius der Porenkanäle abhängig ist.

Gleichung 2-2 hydraulische Leitfähigkeit von Filtermedien

$$k = \frac{\rho^* g}{8 * \eta} * r^2$$

k = hydraulische Leitfähigkeit {m/s}

r = Porenkanalradius {m}

η = Viskosität der Flüssigkeit {kg/(m*s)}

ρ = Dichte der Flüssigkeit {kg/m³}

g = Gravitationskonstante {m/s²}

Wegen der quadratischen Potenz des Porenkanalradius r wirkt sich diese besonders stark auf die hydraulische Leistungsfähigkeit aus [Schwarz M. 2003]. Eine Verengung der Porenkanäle durch Einlagerungen führt also zu einer überproportionalen Redukti-

on der hydraulischen Leistungsfähigkeit in Filterkörpern. Der Porenkanalradien sind stark von der Struktur eines Filtermaterials abhängig. Für natürliche in der DIN 4022 klassifizierte Bodenarten sind gemäß DIN 18130 die umseitigen Wasserdurchlässigkeitswerte charakteristisch:

Wasserdurchlässigkeit	nach DIN 18130	Bodenart nach
Bereich	k-Wert in (m/s)	DIN 4022
sehr schwach durchlässig	$< 10^{-8}$	Tonige Schluffe, Tone, fette Tone
schwach durchlässig	10^{-8} bis 10^{-6}	(tonige oder sandige) Schluffe, (stark) schluffige oder (stark) tonige Sande und Kiese, (schwach) schluffige oder (schwach) tonige Kiessande
durchlässig	10^{-6} bis 10^{-4}	Stark sandige Schluffe, schwach schluffige oder schwach tonige Kiese, Sande und Kiessande
stark durchlässig	10^{-4} bis 10^{-2}	Sand, Kiessand
sehr stark durchlässig	$> 10^{-2}$	Kiese, Steine, Geröll

Tabelle 2-2 Durchlässigkeitsbereiche von Bodenarten [Muth W. 1994]

Definitionsgemäß enthalten künstliche und natürliche Bodenschichten vier verschiedene Typen an Wasser [Muth W. 1975], die untereinander im Austausch stehen: 1. Sickerwasser, 2. Haftwasser, 3. Kapillarwasser und 4. Grundwasser. Grafisch dargestellt verhält sich die generelle Verteilung von Wasser in Böden gemäß folgender Abbildung 2-8 Erscheinungsformen von Bodenwasser :

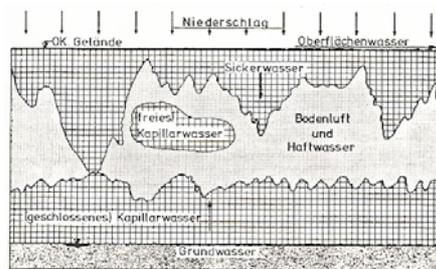


Abbildung 2-8 Erscheinungsformen von Bodenwasser [Muth W. 1975]

Der Transport von Wasser als Sickerwasser von der Oberfläche durch die Bodenschicht hin zum Grundwasser findet erst dann statt, wenn die elektrostatischen Anziehungskräfte auf einen Wassertropfen geringer sind, als die Gravitation. Andernfalls verbleibt das Wasser als Haftwasser oder Kapillarwasser im Bodenkörper [Grau A. 1986].

Maßgeblich wird die Versickerungsrate vom Sättigungsgrad der ungesättigten Bodenzone beeinflusst. Wegen der Komplexität des Strukturmaterials Boden ist der Vorgang der Infiltration oder Versickerung von Wasser in vielen Fällen sehr ungleichmäßig. Trotzdem nimmt die Versickerungsrate in Abhängigkeit der Versickerungsdauer bei langandauernden Versickerungsversuchen immer folgenden in Abbildung 2-9 Abhängigkeit der Versickerungsrate von der Versickerungsdauer dargestellten Verlauf:

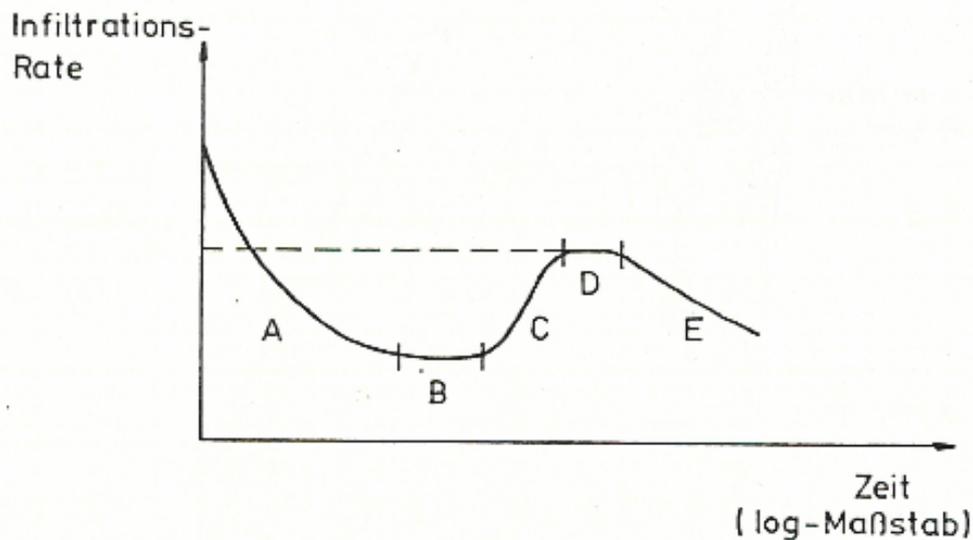


Abbildung 2-9 Abhängigkeit der Versickerungsrate von der Versickerungsdauer [Jonasson S. A. 1984]

Zu Beginn eines jeden Versickerungsvorgangs ist stets eine sehr hohe Versickerungsrate festzustellen. Diese ist auf das anfänglich überproportional hohe Speichervermögen des Bodens zurückzuführen. Mit der Abnahme der Speicherfähigkeit des Bodens nimmt auch die Infiltrationsrate ab (Phase A).

Nach in Abhängigkeit der Bodenbeschaffenheit wenigen Minuten bis Stunden wird die Phase B durchlaufen, in der eine konstante Versickerungsrate anliegt. Diese wird auch als Endinfiltrationsrate bezeichnet. Wegen der noch eingeschlossenen Luft (Teilsättigung) ist diese Versickerungsrate geringer, als die bei Vollsättigung der Bodenzone, die durch den k_f -Wert beschrieben wird. Bei dem allmählichen Entweichen der im Boden eingeschlossenen Luft, bzw. deren Lösung im Wasser verändert sich die Infiltrationsrate (Phase C) kontinuierlich. Erst wenn die Bodenluft vollständig entwichen ist erreicht die Infiltrationsrate den Durchlässigkeitswert bei Vollsättigung k_f -Wert (Phase D).

Mathematische Grundlage der Berechnung von Versickerungsprozessen in Bodenfiltern ist das Gesetz von Darcy in seinem Anwendungsfall ungesättigte Zone [Sieker F. 1995]:

Gleichung 2-3 Gesetz von Darcy für ungesättigte Zonen

$$v_f = k_f * I$$

v_f = Versickerungsgeschwindigkeit in der ungesättigten Zone {m/s}

k_f = Durchlässigkeitsbeiwert k_f für die ungesättigte Zone {m/s}

I = Hydraulisches Gefälle {-}

In der ingenieurtechnischen Praxis haben sich folgende Vereinfachungen als zulässig erwiesen [Sieker F. 1995]:

$k_f = \frac{1}{2} k_f$ für die ungesättigte Zone

$I = \frac{l_s + z}{l_s + z/2}$ l_s und z gemäß Abbildung 2-10 Definition des Sickerweges

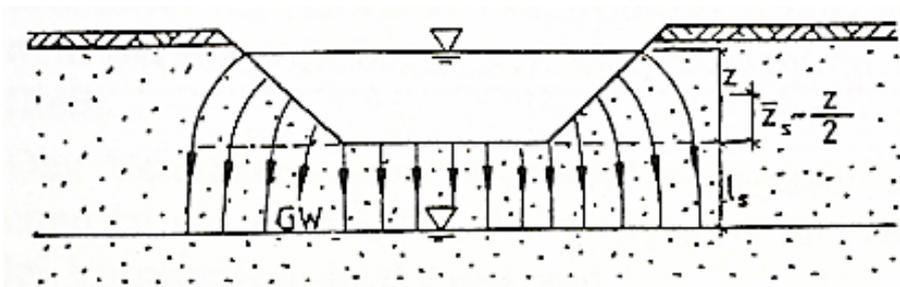


Abbildung 2-10 Definition des Sickerweges [ATV-DVWK 2002]

Ausformuliert ergibt sich für die Filtergeschwindigkeit der Versickerung eines aufgestauten ungesättigten Bodenfilters in m/s:

Gleichung 2-4 Filtergeschwindigkeit eines aufgestauten Bodenfilters in m/s

$$v_f = k_f * \frac{l_s + z}{2l_s + z}$$

v_f = Versickerungsgeschwindigkeit in der ungesättigten Zone {m/s}

k_f = Durchlässigkeitsbeiwert k_f für die ungesättigte Zone {m/s}

l_s = Abstand Sohle – Grundwasserspiegel {m}

z = Überstau von Wasser über Sickersohle {m}

In Kenntnis der individuellen Filtergeschwindigkeit eines Bodenfilters kann mit der folgenden Gleichung 2-5 Versickerungsrate eines ungesättigten Bodenfilters in m^3/s die Versickerungsrate Q_s berechnet werden.

Gleichung 2-5 Versickerungsrate eines ungesättigten Bodenfilters in m^3/s

$$Q_s = \frac{v_f}{2} * A_{s,w}$$

Q_s = Versickerungsrate eines ungesättigten Bodenfilters { m^3/s }

v_f = Versickerungsgeschwindigkeit in der ungesättigten Zone {m/s}

$A_{s,w}$ = wirksame Versickerungsfläche { m^2 }

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass die auf den vorherigen Seiten beschriebene hydraulische Leistungsfähigkeit die Grundeignung eines Bodens für den Einsatz als Bodenfilter charakterisiert.

2.4 Sauerstoffhaushalt

Bei der Behandlung von Abwässern in Bodenfiltern spielt die Belüftung des Bodensubstrats und dabei die Versorgung der für den Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe bzw. der an der Nitrifikation beteiligten Mikroorganismen eine zentrale Rolle [Könemann 2003].

Untersuchungen von Luckner et. al. [Luckner L. 1998] belegen, die Sauerstoffversorgung von Bodenfiltern ist oft das restriktive Element der Reinigungsleistung von Bodenfiltern und damit entscheidend für die Betriebssicherheit der Anlagen. Boller und Schwager [Boller M. 1993] bezeichnen die mangelhafte Versorgung von Filterkörpern mit Sauerstoff als die Hauptursache von Störungen an Bodenfiltern zur Abwasserreinigung.

Mit der wichtigste Faktor für den Sauerstoffeintrag ist es, einen Aufstau von Wasser über der Filteroberfläche zu minimieren und noch besser zu vermeiden [Engelmann U. 2003]. Aus diesem Grund wird in den meisten Richtlinien für den Betrieb bewachsener Bodenfilter ein intermittierende Beschickung empfohlen [Bucksteeg 1986], [Haider R. 1987], [Geller, Netter et al. 1992], [Bahlo und Wach 1992], [Kadlec und Knight 1996], [ATV Arbeitsgruppe A262 1998], [Kobelt 1999], [Lienard A. 2001], [Hessen 2002] und [Engelmann U. 2003].

Für den sicheren Dauerbetrieb von Bodenfiltern ist es deshalb essentiell jederzeit eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Filterkörpers bereitzustellen [Engelmann U. 2003]. Es müssen also stets aerobe Verhältnisse im Filterkörper gewährleistet sein, sonst ist dieser der Gefahr einer Kolmation insbesondere durch partikuläre organische Verbindungen ausgesetzt [Luckner L. 1998].

Generell stehen dem Filterkörper drei verschiedene Transportmechanismen des Gasaustausches mit der Umgebungsluft zur Verfügung:

1. Diffusionstransport
Austausch von Gasen im Bodenfilter wegen des Konzentrationsgefälles der Boden- zur Außenluft.
2. Konvektionstransport
Ersetzen des Luftvolumens im Filterkörper durch eine Sogwirkung des ab- oder zulaufenden Wassers.
3. Eintrag über die Pflanzenwurzeln
Versorgung des Wurzelumfeldes mit Sauerstoff durch das Aerenchym der Pflanzen des Filterbewuchses

Nach dem Stand der Wissenschaft zu urteilen, ist die detaillierte Beschreibung der Wirkungsanteile dieser unterschiedlichen Verfahren schlecht zu beurteilen [Platzer C. 1998], hängen die einzelnen Auswirkungen doch stark von individuellen Randbedingungen wie dem Luftdruck und ähnlichen Phänomenen ab.

1. Diffusionstransport

Im Zusammenhang mit der Sauerstoffversorgung eines Filterkörpers steht stets die Entsorgung des im Filterkörper während des Abbaus organischer Abwasserverbindungen gebildeten Kohlendioxides [Luckner L. 1998]. Dies geschieht auf Basis des Fick'schen Gesetzes, nach dem die Komponenten eines Mischgases eine gleiche Verteilung des örtlichen Partialdruckes anstreben.

Gleichung 2-6 1. Fick'sches Gesetz für Diffusionsvorgänge

$$q = -D_0 * \frac{dC}{dx}$$

q = Diffusionsrate {mol/(cm²*s)}

D₀ = Diffusionskoeffizient von Sauerstoff in Luft {cm²/s}

dC/dx = Konzentrationsänderung über den Weg {(mol/cm)/cm}

Für Bodenfilter bedeutet dies, dass der Verbrauch von Sauerstoff im Filterkörper den örtlichen Sauerstoff-Partialdruck senkt und so Sauerstoffmoleküle von der Filteroberfläche in den Filterkörper diffundieren lässt. Ebenfalls strebt das, während des Abbaus der organischen Verbindungen gebildete Kohlendioxid, eine Druckausgleich an und verlässt den Bodenkörper. Messungen von Vogel und Kubin (zitiert in [Platzer C. 1998]) belegten dieses Phänomen für unterschiedliche Betriebsarten von Bodenfiltern.

Für die Praxis hat die Nutzung des Diffusionskoeffizienten zur Vorhersage der Sauerstoffversorgung von Bodenfiltern keine Rolle gespielt. Dies liegt in der Tatsache begründet, dass sich der Diffusionskoeffizient weder in Versuchen noch aus der Literatur exakt für das inhomogene Medium Bodenfilter ermitteln lässt [Platzer C. 1998].

Platzer (in [Müller V. 1998]) gibt für die Versorgung von Bodenfilter durch das Gas-transportphänomen Diffusion folgende überschlägige Bemessungsformel an:

Gleichung 2-7 Sauerstoffeintrag in Bodenfilter durch Diffusion

$$O_{2-E\text{intrag}} = 1 [gO_2 / (m^2 * h)] * A_{\text{Beet}} [m^2] * (24[h] - 1,5[h] * B) O_2 \text{ Eintrag}$$

= Sauerstoffeintrag {gO₂/d}
A_{Beet} = Beetfläche {m²}
B = Anzahl der Beschickungen {Stck.}

Aus den Untersuchungen von Platzer [Platzer 1998] geht hervor, dass im Mittel eine Diffusion von einem Gramm Sauerstoff pro Quadratmeter und Stunde stattfindet und wegen des Wassergehaltes der oberen Bodenschicht nach ca. 1,5 Stunden keine Diffusion mehr stattfindet.

2. Konvektionstransport

Eine intermittierende Beschickung trägt zu Druckunterschieden im Filterkörper und damit zu dem Aufbau von Über- und Unterdrücken durch die Veränderung der Wassersättigungszone bei [Platzer C. 1998]. Der Filterkörper atmet mit dieser Verfahrensweise in erheblichem Maße selbsttätig [Platzer 1998]. Ein aufgebrachtes Abwasservolumen saugt während der Versickerung durch den Filterkörper eine gleiche Menge an Außenluft nach [Müller V. 1998]. Dies ist dann der Fall, wenn relativ hohe Abwasseraufgaben, als voll gesättigte Wasserzone den Filterkörper durchströmen. In der Regel wird also ein Mischphänomen aus Diffusion und druckbedingtem Luftaustausch in Filterkörpern zu finden sein [Luckner L. 1998].

Gleichung 2-8 Sauerstoffeintrag in Bodenfilter durch Konvektion

$$O_{2-E\text{intrag}} = 1 [gO_2 / l_{Luft}] * Q_{Zu} [m^3 / d] * 1000 [l / m^3]$$

O_2 Eintrag = Sauerstoffeintrag {gO₂/d}

Q_{Zu} = Abwasserzulaufmenge {m³/d}

Die Anwendung dieser Formel setzt die Ausbildung einer voll gesättigten Wasserzone voraus.

3. Eintrag über die Pflanzenwurzeln

Der Sauerstoffeintrag über Pflanzenwurzeln dient im wesentlichen nur der Eigenversorgung der Pflanzen. Untersuchungen von Brix zu diesem Thema [Brix H. 1994] geben den Überschusswert von Sauerstoff, also den Nettoeintrag dieses Phänomens in einen Bodenfilter mit 0,02 g O₂/(m²*d) an. Müller beschreibt dies für den Abbau organischer Verbindungen als unerheblich [Müller V. 1998] und für technische Betrachtungen als vernachlässigbar.

Der genaue Sauerstoffbedarf bewachsener Bodenfilter ist von Platzer [Platzer 1998] detailliert untersucht worden. Hierbei wurde folgender mathematischer Zusammenhang eines aus biochemischer Sicht ausreichenden Sauerstoffbedarfes vorgeschlagen, der durch die obigen beschriebenen Verfahren in Bodenfilter verbracht werden muss [Müller V. 1998]:

Gleichung 2-9 Sauerstoffbedarf von bewachsenen Bodenfiltern

$$O_{2\text{ Bedarf}} = \eta_{CSB} * 0,7 * CSB_{zu} + 4,3 * TKN_{zu} - 0,1 * 2,9 * TKN_{zu}$$

$O_{2\text{ Bedarf}}$ = Sauerstoffbedarf {gO₂/d}

η_{CSB} = Wirkungsgrad der CSB-Entfernung

CSB_{zu} = CSB-Fracht im Zulauf zum Pflanzenbeet {g/d}

TKN_{zu} = TKN-Fracht im Zulauf zum Pflanzenbeet {g/d}

4,3 = stöchiometrischer O₂-Bedarf für die Nitrifizierung {g O₂/g NH₄-N}

2,9 = stöchiometrischer O₂-„Gewinn“ aus der Denitrifizierung {g O₂/g NO₃-N}

Dieser Ansatz wurde für zweistufige Kläranlagen mit Stickstoffelimination entwickelt, er trifft aber auch auf Grund der niedrigen Belastungen für Pflanzenbeete zu, die einen Denitrifikationsanteil von 10% besitzen [Engelmann U. 2003].

2.5 Abbau von organischen Verbindungen

2.5.1 Abbaumechanismen organischer Verbindungen

Der Abbau organischer Verbindungen in Bodenfiltern mit und ohne Bewuchs ist höchst komplex und wird im Wesentlichen von Mikroorganismen getragen [Bahgat M. 1999]. Pell und Nyberg charakterisierten die am häufigsten vertretenen Mikroorganismengruppen mit: Zooglea ramigera, Bacillus cereus, Flavobacterium aquatile, Alcaligenes faecalis, Norcardia und Streptomyces sowie die im Stickstoffkreislauf involvierten Bakteriengruppen Nitrosomonas und Nitrobakter [Pell M. 1989].

Die Reinigungsleistung von Bodenfiltern wird im Wesentlichen biotechnologisch bestimmt [Luckner L. 1998]. Für den Abbau organischer Verbindungen steht die Mineralisation organischer Kohlenstoffverbindungen, also der Abbau des Chemischen Sauerstoffbedarfes CSB und des Biochemischen Sauerstoffbedarfes BSB₅ im Mittelpunkt [Seidel 1963], [Bucksteeg 1986], [Bahlo und Wach 1992]. Ebenfalls finden in Bodenfiltern Prozesse der Umwandlung von Stickstoffverbindungen (Nitrifikation, Denitrifikation) statt [Bucksteeg 1987], [Dafner 1992].

Für die Aufrechterhaltung des Abbaus organischer Verbindungen ist es notwendig, dass im Filterbett kein Nettowachstum der Biomasse entsteht [Luckner L. 1998]. Weil eine Abzugsmöglichkeit von Überschussschlamm in Bodenfiltern nicht gegeben ist, darf die Wachstumsrate von Mikroorganismen in Bodenfiltern nicht größer sein, als die jeweilige Mineralisierung- und Absterberate [Luckner L. 1998].

Börner [Börner 1990] gibt folgende Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern an:

- A.) Belastungsfaktoren:
 - Biologische Belastung
 - Hydraulische Belastung
 - Abwassercharakteristik
- B.) Konstruktionsfaktoren
 - Beetaufbau
 - Bodenart
 - Bodenhydraulik
 - Beschickungsart
 - Pflanzenart
 - Durchwurzelung
- C.) Betriebsfaktoren
 - Wartung
 - Alter
 - Beschickung
 - Pflanzenbewuchs
- D.) Klimafaktoren
 - Niederschlag
 - Verdunstung
 - Temperatur

Der Einfluss dieser Faktoren auf die Abbauergebnisse definiert sich über die Menge und Zusammensetzung des zufließenden Abwassers auf die nutzbare Filterfläche [Müller V. 1998].

In der Folge der wissenschaftlichen Betrachtung von Bodenfiltern kam es zu einer intensiven Beschäftigung mit der Modellierung und mathematischen Beschreibung der Abbauvorgänge in naturnahen Abwasserreinigungssystemen.

2.5.2 Mathematische Modellierung des Abbaus organischer Verbindungen

Derzeit versuchen verschiedene Modellvorstellungen die organische Reinigungsleistung naturnaher Abwasserreinigungssysteme mathematisch zu beschreiben [Grismer, Sheperd et al. 2002].

Die ursprüngliche Modellvorstellung zum Abbau organischer Verbindungen in sogenannten subsurface-flow wetlands wurde 1988 von der United States Environmental Protection Agency (EPA) entwickelt [U.S. EPA 1988]. Diese basiert auf der Annahme eines langfristigen Abbaus von sämtlichem im Betrachtungsansatz verfügbaren organischen Material. In der Kombination dieser Prämisse und der Annahme einer Pfropfenströmung im Bodenfilter nach Darcy [Roberson und Crowe 1990], ergibt sich für organische Verbindungen ein Abbaumodell erster Ordnung.

Gleichung 2-10 Abbau organischer Verbindungen in subsurface-flow wetlands nach U.S. Environmental Protection Agency (US EPA)

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-k_T t)}$$

- C: CSB oder BSB₅ Auslauf-Konzentration {mg/l}
- C₀: CSB oder BSB₅ Einlauf-Konzentration {mg/l}
- k_T: temperaturabhängige Substratabbaurate {-}
- t: hydraulische Verweildauer in Tagen {d}

Nach der US-EPA Gleichung hängt die Veränderung der Konzentration sauerstoffzehrender Substanzen zwischen Ein- und Auslauf exponentiell von der temperaturabhängigen Substratabbaurate k_T und der hydraulischen Verweildauer t ab.

Diese Modellvorstellung ist von Grismer et al. [Grismer, Sheperd et al. 2002] verändert worden, wobei die obige Abhängigkeiten von der Temperatur durch eine globale Variable K ersetzt wurde, die experimentell aus Feldmessungen mit der statistischen Methode der kleinsten Quadrate ermittelt werden muss.

Gleichung 2-11 Abbau organischer Verbindungen in subsurface-flow wetlands nach Grismer et al.

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-Kt)}$$

- C: CSB oder BSB₅ Auslauf-Konzentration {mg/l}
- C₀: CSB oder BSB₅ Einlauf-Konzentration {mg/l}
- K: Bodenfilterabhängige Konstante {-}
- t: hydraulische Verweildauer in Tagen {d}

In der Umstellung nach Könnemann [Könnemann N. 2003] ergibt sich die Bodenfilterabhängige Konstante K durch folgende Formel mit:

Gleichung 2-12 Berechnung der Reaktionskonstante K

$$K = 1/t * \ln\left(\frac{C}{C_0}\right)$$

- K: Bodenfilterabhängige Konstante {-}
- t: hydraulische Verweildauer in Tagen {d}
- C: CSB oder BSB₅ Auslauf-Konzentration {mg/l}
- C₀: CSB oder BSB₅ Einlauf-Konzentration {mg/l}

Basierend auf den Vorstellungen dieses Ansatzes wurde durch Geller et.al. [Geller, Netter et al. 1992] eine Bemessungsformel zur Flächendimensionierung bewachsener Bodenfilter entwickelt:

Gleichung 2-13 Bemessung der Fläche bewachsener Bodenfilter für den Abbau organischer Belastungen nach Geller

$$A = Q_d * (\ln C_{zu} - \ln C_{ab}) / K$$

- A: Fläche des Bodenfilters {m²}
Q_d: hydraulische Belastung {l/(m²*d)}
C_{zu}: CSB-Gehalt im Zulauf des Bodenfilters {mgO₂/l}
C_{ab}: CSB-Gehalt im Ablauf des Bodenfilters {mgO₂/l}
K: mathematische Konstante (individuell abhängig vom Bodenfilter) {-}

Theoretisch sind mit dieser mathematischen Beschreibung genaue Bemessungen von Bodenfiltern möglich. Globale Angaben des K-Wertes zeigten eine Schwankungsbreite um den Faktor 5 [Könnemann N. 2003]. Folglich erwiesen sie sich in der Praxis jedoch als zu ungenau. Dementsprechend ist eine Bemessung von Bodenfiltern nach der von Geller et al. entwickelten Formel nicht zu empfehlen [Schütte und Fehr 1992]. Die Autoren selber schränken den Gültigkeitsbereich der Bemessungsformel sogar auf ein CSB:BSB₅-Verhältnis von 2 ein [Geller, Netter et al. 1992].

Reed et. al. schrieben diesem Modellansatz von Grismer systemimmanente Fehler zu, die unter anderem auf einen natürlichen Belastungsaustrag von organischen Materials in Bodenfiltern zurückzuführen seinen [Reed, Crites et al. 1995]. Zur Kompensation dieses natürlich bedingten Fehlers formulierten Kadlec und Knight eine adaptierte Bemessungsformel, die diese Grundbelastung mit erfasst [Kadlec und Knight 1996]:

Gleichung 2-14 Abbau organischer Belastungen in Bodenfiltern nach Kadlec und Knight

$$\frac{(C - C^*)}{(C_0 - C^*)} = e^{(-k_T t)}$$

- C: CSB oder BSB₅ Auslauf-Konzentration {mgO₂/l}
C₀: CSB oder BSB₅ Einlauf-Konzentration {mg O₂/l}
C^{*}: CSB oder BSB₅ biogene Grund-Konzentration {mg O₂/l}
k_T: temperaturabhängige Substratabbaurrate bei 20°C = 1,104 * (1/d)
t: hydraulische Verweildauer {d}

Mit dieser abgeänderten Modellvorstellung konnte eine mathematische Beschreibung der Reinigungsleistungen naturnaher Behandlungssysteme für organische Inhaltsstoffe erreicht werden. Die Autoren attestieren der Formel jedoch selbst bei bekanntem

k_T -Wert eine hohe Variabilität der Berechnungsergebnisse gegenüber am Objekt gemessenen Reinigungsleistungen [Kadlec und Knight 1996].

Eine weitere Adaption der US-EPA Formel [U.S. EPA 1988] basiert auf einer Erweiterung um eine zeitabhängige Größe. Diese wurde in Anlehnung an durch Navier und Stokes beschriebene Zusammenhänge [Roberson und Crowe 1990] zwischen Sedimentationen und Partikelgrößen entwickelt. Crites und Tchobanoglous [Crites und Tchobanoglous 1998] beschreiben die Zeitabhängigkeit des Abbauvorgangs folgendermaßen:

Gleichung 2-15 Abbau organischer CSB-Belastungen in Bodenfiltern nach Crites and Tchobanoglous

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left[\left(\frac{-K_0}{b}\right)\ln(b\tau + 1)\right]$$

C: CSB oder BSB₅ Auslauf-Konzentration {mg O₂/l}

C₀: CSB oder BSB₅ Einlauf-Konzentration {mg O₂/l}

b: zeitgebundener Abbaukoeffizient {1/d}

τ : Verweildauer des Abwassers in Tagen {d}

K₀: Konstante der Eingangs-Abbaurrate {1/d}

Versuche mit der Entwicklung von Simulationsmodellen für Bodenfilter wie dem CW2D [Langergraber 2001], das auf einem Simulationsmodell für Belebtschlamm [Gujer, Wissing et al. 1999] basierte, zeigten in Laboranlagen Übereinstimmungen mit den errechneten Ergebnissen. In der ingenieurtechnischen Praxis scheiterten derartige Berechnungsversuche aber an den mangelnden Möglichkeiten, detaillierte Daten zur Beschreibung des hydraulischen Verhaltens im Filterkörper erheben zu können [Langergraber 2001].

Insgesamt ist aus der Literatur zur Bemessung der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter eine Grundproblematik abzulesen. Für existierende wasserwirtschaftliche Bemessungsmodelle kann die notwendige Exaktheit der hydraulischen Randbedingungen in dem inhomogenen Element des Bodenfilterkörpers nicht zweifelsfrei erhoben werden.

Aus diesem Grund wurde in allen Bemessungsvorschriften für die Dimensionierung bewachsener Bodenfilter eine spezifische Flächenvorgabe vorgeschrieben [Platzer 1998]. Das ATV-Arbeitsblatt A262 „Grundsätze zur Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte“ [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] empfiehlt folglich minimale, einwohnerspezifische Beetflächen und Bauhöhen, ohne eine mathematische Modellierung der Reinigungsleistung anzubieten.

2.6 Dauerhafte Stabilität der Reinigungsleistung

Für eine langzeitige Behandlung unterschiedlicher Abwasserarten in Bodenfiltern sind die in den beiden vorherigen Kapiteln erläuterten physikalischen Vorgänge, hydraulische Leistungsfähigkeit und Sauerstoffhaushalt entscheidend [Luckner L. 1998]. Diese müssen im täglichen Betrieb ein Gleichgewicht zwischen Produktion und Mineralisierung dauerhaft aufrecht erhalten, um eine einwandfreie Reinigungsleistung des Bodenfilters zu garantieren [Luckner L. 1998]. Deshalb ist es für einen sicheren Betrieb erforderlich, dass die Prozessraten der Abbauprozesse größer oder gleich den Raten der Aufbauprozesse bzw. der Zuführung sein dürfen [Luckner L. 1998].

Der Sauerstoffbedarf für den Abbau organischer Verbindungen im Bodenfilter muss auch bei ungünstigen Filterbedingungen geringer sein, als der mit Diffusion, Konvektion und Wurzeleintrag bereitgestellte Sauerstoffeintrag [Müller V. 1998]. Andernfalls kommt es unmittelbar zu einem Einlagerungsbeginn von organischem Material in die Bodenporen und damit zu dem Beginn von Kolmationserscheinungen [Müller V. 1998].

Die Schwierigkeiten in der Aufrechterhaltung einer dauerhaften Stabilität der Reinigungsleistung liegen in einem strukturellen Unterschied von Bodenfiltern zu Belebungsbecken und Biofilmreaktoren. Während sich bei Belebungsbecken und Biofilmreaktoren in Abhängigkeit von Reinigungsziel, Belastung und Millieubedingungen ein Gleichgewichtszustand (Steady State) einstellt, ist dies in Bodenfiltern in Folge physikalischer Vorgänge im Filterkörper, einem limitierten Sauerstoffangebot, und von Verschiebungen der hydraulischen und partikulären Belastungen nicht der Fall [Luckner L. 1998].

Untersuchungen von Luckner et al. [Luckner L. 1998] belegen, dass die Verstopfung (Kolmation) von Bodenfiltern insbesondere durch partikuläre organische Inhaltsstoffe des Abwassers hervorgerufen wird. Diese, oftmals als reine Oberflächenphänomene (3-5 cm Tiefe) vorliegenden Kolmationen [Platzer C. 1998] machen 57,5% der durch partikuläre Belastungen hervorgerufenen Verstopfungsgefährdung (Kolmationsneigung) aus [Luckner L. 1998].

Sowohl die hydraulische Leistungsfähigkeit von Bodenschichten, als auch der mit der Filtersättigung verbundene Sauerstoffhaushalt wird durch die Kolmation einer Bodenschicht vermindert [Sieker F. 1995]. Eine Kolmation ist die Verengung der Porenkanäle im Bodenfilter. Sie kann von einer für die hydraulische Leistung unerheblichen Verminderung bis zu einer vollständigen Zusetzung und damit einer Filterblockade (Totalkolmation) reichen [Lützner und Müller 1997], [Schwarz M. 2003].

Wesentlich wird die Kolmation von drei Phänomenen bestimmt.

1. Physikalische Kolmation bei der anorganische Partikel die Filteroberfläche oder die oberste Bodenschicht verstopft [Baveye P. 1998].
2. chemische Kolmation, bei der pH-Wert bedingte Ausfällungen von Substanzen die Porenkanäle zusetzen [Seki K. 1998].
3. biologische Kolmation, bei der das Wachstum von Bakterien oder Pilzen eine Verengung der Porenraumkanäle zur Folge haben kann [Schwarz M. 2003].

Entscheidend für die Betrachtungen und Bewertung unterschiedlicher Kolmationsphänomene in der Praxis ist, dass physikalische Kolmationen durch anorganische Partikel in der Regel irreversibel sind [Baveye P. 1998]. Ihre Auswirkung wird durch eine Vielzahl von Parametern wie Größe, Form, Ladung, stoffliche Zusammensetzung und den wirksamen Korndurchmesser bestimmt [Löffler 1996].

Chemische, pH-Wert bedingte Kolmationen können dann reversibel sein, wenn es zu einer Veränderung des pH-Wertes im Filterbett kommt, an dem die Ausfällung rückgelöst wird [Seki K. 1998].

Einzig die mikrobiologische Kolmation, bei der Kolonien von Mikroorganismen auf Grund eines Überangebotes von Nährstoffen mit ihrem Wachstum die Poren verengen, ist bei Nahrungsmangel reversibel [Schwarz M. 2003]. Sie trägt nach Untersuchungen von Luckner et. al. zu 20% der Kolmationneigung bei [Luckner L. 1998].

Für Bodenfilter, die bei Abwasserreinigungsmaßnahmen im Einsatz sind, stellt die mikrobiologische Kolmation neben der partikulären Kolmation einen relevanten Anteil

dar. Schwarz fand in seinen Untersuchungen, dass dieses Kolmationsphänomen wesentlich für die Verminderung der hydraulischen Leistungsfähigkeit verantwortlich ist [Schwarz M. 2003]. Untersuchungen von Winter und Goetz [Winter K-J. 2000] haben gezeigt, dass Kolmationen in Bodenfiltern nur dann zu erwarten waren, wenn die beschickten Abwässer einen erhöhten Anteil an Schwebstoffpartikeln ($> 10 \mu\text{m}$) aufwiesen.

Blazejewski und Murat-Blazejwska haben ein Modell entwickelt mit dem sich bei einer genauen Kenntnis der eingetragenen Frachten die voraussichtliche Nutzungsdauer eines Bodenfilters errechnen lässt [Blazejewski R. 1997]. Die Errechnung basiert auf der Kalkulation des Verhältnisses des Porenraumvolumens V_p in einer Korngrößenabhängigen Verschmutzungstiefe und der Volumenrate V_{Fest} des Feststoffeintrages.

Gleichung 2-16 Prognosemodell der Nutzungsdauer von Bodenfiltern [Blazejewski R. 1997]

$$t_v = \frac{V_P}{V_{\text{Fest}}} = 150 * \varepsilon_W * \rho_{\text{Fest}} * (1 - w_{\text{Fest}}) * \frac{d_w}{Q_{\text{Fest}}}$$

t_v = Nutzungsdauer eines Bodenfilters {d}

V_p = Porenraumvolumen {m}

V_{Fest} = Volumenrate des Feststoffeintrages {m³/d}

d_w = wirksamer Korndurchmesser d_{10} {m}

ε_W = drainbare wirksame Porosität {%}

d_w = wirksamer Korndurchmesser d_{10} {m}

ρ_{Fest} = Dichte des Feststoffes {g/m³}

w_{Fest} = Wassergehalt der Feststoffe in den verstopften Poren {%}

Q_{Fest} = spezifische Flächenbelastung der Feststofffracht im Bodenkörper {g oTS/m²*d}

Wegen der Feststellungen von Luckner et. al., dass Abwässer von Bodenfiltern in der Regel wenig mineralische Bestandteile aufweisen [Luckner L. 1998], ist die Genauigkeit des auf die physikalische Kolmation beschränkte Prognosemodells in der Praxis fragwürdig. Ebenfalls schließt es die von Schwarz [Schwarz M. 2003] erwähnte Betrachtung des Abbaus eingetragener organischer Materialien nicht mit ein. Trotzdem ist es anwendbar, wenn eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Bodenfilters und damit ein Abbau der oxidierbaren Schmutzstoffe vorliegt [Luckner L. 1998].

Für einen kolmationsfreien Dauerbetrieb von Bodenfiltern nach Engelmann [Engelmann U. 2003] zwei Voraussetzungen essentiell:

1. niedrige Feststofffrachten im Zulauf
2. aerober Betrieb des Pflanzenbeetes

In der betrieblichen Praxis von Pflanzenkläranlagen wurde bei Untersuchungen festgestellt, dass der tatsächliche Sauerstoffbedarf oftmals unter dem prognostizierten Wert liegt. Dieser geringere Sauerstoffverbrauch wurde von Engelmann als Indikator bezeichnet, dass sich im Filterkörper Sauerstoffdefizite einstellen und es zu einer Anreicherung von Substrat im Filterkörper kommt [Engelmann U. 2003]. Hierdurch entsteht ein Nahrungsüberangebot für Mikroorganismen, die mit einem derartigen Massenzuwachs reagieren, dass eine biologische Kolmation die Folge sein kann [Baveye P. 1998], [Seki K. 1998] und [Schwarz M. 2003].

Ebenfalls wurde im Rahmen von Untersuchungen zur biologischen Kolmation an Bodenfiltern festgestellt, dass es zwei verschiedene Kolmationsstufen gibt, die unterschiedliche Ursachen haben. Schwarz [Schwarz M. 2003] beschreibt bei Abwässern mit einer hohen partikulären Belastung eine partikelassoziierte Einlagerung der Nährstoffe in die oberste Filterschicht (< 10 cm). Dies führt zu einer äußeren mikrobiellen Kolmation. Bei Abwässern mit geringerer partikulärer Belastung konnte bei einem übermäßigen mikrobiologischen Wachstum eine biologische Kolmation in tieferen Filterschichten (> 10 cm), eine innere mikrobielle Kolmation, beobachtet werden.

Generell hat sich gezeigt, dass biologische Kolmationserscheinungen auch bei einer Totalkolmation reversibel sind. Schwarz berichtet von einem untersuchten Bodenfilter, dass selbst eine Totalkolmation während einer Außerbetriebnahme des Bodenfilters von 3 Monaten reversibel war. Diese Aussage wird von Platzer [Platzer C. 1998] bestätigt, der an den von ihm untersuchten Anlagen ebenfalls eine vollständige Regeneration beobachtet hat.

Die bisherigen noch nicht abschließenden Untersuchungen über das Dauerbetriebsverhalten von Bodenfiltern zeigen deutlich, dass der limitierende Faktor das Kolmati-

onsverhalten des Filterkörpers ist. Ebenfalls wurde festgestellt, dass unterschiedliche Kolmationsphänomene (physikalisch, chemisch und biologisch) für die Kolmation eines Filterkörpers entscheidend sind.

Die Anfälligkeit von Bodenfiltern gegenüber diesen, zum Teil als Mischformen auftretenden Phänomenen wird hauptsächlich von den Inhaltsstoffen des zu behandelnden Abwassers, aber auch von den vorherrschenden Temperaturen bestimmt [Schwarz M. 2003]. Betriebs- und Bemessungsempfehlungen für Bodenfilter sollten deshalb das Langzeitphänomen Kolmation im Zusammenhang mit den auftretenden Randbedingungen berücksichtigen.

Aus den Zusammenhängen der Versickerungsrate mit der Veränderung der Luft im Boden kann abgeleitet werden, dass ein kolmatierter Bodenfilter, der folglich auch mit Wasser gesättigt ist, seinen residenten Mikroorganismen nicht ausreichend Sauerstoff zur Verfügung stellen kann. Ebenfalls ist der Austausch des bei dem mikrobiologischen Abbau organischer Abwasserbindungen entstehenden Kohlendioxids gestört. Folglich wird ein Bodenfiltersystem in solch einem kolmatierten Zustand nur eine um Größenordnungen geringere Reinigungsleistung aufweisen, als ein hydraulisch funktionsfähiges System.

Zusammengefasst können Bodenfilter ihre Reinigungsleistung dann optimal erbringen, wenn sie einerseits eine gute partikuläre Vorabscheidung besitzen. Andererseits eine kontinuierliche Veränderung der Bodenluft bzw. des Wassersättigungsgrades erreicht wird [Grau A. 1986]. In der Praxis wird dies kostengünstig durch eine intermittierende Beschickung des Bodenfilters mit Abwasser erreicht [Bahlo und Wach 1992]. Sind Belastungs- und Ruhephasen des Bodenfilters groß genug dimensioniert, kann eine biologische Kolmation wirksam verhindert, bzw. reversibel gestaltet werden.

3 Versuchsdurchführung

3.1 Versuchsanlage

3.1.1 Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter

3.1.1.1 *Aufbau der Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfiltern*

Die eingesetzte Laborlysimeter besteht aus 12 Filtersäulen von drei unterschiedlichen Säulentypen (Typ I, II und III). Bei gleichem Grundaufbau sind diese durch eine unterschiedliche Filterhöhe gekennzeichnet. Zu deren Erstellung wurden PVC-Rohre DN 200 auf der Muffenseite mit einem Blindstopfen verschlossen. Ein Wasserauslaß, auf 10 cm Höhe über dem Bodendeckel in die KG Rohre eingeklebt, mündet im freien Gefälle über einen PE-Schlauch von 1 cm Durchmesser in einen Auffangbehälter.

Der innere Aufbau der Säulen besteht aus vier Schichten. Eine Lage von 10 cm Höhe aus Grobkies mit der Körnung 16-32 mm wurde zunächst in das KG-Rohr gegeben. Danach ist eine 10 cm hohe Deckschicht aus Feinkies mit der Körnung 4-8 mm aufgebracht worden. Die hauptsächliche Filterschicht besteht aus Sand der Körnung 0-2 mm, der in Säulen vom Typ I mit 70 cm Höhe, in Säulen vom Typ II mit 45 cm Höhe und in Säulen vom Typ III mit 20 cm Höhe eingebracht wurde. Abschließend wurde bei jeder Filtersäule eine weitere Deckschicht von 10 cm Höhe aus Feinkies der Körnung 4-8 mm aufgebracht und die Oberfläche geglättet. Hierdurch ist sichergestellt, dass alle 12 Säulen der 3 Säulentypen die in der Abbildung 3-1 verzeichneten Filterhöhen aufweisen.

Name	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
Typ	I	I	I	I	I	I	II	II	III	III	III	III
Höhe	100	100	100	100	100	100	75	75	50	50	50	50

Tabelle 3-1 Typ, Name und Bauhöhe der Laborlysimeter im Versuchsbetrieb

In der folgenden Grafik ist der Aufbau der Laborlysimeter im Labor illustriert: (Schichtung von unten: Grobkies, Feinkies, Sand, Feinkies)

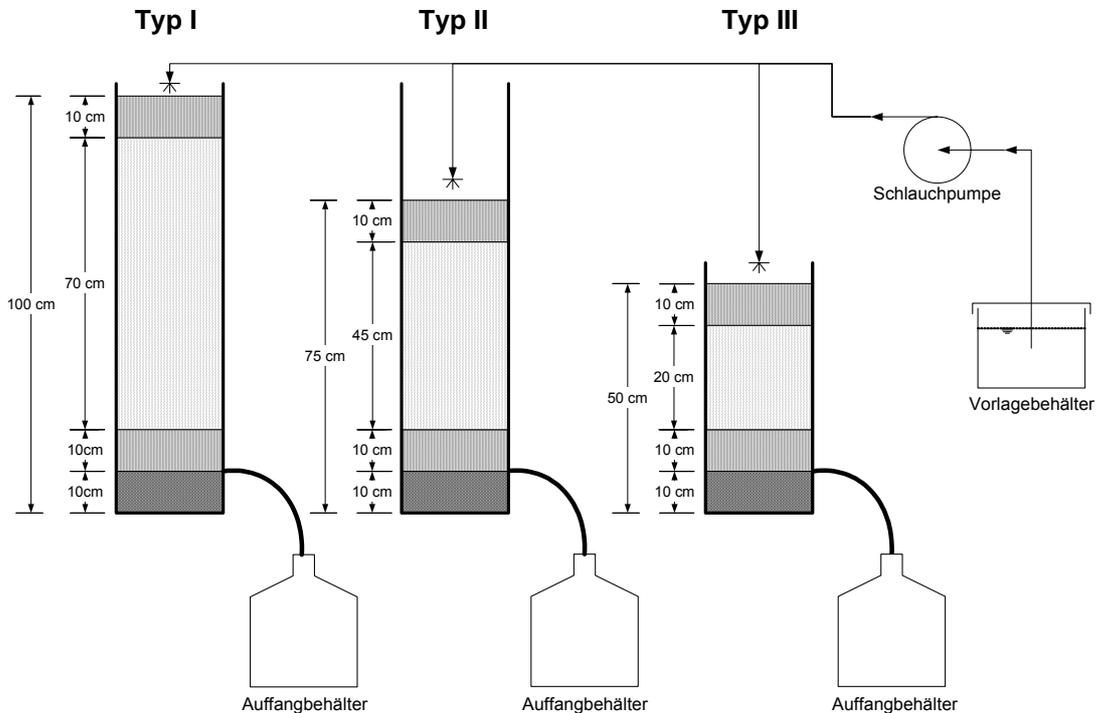


Abbildung 3-1 Aufbau der Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung von Bodenfiltern

Unterschiedliche Schraffierungen lassen die einzelnen Materialschichten des Filterkörpers nachvollziehen. Für die Beschickung der Lysimeter können zwei verschiedene Methoden zum Einsatz kommen. Einerseits ist an der Oberfläche eines jeden Lysimeters ein Schlauch mit Durchmesser 0,5 cm eingebracht. Über diesen kann mit einer Schlauchpumpe Wasser eines Vorlagebehälters auf den Lysimeter aufgebracht werden.

Andererseits besteht die Möglichkeit, diese Schläuche zu entfernen und Wasser mit einer Batch-Beschickung per Hand auf das Laborlysimeter zu geben. In beiden Fällen wird das Wasser mittig auf die Oberfläche der Filtersäule gegeben. Abgezogen wird es über einen mittig in einer Kiesschüttung auf 10 cm Höhe über dem Säulenboden verlegte Drainageleitung mit einem Durchmesser von 1 cm.

3.1.1.2 Funktionsweise der Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung von Bodenfiltern

Auf den Lysimeter geleitetes Schmutzwasser durchsickert den Füllkörper in vertikaler Richtung und läuft im freien Gefälle über den Auslass. Es wird in dem bereitstehenden Auffangbehälter gesammelt. Im Rahmen der Versuche sind sowohl diskontinuierliche Beschickungen, als auch kontinuierliche Varianten gefahren worden. Kontinuierliche Beschickungen werden mit einer aus einem Vorlagebehälter gespeisten Schlauchpumpe realisiert. Die spezifische Reinigungsleistung der Lysimeter bezüglich untersuchter Abwasserparameter wird aus der Differenz der Belastungswerte des eingebrachten und des im Auffangbehälter gewonnenen Wassers ermittelt.

Zur Bestimmung der mittleren hydraulischen Verweildauer von Wasser im Lysimeter sind im Vorfeld der Versuche Bromid-Traceruntersuchungen an allen Lysimetern durchgeführt worden. Diese Untersuchungen ergaben im Mittel für die 1m hohen Laborlysimeter einen 80%igen Austrag des Tracers Bromid nach 12 h bei einer hydraulischen Belastung von $170 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Die unterschiedlichen Lysimetertypen I bis III wurden eingesetzt, damit eine Auswirkung der Filterbauhöhe auf die Reinigungsleistung beobachtet werden kann.

Deshalb wurde die Einteilung der Lysimeter in die Zeiträume Einfahr- (Tag 1-8) und Betriebsphase (Tag 9-Versuchsende) auf Basis der gemessenen Reinigungsergebnisse vorgenommen. Am 8ten Versuchstag kann deutlich ein eine Verstetigung der gemessenen Auslaufemissionen gemessen werden. Diese gibt den entscheidenden Hinweis auf die Sinnhaftigkeit dieser Einteilung bei neuen Lysimetern, deren Biofilm erst durch den Eintrag von Abwasser aufgebaut werden muss.

3.1.2 Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abbaus von Abwasser im natürlichen Boden

3.1.2.1 *Aufbau der Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichem Boden*

Versuche mit Freilandlysimetern sollten die Auswirkung des Einflusses unterschiedlicher Substrate auf die Reinigungsleistung von Bodenfiltern quantifizieren. Bei dem eingesetzten Filtersubstrat der Lysimeter handelt es sich um einen natürlichen Boden, der auf einer Ackerbrache der SLFA Neustadt am Standort Birkenheide gestochen wurde. Hierzu drückte ein Bagger 18 Edelstahlzylinder mit einem Durchmesser von \varnothing 40 cm stoßfrei 0,9 m tief in den Boden. Nach Erreichen der Stichtiefe, wurden die Zylinder freigelegt und erschütterungsarm an den Aufstellungsort auf dem Gelände der Staatlichen Lehr- und Forschungsanstalt in Neustadt an der Weinstraße transportiert.

Die Zusammensetzung des Bodens aus Birkenheide ist weitgehend homogen. Er ist als lehmiger Sand zu klassifizieren. Der vorgefundene pH-Wert bewegt sich in allen Bodenschichten im sauren Bereich zwischen 4,9 und 6,4. Der Tongehalt schwankt über die Höhe der baugleichen Zylinder zwischen 5,9 und 9,0%. Schluffanteile liegen bei 20,7 bis 23,4% und der Sandgehalt wird mit 68,7 bis 71,1% bestimmt. Der Kohlenstoff-Gehalt C_{org} liegt in den ersten 20 cm des Bodens bei durchschnittlich 1,18 %. Zwischen 20 und 30 cm verzeichnet der Boden eine lineare Abnahme des C_{org} bis auf 0,34%. Ab 40 cm liegt der Kohlenstoffgehalt konstant unter 0,26%. Mit dieser Zusammensetzung wird der Boden aus Birkenheide als sehr wasserdurchlässig und gering organisch klassifiziert [LUFA Speyer 1999]. Während der Versuchsdauer standen die 18 eingesetzten Lysimeter unter dem Einfluss der Außentemperaturen und sonstiger Wettereinflüsse. Eine an den Lysimetern durchgeführte Bromid-Tracer-Untersuchung ergab für die aufbrachten Wassermengen eine maximale Dauer von 5 Tagen bis ein versuchsweise applizierte Wassertropfen den Lysimeter durchlaufen und von ihm behandelt wieder verlassen hat.

In der schematischen Darstellung ergibt sich bei den Freilandlysimetern folgendes Bild:

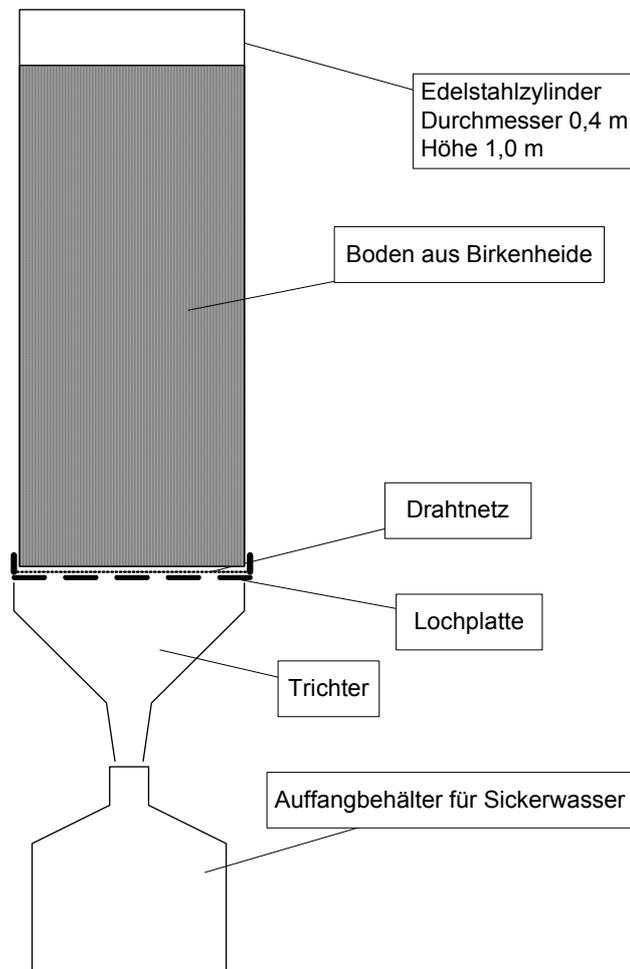


Abbildung 3-2 Aufbau der Freilandlysimetersäule mit Boden aus Birkenheide

Die Laborlysimeter werden mit einem Drahtnetz, das auf einer Lochplatte ruht, gegen eine Erosion des Filterkörpers am unteren Ende geschützt. Unter dem Lysimeter befindet sich ein Auffanggefäß, das aus dem Filterkörper anfallendes Wasser aufnimmt.

3.1.2.2 *Funktionsweise der Freilandlysimeter zur Kontrolle der Abwasserbehandlung im natürlichen Boden*

Auf die Freilandlysimeter aufgebrachtes Abwasser durchsickert den ausgestochenen Füllkörper in vertikaler Richtung und verlässt den Lysimeter. Während der Versuchsdauer wurden die Lysimeter 2-mal am Tag mit Wasser beschickt und im Auffangbehälter gesammelte Sickerwässer abgezogen. Die für die Analytik relevante Tagesmischprobe ist zu gleichen Teilen aus beiden Chargen zusammengestellt worden. Über eine Versuchsdauer von 14 Tagen besaß der Standort Neustadt an der Weinstraße eine stabile Wetterlage bei der Tageshöchstwerte von 20°C und Nachttiefstwerte von 10°C vorlagen, so dass im Rahmen der Versuchsauswertungen besondere Einflüsse ungewöhnlicher Temperaturen nicht berücksichtigt werden mussten.

In den Versuchen sind ausschließlich diskontinuierliche Beschickungsvarianten per Hand gefahren worden. Aus der mehrtägigen Differenz der Frachtwerte des aufgebrachten und des im Auffangbehälter gewonnenen Wassers konnte die spezifische Reinigungsleistung der Lysimeter für die betrachteten Abwasserparameter ermittelt werden. Eine Variation der Beschickungsmenge wurde zwischen den in Dreiergruppen zusammengestellten Lysimetern vorgenommen, so dass ein in den folgenden Kapiteln dargestellter Messwert einem Mittel dreier Messungen entsprach.

3.2 Versuchsbetrieb

3.2.1 Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung von Bodenfiltern

Mit den Laborlysimetern zur Simulation der Reinigungsleistung natürlicher Böden wurden im Rahmen der Versuchsdauer zwei unterschiedliche Versuchsansätze gefahren. Der erste Versuchsansatz hatte das Ziel, den Substratabbau an einem künstlich erzeugten Weinbauabwassers zu erforschen. Im zweiten Versuchsansatz wurde das spezifische Abbauverhalten eines anaerob vorbehandelten Abwassers im Lysimeter überprüft.

3.2.1.1 *Versuchsbetrieb mit künstlich erzeugtem Abwasser*

Das in den Versuchen eingesetzte künstliche Abwasser ist einem an der SLFA-Neustadt entwickelten Standard für weinbauliche Abwässer nachempfunden worden. Dieser wurde durch Heil [Heil 1999] in Anlehnung an Langzeitmessungen entwickelt. Diese Standards wurden auch von Untersuchungen anderer Autoren belegt [Jeison D. 2003].

Im Rahmen dieser Versuchsreihe erfolgte die Aufbringung des Kunstabwassers auf die Laborlysimeter im Batch-Verfahren. Eine Variation der hydraulischen Dosierung des Kunstabwassers simulierte unterschiedliche kellerwirtschaftliche Arbeitsschritte und Belastungsanforderungen, die während weinbaulicher Aktivitäten auftreten. In den vier Versuchswochen wurden vier unterschiedliche Lastprofile eingestellt. Sie entsprachen aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen über Arbeitsprofile der Kellerwirtschaft und den daraus resultierenden Abwassermengen und Abwasserbelastungen [Adams und Walg 1990], [Racault und Lenoir 1995], [Rochard und et al. 1998], [Müller 2000] und [Jeison D. 2003].

Insgesamt wurden, wie in Abbildung 3-3 dargestellt, vier unterschiedliche Beschieckungsfolgen gefahren. Diese wochenweise applizierten Lastprofile simulierten die wichtigsten Belastungszustände für Abwasserbehandlungsanlagen in der Weinwirtschaft. Ähnlich der in der weinbaulichen Praxis vorgefundenen Betriebswoche wurde auf eine Beschickung der Lysimeter an Samstagen und Sonntagen verzichtet.

Während der 25-tägigen Versuchsdauer wurden mit dem organisch definiert belasteten Kunstabwasser folgende tägliche Flächenbelastungen auf die Laborlysimeter mit den Bezeichnungen S1 bis S6 vom Typ I der Bauhöhe 100 cm aufgebracht:

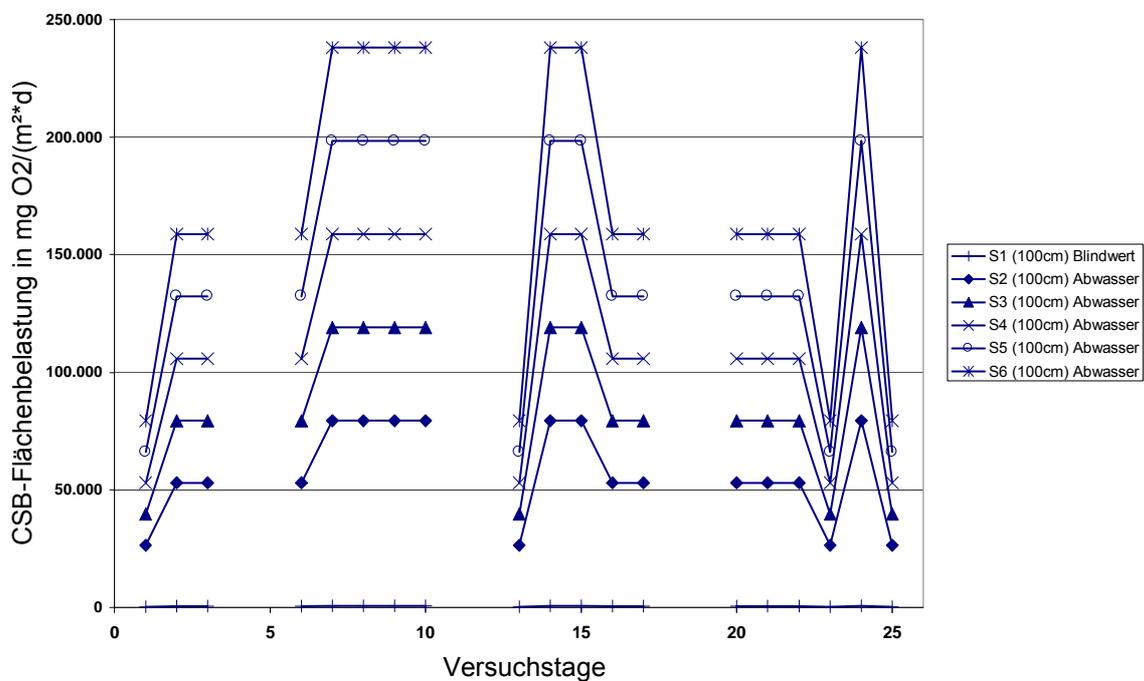


Abbildung 3-3 Aufbringung der täglichen CSB-Flächenbelastung auf die Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm)

Wie aus der obigen Abbildung zu entnehmen, wurde nur Wochentags beschickt und an den jeweiligen Wochenenden keine Abwassermenge auf die Filteroberfläche gegeben. Die tägliche Beschickung erfolgte manuell als Batch in drei Zeitintervallen, die morgens, mittags und abends terminiert waren.

Auf die Laborlysimeter S7 und S8 vom Typ II mit der Bauhöhe 75cm und auf die Laborlysimeter S8 und S12 vom Typ III mit 50 cm Bauhöhe wurden mit dem künstlichen Abwasser folgende Flächenbelastungen über die Versuchsdauer appliziert.

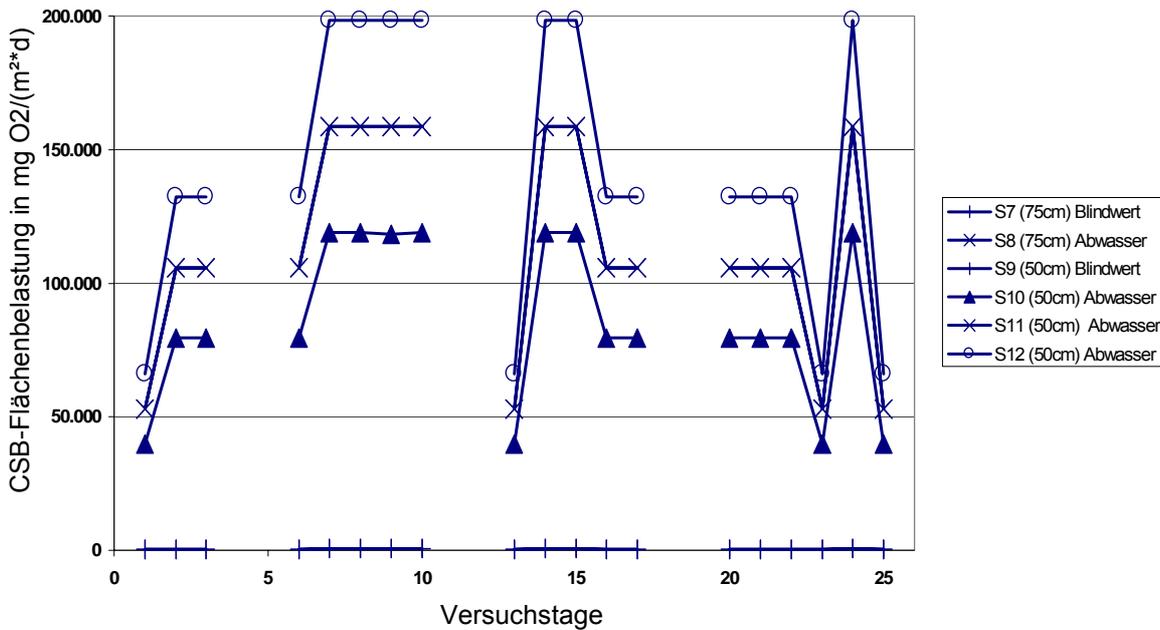


Abbildung 3-4 Aufbringung der täglichen CSB-Flächenbelastung auf die Laborlysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm)

Auch für diese Laborlysimeter galt die Regel einer wochentäglichen Beschickung in drei Intervallen (Tag 6-10, 13-17, 20-25) und eines Aussetzen der täglichen Applikation an den jeweiligen Wochenenden.

Im Folgenden wird auf den technischen Hintergrund der vorgefundenen Form des Lastprofils in Woche eins bis vier detaillierter eingegangen. Das erste Wochenprofil bildet die der jährlichen Leseperiode vorausgehende Reinigung des kellerwirtschaftlichen Arbeitsgeräts ab. Im zweiten Wochenprofil wurde eine volle Leseweche mit konstant hohen Belastungen simuliert. Die in der dritten Woche zu verzeichnende Spitzenbelastung mit allmählichem Abfall stellt das Ende einer Leseperiode dar, bevor in der vierten Woche mit einer steilen Belastungsspitze der Effekt eines ersten Abstichs simuliert wurde.

Über die 25-tägige Versuchsdauer konnte die Zusammensetzung des künstlichen Abwassers konstant gehalten werden. Als Resultat lag fortwährend eine CSB-Belastung von 2.500 mg O₂/l vor. Der BSB₅ dieses Abwassers wurde im Mittel mit 2.400 mg O₂/l bestimmt, so dass ein CSB:BSB₅-Verhältnis von 1,05 resultierte.

Ein nahe an 1 gelegener Wert des CSB:BSB₅-Verhältnisses deutet auf eine leichte Abbaubarkeit des standardisierten Kunstabwassers hin. Die organische Belastung der täglichen Abwassermischung bestand aus je 25 ml eines handelsüblichen weißen Traubensaftes mit einem CSB-Gehalt von 190.000 mg O₂/l, 25 ml eines handelsüblichen Weines mit einem CSB-Gehalt von 182.000 mg O₂/l sowie 30 ml eines aus der Weinbereitung an der SLFA Neustadt gewonnenen Hefetrubs mit einem CSB-Gehalt von 37.000 mg O₂/l. Um das künstliche Weinbauabwasser zu erzeugen, wurden diese auf 10 Liter Trinkwasser dosiert. Das für die Anmischung des Kunstabwassers und für die Beschickung der Blindwertsäulen eingesetzte Trinkwasser wurde am Standort Neustadt an der Weinstrasse entnommen, sein mittlerer CSB-Gehalt betrug während der Versuchsphasen 10,0 mg O₂/l.

3.2.1.2 Versuchsbetrieb mit anaerob vorbehandeltem Abwasser

Zur Überprüfung der Abbauleistungen der Laborlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser wurde weinbauliches Abwasser aus den anaeroben Reaktoren einer Demonstrationsanlage eingesetzt. Dieses Abwasser wurde aus einer Anlage zur Co-Vergärung von Abwasser und Traubentrestern entnommen. Es entsprach in seiner Zusammensetzung wissenschaftlichen Beobachtungen aus der Literatur für anaerob vorbehandeltes Abwasser der Wein- und Getränkeherzeugung.

Über die 32-tägige Versuchsdauer mussten auf Grund begrenzter Transportkapazitäten zwei verschiedene Abwasserchargen eingesetzt werden. Deren CSB-Konzentration stellte sich folgendermaßen über den Verlauf des Versuchsansatzes dar:

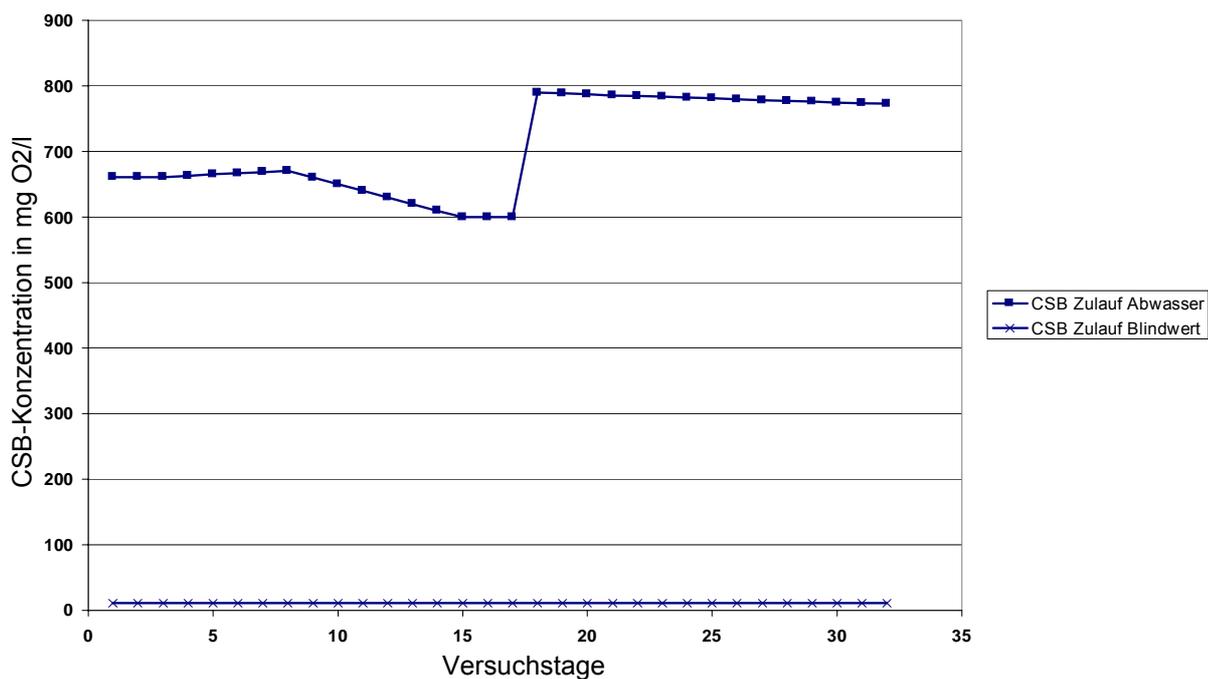


Abbildung 3-5 CSB-Konzentration des anaerob vorbehandelten Abwassers

Essentiell für einen Vergleich der Abwassercharakteristik zum künstlichen Abwasser ist das CSB:BSB₅-Verhältnis. Untersuchungen zufolge wies dieses Verhältnis beim anaerob vorbehandelten Abwasser einen Mittelwert von 8,5:1 auf. Es konnte somit, im Gegensatz zu dem künstlichen Abwasser (1,05:1), als schwer abbaubar eingestuft werden.

Anaerobe Vorbehandlungssysteme besitzen ein hydraulisches Puffervermögen sowie eine homogenisierende Wirkung auf organische Spitzenbelastungen [Bischofsberger 1993]. Versuchstechnisch ist dieses Charakteristikum in der hydraulischen Beschickung der Lysimeter für die Laborlysimeter Typ I (S3 - S6), die Lysimetersäule Typ II (S7) und die Laborlysimeter Typ III (S10 - S12) nachgebildet worden, indem mit einer Schlauchpumpe vom Typ Ismatec IPC gesammeltes homogenisiertes Abwasser auf die Filteroberflächen aufgebracht wurde.

Um darüber hinaus eine Referenzgrundlage für intermittierende Beschickungen zu erhalten, sind die restlichen Laborlysimeter vom Typ I (S2), Typ II (S8) und vom Typ III (S9) einmal täglich im Batch-Verfahren mit identischen Wassermengen beschickt worden. Darüber hinaus wurde eine Lysimetersäule vom Typ I (S1) als Blindwertversuch gefahren werden. Die Beschickungsmengen in diesem Versuchsansatz wurden als Staffelung der maximalen hydraulischen Bemessungslast nach DVWK-ATV A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] von 2,5 m² pro Einwohnerwert und Tag durchgeführt.

Um für den Versuch einfach abzumessende Dosierungsmengen bei der Beschickung der Laborfilterflächen zu erhalten, wurde die hydraulische Einwohnerlast für die Versuchszwecke von den vorgeschriebenen 150 Litern pro Tag auf 158,75 l/d angehoben.

Als optimales molare Verhältnis C:N:P für einen aeroben Abbauvorgang wird zwischen 100:14:3 und 100:10:1 angegeben. Die Nährstoffzusammensetzung des eingesetzten anaerob behandelten Abwassers lag im Bereich üblicher hochbelasteter Abwässer aus der Lebensmittelverarbeitung. Eine Analyse des eingesetzten anaerob vorbehandelten Abwassers ergab einen Stickstoffgehalt von Nges 9 mg/l und einen Phosphorgehalt von 7 mg/l.

Folgende Beschickungsmengen wurden mit einer zeitliche Variation auf die Oberflächen der Laborlysimeter aufgebracht:

	Tag 1 - 8	Tag 9 - 21	Tag 22 - 32
Variation des A262-Wertes	100%	50%	25%
Entspricht hydraulisch [l/(m ² *d)]	63,50	31,75	15,88

Tabelle 3-2 Maximale Versuchsbeschickungen der Lysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser relativ der Vorgaben nach DVWK-ATV-A262 und als hydraulische Einheit

Für die betrachteten Lysimeter ergaben sich resultierend aus diesen Vorgaben folgende tägliche CSB-Flächenbelastungen:

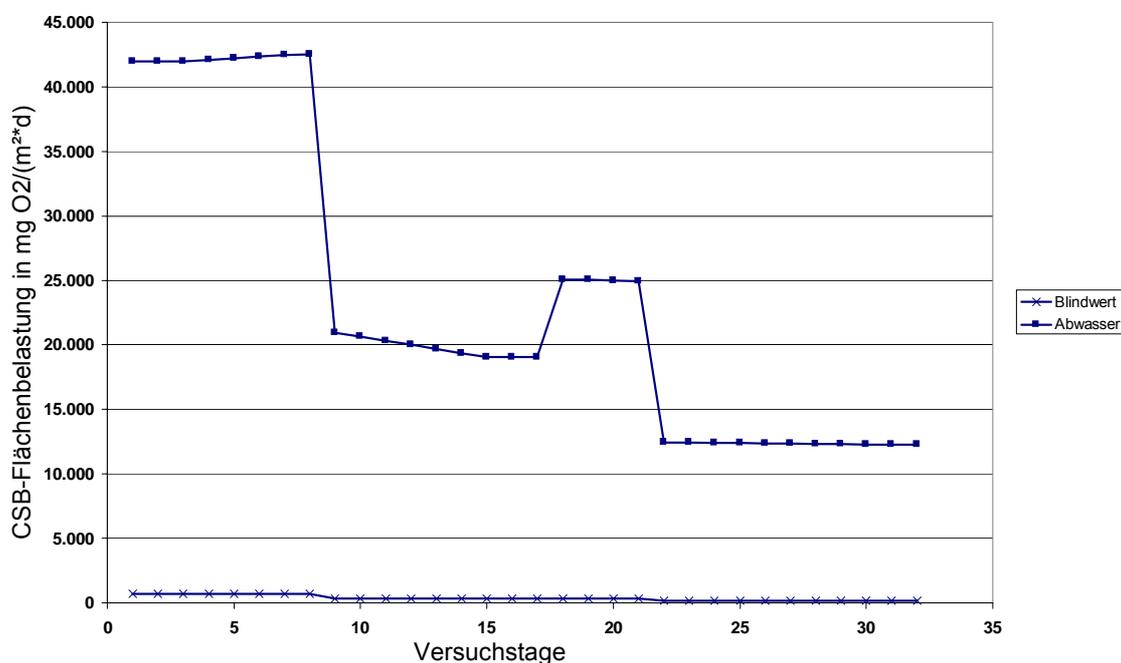


Abbildung 3-6 CSB-Flächenbelastung der Lysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser in der Versuchsphase

In Abbildung 3-6 sind die Wechsel der anliegenden Beschickungsmengen deutlich zu beobachten. Vom 17. auf den 18. Versuchstag fand darüber hinaus ein Wechsel der eingesetzten Abwassercharge statt. Da diese, wie in Abbildung 3-5 dargelegt, einen um 200 mg O₂/l höheren CSB-Gehalt aufwies, kam es zu dem in dieser Versuchsphase auffallenden Sprung in der CSB-Flächenbelastung der Lysimeter. Dieser Tatsache ist in allen weiteren Ergebnisbetrachtungen Rechnung getragen worden, so dass negative Auswirkungen dieser Inkonsistenz auf die Ergebnishüte nicht erwartet werden müssen.

3.2.2 Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichen Boden

3.2.2.1 Versuchsbetrieb der Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichen Boden

Versuche zur Kontrolle des Abbaus von anaerob vorbehandeltem Abwasser in natürlichem Boden sind während des Untersuchungsprogramms ebenfalls vorgenommen worden. Diese Abwässer wurden aus der flüssigen Phase einer anaeroben Vorbehandlungsstufe entnommen.

Die anaerob vorbehandelten Abwässer zeigten ausnahmslos eine gute Phasentrennung, einen neutralen pH-Wert und waren erdig im Geruch. Im Mittel aller anaerob vorbehandelten Wässer wurde ein CSB-Wert von 327 mg O₂/l bestimmt. Der mittlere BSB₅-Wert lag bei 43 mg O₂/l. Die gemessenen Extrema lagen für den CSB-Wert bei min. 103 und max. 686 mg O₂/l und für den BSB₅-Wert bei min. 43 und max. 150 mg O₂/l. Eine grafische Darstellung der ermittelten CSB:BSB₅ Verhältnisse ergibt folgendes Bild:

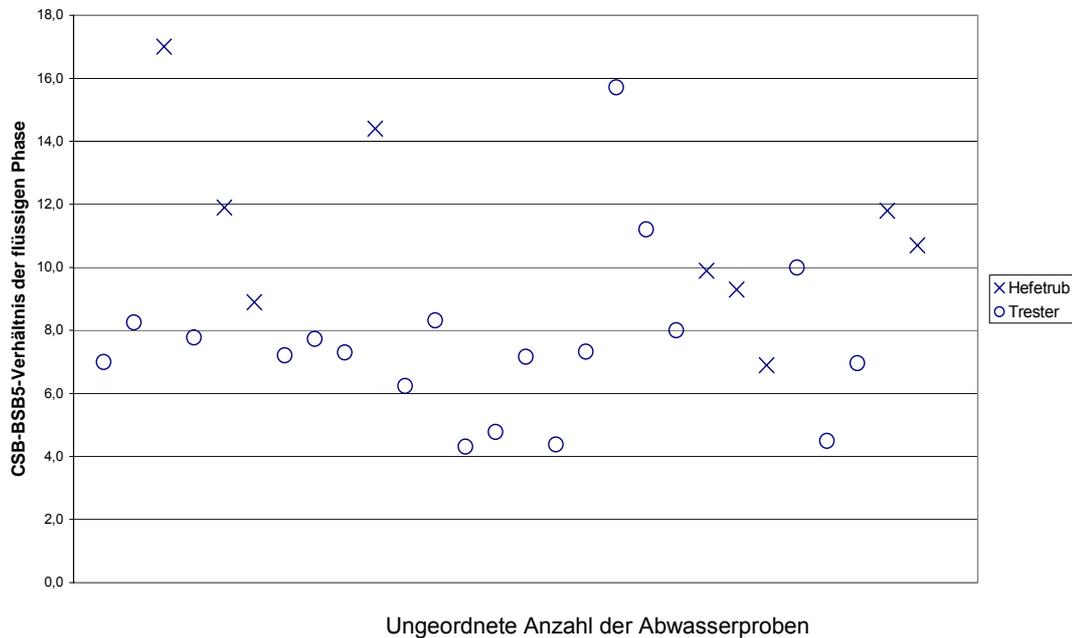


Abbildung 3-7 CSB:BSB₅-Verhältnis der eingesetzten anaerob vorbehandelten Abwässer

Die aus diesen Ergebnissen resultierenden Mittelwerte der anfallenden CSB:BSB₅-Verhältnisse bei diesen Substraten konnten für Trester mit 7,6 und für Trube mit 11,2 ermittelt werden.

Aus Abbildung 3-7 ist ersichtlich, dass es bei Abwässern aus anaeroben Reaktoren zu starken Abweichungen vom Mittelwert kommen kann. So wurde ein Maximalwert von 15,7 und ein Minimalwert von 6,9 bestimmt. Diese Werte liegen um den Faktor 2 bis 5 deutlich über den CSB:BSB₅-Verhältnissen häuslicher Abwässer [Geller, Netter et al. 1992].

Im Rahmen dieser Untersuchungen an Freilandlysimetern ist das bereits in Abbildung 3-5 erwähnte Abwasser ebenfalls eingesetzt worden. Genau wie bei den vorherigen Versuchen auf den Laborlysimetern wurden die Beschickungen der Freilandlysimeter in Staffellungen durchgeführt, die Variationen der maximalen hydraulischen Vorgaben des ATV Arbeitsblattes A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] entsprachen.

Insgesamt standen für den Versuch 18 Freilandlysimeter zur Verfügung von denen jeweils drei Säulen mit einer identischen Abwassermenge und –charge beschickt wurden. Weil stets drei Lysimeter einen belastbaren Mittelwert ergeben konnten, musste bei diesem Versuchsaufbau keine zeitliche Variation der Beschickungsmenge erfolgen. Über die gesamte Versuchsdauer fielen an den Freilandlysimetern folgende hydraulische Belastungen an:

	L1-L3	L4-L6	L7-L9	L10-L12	L13-L15
Variation des ATV-A262-Wertes	45%	70%	90%	100%	135%
entspricht hydraulisch [l/(m ² *d)]	28,58	44,75	57,15	63,50	85,73

Tabelle 3-3 Versuchsbeschickungen der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser im Vergleich der maximal Vorgabe nach ATV-A262 und als hydraulische Einheit

Die Laborlysimeter L16-L18 wurden als Blindwertsäulen mit Trinkwasser durch den Versuch geführt. Hierbei erhielt das Lysimeter L16 eine hydraulische Beschickung von 28,58 l/(m²*d), das Lysimeter L17 von 57,15 l/(m²*d) und das Lysimeter L18 von 85,73 l/(m²*d).

Als Resultat stellte sich bei der Beschickung mit anaerob vorbehandeltem Abwasser folgende CSB-Flächenbelastung der Freilandlysimeter über die Versuchsdauer ein (siehe Abb. 3-8):

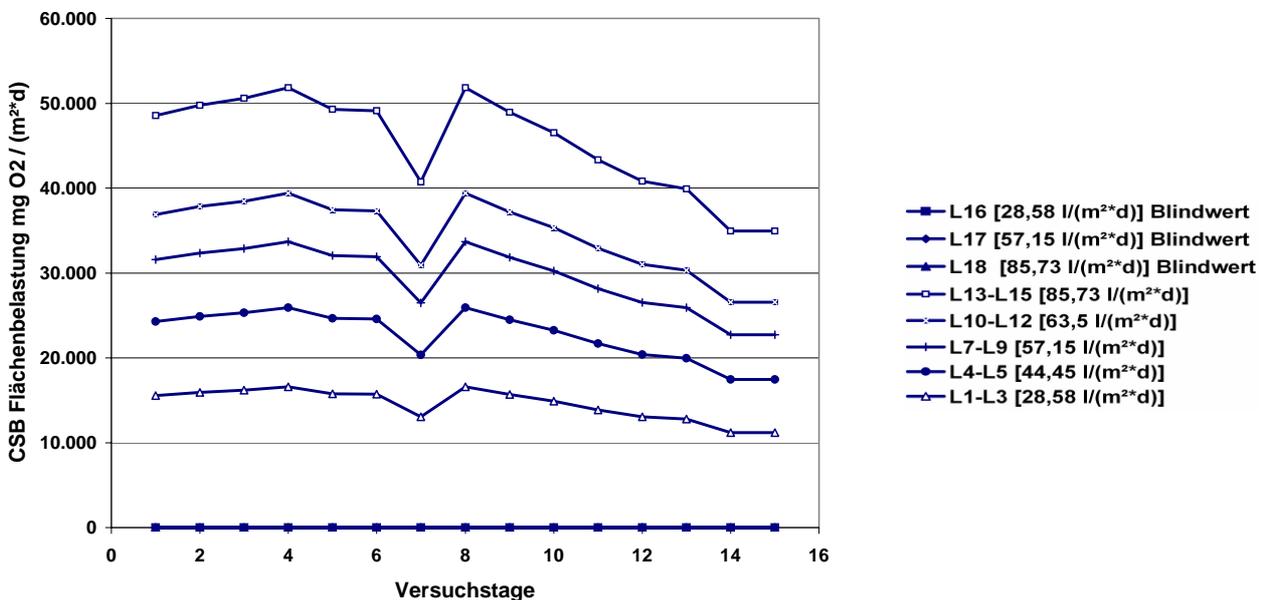


Abbildung 3-8 CSB-Flächenbelastung der Freilandlysimeter in der Versuchsphase bei den angegebenen hydraulischen Belastungen

Genau wie im Versuchsansatz mit Laborlysimeter führte der Wechsel der Abwassercharge am 7. Versuchstag zu einer Inkonsistenz der Flächenbelastung. Mit der konstanten Überwachung der Ein- und Auslaufparameter des in den Freilandlysimetern behandelten Abwassers und der täglichen Bestimmung der resultierenden Reinigungsleistung konnten die Auswirkungen dieser Inkonsistenz jedoch erfasst und bei der weiteren Auswertung berücksichtigt werden.

4 Ergebnisse

4.1 Laborlysimeter zur Simulation der Reinigungsleistung von bewachsenen Bodenfiltern

4.1.1 Versuchsbetrieb mit künstlich erzeugtem Abwasser

Während der Versuchsphase mit künstlich erzeugtem Abwasser ist an das Laborlysimeter vom Typ I die Auslaufkonzentration über die Versuchsdauer bestimmt worden:

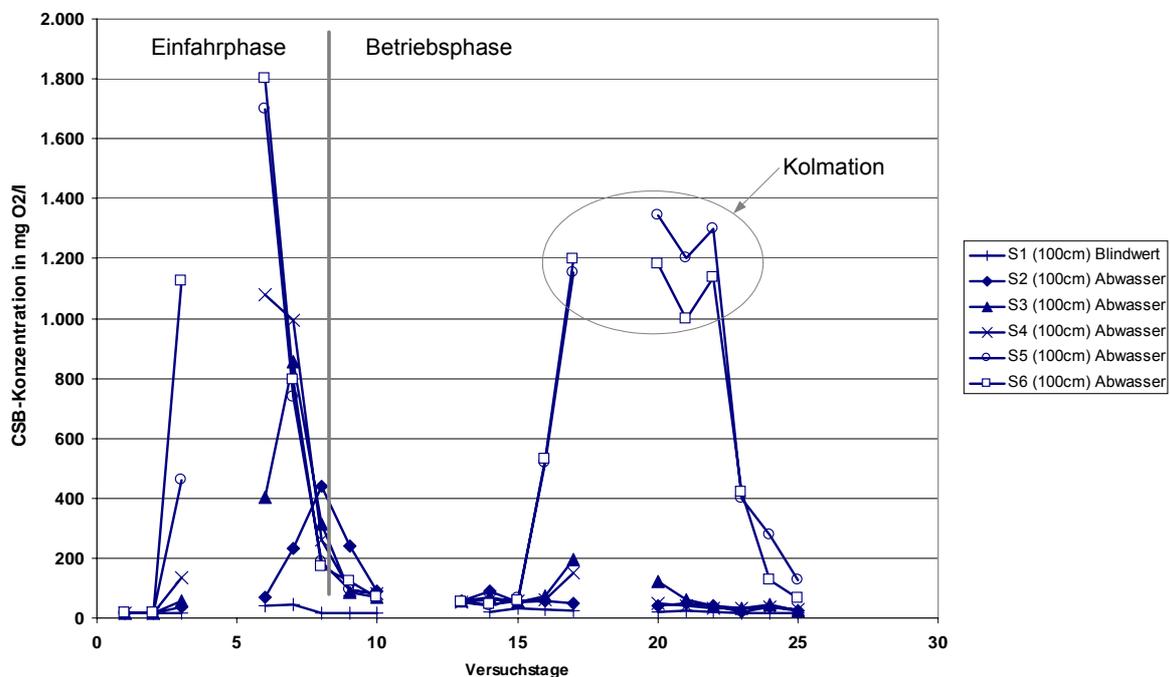


Abbildung 4-1 CSB-Auslaufkonzentration der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit künstlichem Abwasser über die Versuchsdauer

In der obigen Grafik ist deutlich das im grauen Kreis befindliche Kolmationsereignis der Filtersäulen S5 und S6 zu erkennen, bei denen eine Oberflächenkolmation zum Versagen der Reinigungsleistung und damit einem Anstieg der CSB-Emissionen geführt hat. Nach Beseitigung der Kolmation durch ein Umrühren der Oberfläche näherte sich die Reinigungsleistung wieder den anderen Säulen an.

Lysimeter S1 wurde als Blindwertversuch mit Trinkwasser gefahren, das eine Belastung von 10 mg O₂/l aufwies. Im Mittel ist bei dieser Säule ein CSB-Gehalt von 25,5 mg O₂/l bzw. eine tägliche CSB-Auslauffracht von 990 mg O₂ pro m² bestimmt worden. Über die Versuchsdauer konnte im Blindversuch am Lysimeter Typ I keine signifikante Streuung der Auslaufwerte festgestellt werden. Gleiches ergaben die Ergebnisse für die Blindwerte der Lysimetertypen II und III.

In den Laborlysimeter S2 bis S6 sind über die Versuchsdauer hinweg Veränderungen der CSB-Auslaufkonzentrationen und damit auch der täglich emittierten CSB-Ablauf fracht angefallen. Die im Tracerversuch (Kapitel 3.1.1.2) bestimmte hydraulische Aufenthaltszeit spiegelt sich ebenfalls in der klaren Signifikanz der Ablaufunterschiede wieder, so dass die Versuchsdauer einwandfrei in zwei Zeitabschnitte unterteilt werden konnte. Dies sind die Einfahrphase von Tag 1 bis Tag 8 und eine Betriebsphase von Tag 9 bis Tag 25.

Säulen Nr.	Ø Fracht ein mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Fracht aus (Einfahren) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Einfahren)	Max. Wert CSB-Auslauf (Einfahren)	Ø Fracht aus (Betrieb) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Betrieb)
S2	57.081	4.006	92,98 %	13.935 mg O ₂ /l	1.710	97,00 %
S3	85.622	11.829	86,18 %	40.662 mg O ₂ /l	2.500	97,08 %
S4	114.162	22.001	84,58 %	63.104 mg O ₂ /l	2.886	97,98 %
S5	142.703	31.482	77,94 %	89.937 mg O ₂ /l	27.036 *	81,05 % *
S6	171.244	46.540	72,82 %	114.274 mg O ₂ /l	29.010 *	83,06 % *

* Von Versuchtag 15 bis 22 Oberflächenkolmation an den Bodenfiltern S5 und S6

Tabelle 4-1 Übersicht der CSB-Auslauffrachten für Einfahr- und Betriebsphase der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit künstlichem Abwasser

Ab dem 15. Versuchstag wurde an den Lysimetern S5 und S6 eine Oberflächenkolmation festgestellt, die zu vorübergehend geringeren Reinigungsleistungen führte. Diese verhinderte das Eindringen von Sauerstoff in tiefere Filterschichten und führte zu einem verzögerten Abfluss des aufgebrauchten Abwassers. Durch manuelles Auflockern der Filteroberfläche bis ca. 5 cm Tiefe am 22. Versuchstag konnte diese Kolma-

tion vollständig beseitigt werden. Der Filter nahm in der Folge wieder seine gewohnte Reaktivität auf. Dies wird durch den Abfall des CSB-Wertes am Auslauf auf den Wert vor der Kolmation belegt.

Eine Auswertung ohne die Einflüsse der Kolmation ergibt für den Lysimeter S5 eine durchschnittliche Auslauffracht von $4.496 \text{ mg O}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bzw. eine durchschnittliche CSB-bezogene Reinigungsleistung von 96,85 %. Für den Lysimeter S6 ergeben sich bei dieser Auswertung $5.285 \text{ mg O}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ an durchschnittlicher Auslauffracht bzw. 96,91 % an durchschnittlicher CSB-bezogener Reinigungsleistung.

Ingesamt ergibt sich für die Betriebsphase ohne die Einflüsse der Kolmation von S5 und S6 eine durchschnittliche CSB-bezogene Reinigungsleistung aller Lysimeter vom Typ I zwischen 96,85% und 96,91%.

Bei einer ausreichenden Versorgung der Lysimeter mit Sauerstoff lässt sich bei diesem Versuch selbst bei einer CSB-Frachterhöhung um den Faktor 3 kein negativer Einfluss auf die CSB-bezogene Reinigungsleistung verzeichnen. Da der Versuch aber nur eine Gesamtdauer von 30 Tagen aufwies, ist eine Verallgemeinerung dieses Ergebnisses nicht ohne weitere Langzeituntersuchungen möglich. Schließlich könnte bei der Versuchsdauer auch der vorhandene Porenraum des Filterkörpers eine große Rolle gespielt haben.

Der kurzzeitige Einfluss der Kolmation macht allerdings deutlich, dass die Sauerstoffversorgung des Lysimeters den limitierenden Faktor für die Prozessstabilität darstellt. Kolmationen können aber speziell in großtechnischen Anlagen zu einem unlösbaren betriebstechnischen Problem werden.

Für die Auslaufkonzentrationen der Lysimeter Typ II und Typ III wurden während der Versuchsphase mit Kunstabwasser folgende CSB-Werte bestimmt:

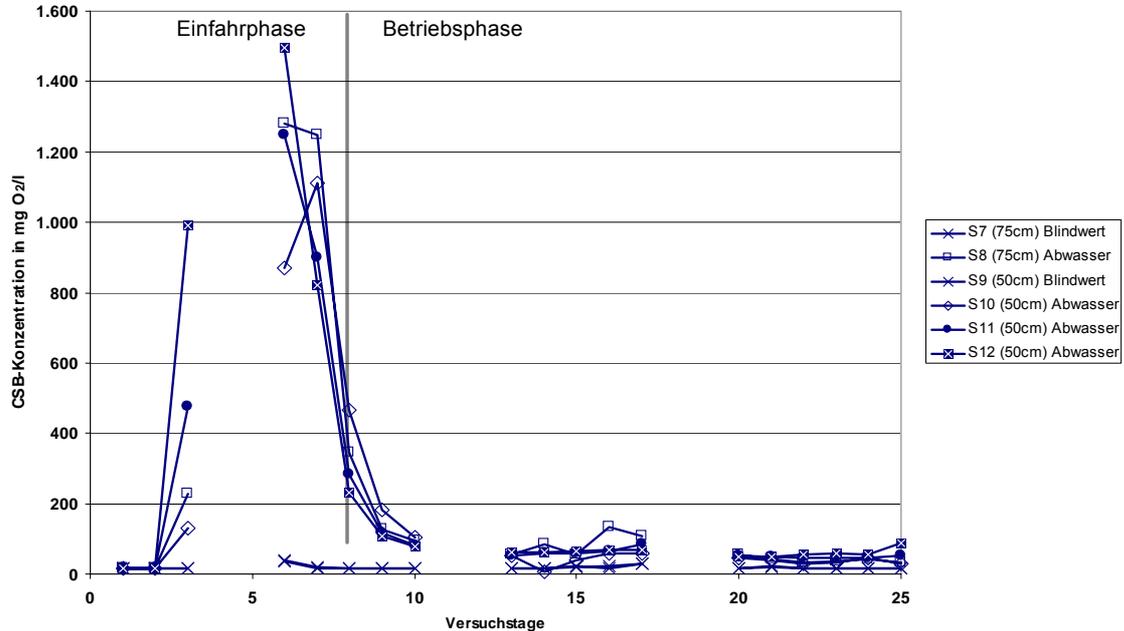


Abbildung 4-2 CSB-Auslaufkonzentration der Laborlysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit künstlichem Abwasser

Eine Einteilung des Versuchszeitraums in Einfahr- und Betriebsphase gemäß der bei Lysimetern vom Typ I vorgenommenen Definition, ergibt für den Auslauf der Lysimeter Typ II und III folgende Ergebnisse:

Säulen Nr.	Ø Fracht ein mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Fracht aus (Einfahren) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Einfahren)	Max. Wert Reinigung (Einfahren)	Ø Fracht aus (Betrieb) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Betrieb)
S8	114.162	27.676	75,75 %	79.293 mg O₂/l	3.384	97,03 %
S10	85.622	17.916	79,08 %	52.851 mg O₂/l	2.094	97,55 %
S11	114.162	24.827	78,25 %	57.137 mg O₂/l	2.965	97,40 %
S12	142.703	36.054	74,73 %	79.145 mg O₂/l	3.860	97,26 %

Tabelle 4-2 Übersicht der CSB-Auslauffrachten für Einfahr- und Betriebsphase der Laborlysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit künstlichem Abwasser

In der zeitbezogenen Darstellung der CSB-Reinigungsleistung ergibt sich für Lysimeter vom Typ I folgendes Bild:

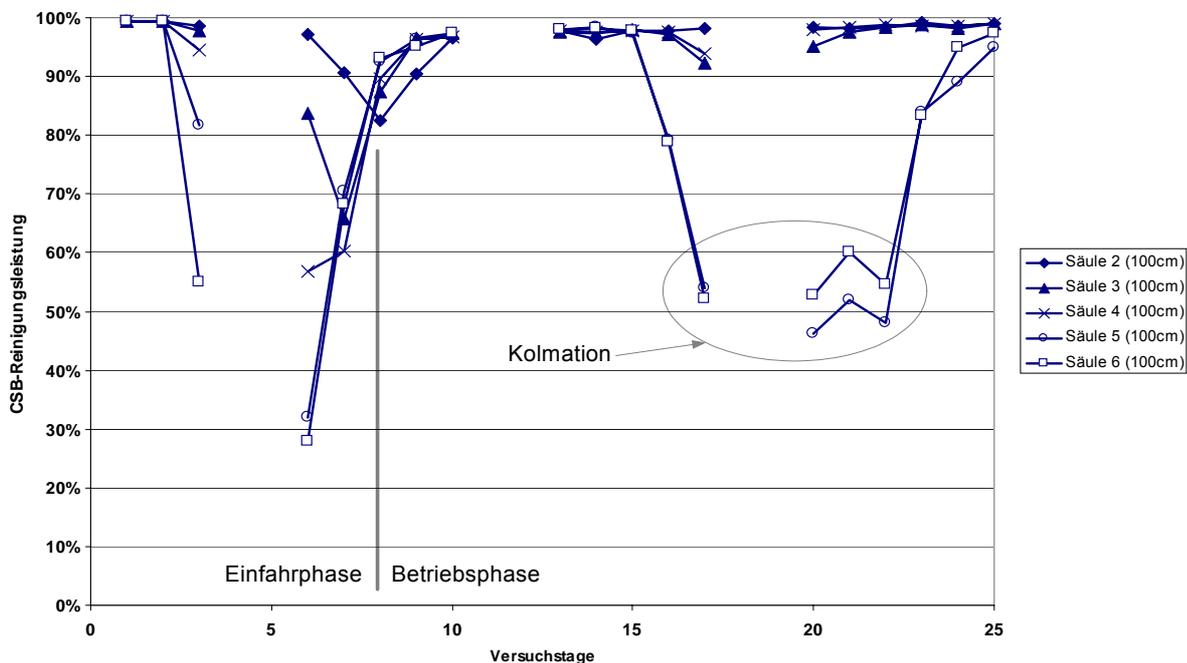


Abbildung 4-3 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Lysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit künstlichem Abwasser über die Versuchsdauer

In den grafischen Ergebnisdarstellungen für diese und die nächste Grafik ist in der Säulengruppen in der ersten und zweiten Versuchswoche ein steiles Ansteigen und Abflachen der Auslaufbelastung festzustellen. Wie definiert, wird dieser Zeitabschnitt als Einfahrphase des Lysimeters beschrieben. In diesem schließt sich einerseits der hydraulische Versuchskreislauf, andererseits etabliert sich eine Biologie in dem frisch angelegten Filterbett.

Im Vergleich der unterschiedlichen Lysimeter ist deutlich auszumachen, dass während dieser Einfahrphase der Biologie bei höheren Frachtbelastungen auch höhere Ablaufkonzentrationen und Ablauffrachten anfallen. Reziprok dazu ergibt sich eine geringere frachtbezogene prozentuale Reinigungsleistung.

Für die Laborlysimeter Typ II mit der Bauhöhe 75 cm und Typ III mit einer Bauhöhe 50 cm stellte sich für die CSB-bezogene Reinigungsleistung folgendes Resultat ein:

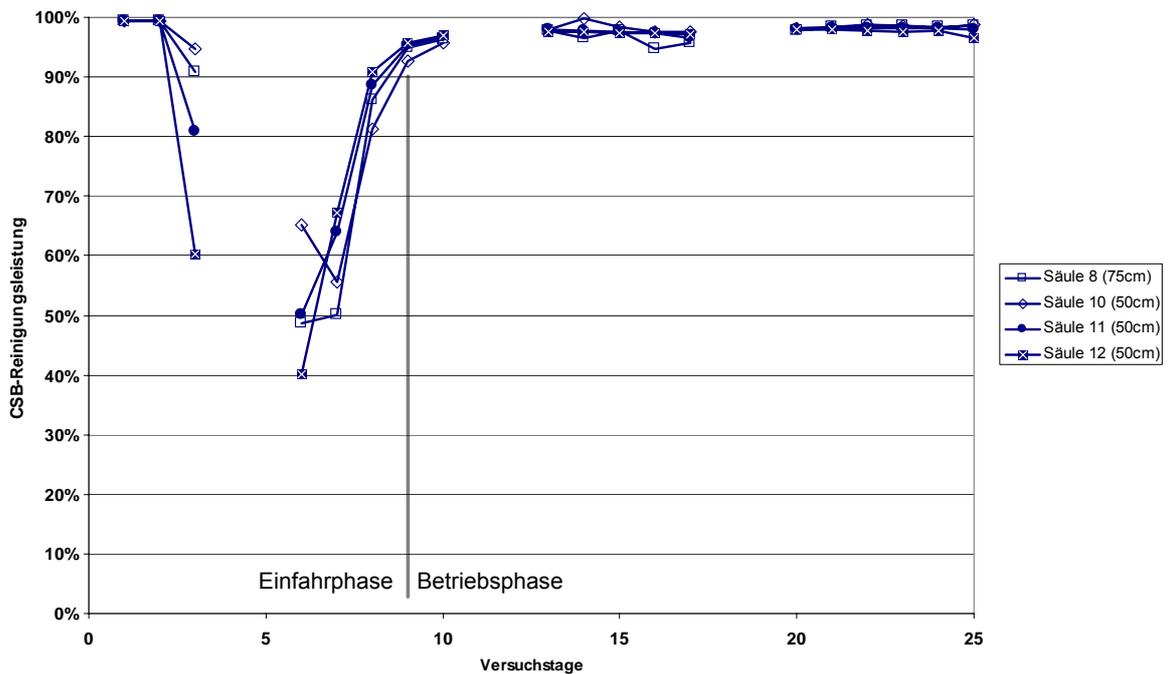
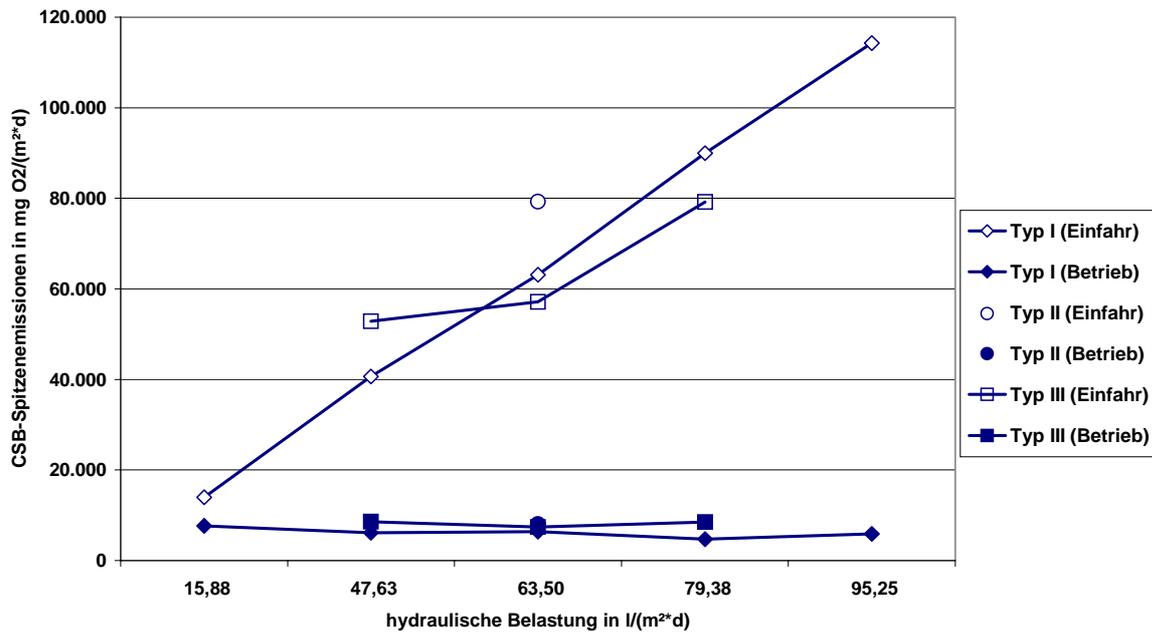


Abbildung 4-4 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Lysimeter Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit künstlichem Abwasser über die Versuchsdauer

In der Aufstellung der mittleren frachtbezogenen Reinigungsleistung aller Lysimeter und Versuchsphasen ist zu erkennen, dass die untersuchten Lysimeterhöhen in der Betriebsphase bei den betrachteten Belastungen nahezu identische Reinigungsleistungen aufweisen.

Eine Abnahme der Reinigungsleistung über die Steigerung der hydraulischen Belastung ist nur in der Einfahrphase zu beobachten.

Deutlich ist aus den vorliegenden Grafiken zu sehen, dass nach Durchlaufen der Einfahrphase ein stabiler und bei allen Säulen wenig volatiler Verlauf der Reinigungsleistung eintritt.



{Die von der Kolmation betroffenen Lysimeter vom Typ I mit 125% und 150% hydraulischer Belastung sind in der Abbildung ohne Kolmationseinfluss dargestellt}

Abbildung 4-5 mittlere frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung aller Lysimeter und Versuchsphasen mit künstlichem Abwasser über die hydraulische Belastung

Bei einer Zunahme der Reinigungsleistung von 3% im Bezug auf eine Zunahme der Lysimeterhöhe von 100% kann festgestellt werden, dass sich Unterschiede in der Bauhöhe der Lysimeter nicht signifikant auf erzielte CSB-bezogene Reinigungsleistungen auswirken. Eine Trendlinienanalyse der Relation von hydraulischer Belastung und Reinigungsleistung in der Betriebsphase aller Lysimeter ergibt eine nahezu lineare Kurvensteigung der mathematischen Beziehung $y = -0,005x + 0,9917$.

4.1.2 Versuchsbetrieb mit anaerob vorbehandeltem Abwasser

In der Untersuchungsreihe mit anaerob vorbehandeltem Abwasser wurde die CSB-Auslaufkonzentration für die Lysimeter vom Typ I mit folgenden Werten in Abbildung 4-6 aufbereitet:

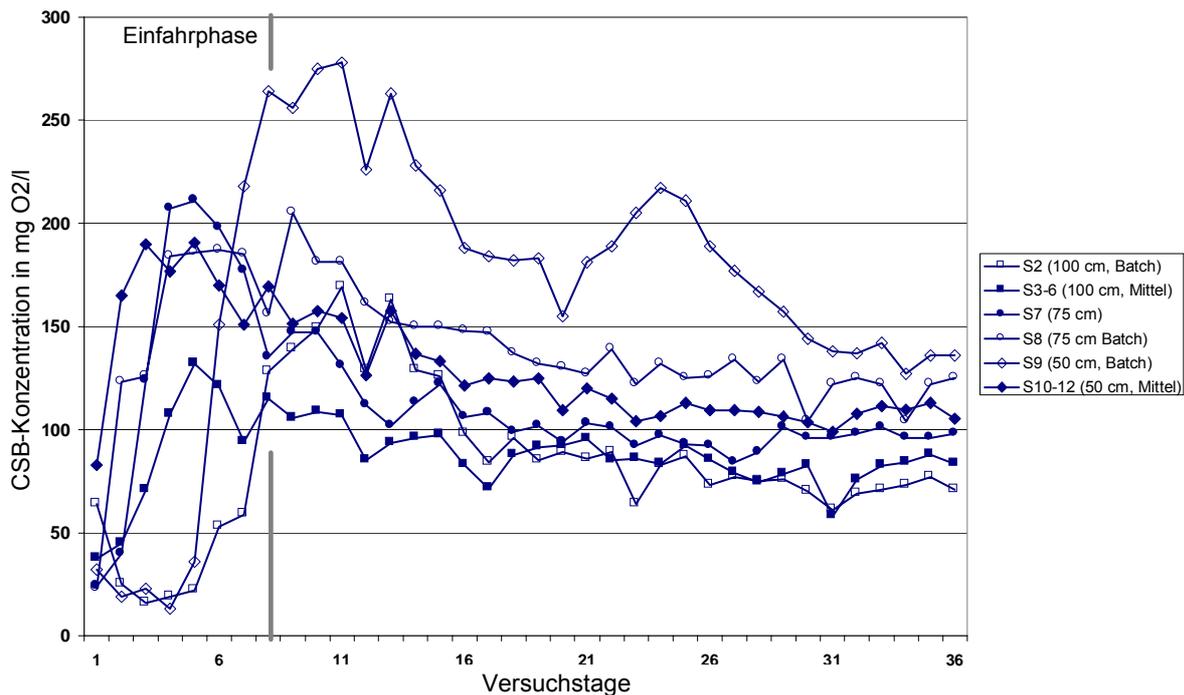


Abbildung 4-6 Auslaufkonzentration des CSB-Wertes an Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm) mit anaerob vorbehandeltem Abwasser über die Versuchsdauer

Aus den Ergebnissen der jeweils identisch beschickten Säulen S3 bis S6 bzw. S10 bis S12 wurden in der vorliegenden Darstellung Mittelwerte gebildet. Die restlichen Säulen S2, S7, S8 und S9 sind in Einzeldarstellungen aufgetragen. Die Säule S7 sowie die Säulen S3-6 und S10-12 sind kontinuierlich beschickt worden. Die Laborlysimeter S2, S8 und S9 hingegen wurden als tägliche Batch-Beschickung gefahren, bei denen die gesamte Abwassermenge zu einem festen Zeitpunkt täglich auf den Filter aufgebracht worden ist.

Lysimeter S1 ist wie bereits im Versuchsansatz mit künstlichem Abwasser als Blindwertversuch mit Trinkwasser gefahren worden. Im Mittel ließ sich über die gesamte Versuchsdauer bei dieser Säule ein CSB-Gehalt von 14,6 mg O₂/l bzw. eine tägliche CSB-Auslauffracht von 504 mg O₂ pro m² Filterfläche bestimmen.

Gemäß der im Kapitel 3 beschriebenen Versuchsdurchführung war der gesamte Versuch in drei unterschiedliche Lastabschnitte der Beschickung unterteilt. Diese lagen als hohe Belastung in der Einfahrphase von Tag 1 bis Tag 8 der, als mittlere Belastung von Tag 9 bis Tag 21 und als niedrige Belastung von Tag 22 bis Tag 32 vor.

Sämtliche kontinuierlich beschickten Lysimeter erreichen am 5. Versuchstag eine maximale CSB-Konzentration im Ablauf. Vor diesem Hintergrund konnte die Unterteilung zwischen Einfahr- und Betriebsphase dieser Versuchsvariante bereits am 6. Versuchstag vorgenommen werden. Des weiteren wurden Varianten mit einer batch Beschickung gefahren, bei denen das zu untersuchende Abwasser täglich einmal per Hand mittig auf die Oberfläche des Lysimeters appliziert wurde.

Die batch-beschickten Varianten zeigten keine derart exakte Übereinstimmung. Bei ihnen lag eine Streuung der maximalen CSB-Konzentrationen vom 8. bis zum 13. Versuchstag vor. Aus diesem Grund musste die gesamte Versuchszeit der hohen Belastung als Einfahrphase gewertet werden. Eine Unterteilung der CSB-Auslauffrachten erfolgte entlang der Versuchsabschnitte Einfahrphase und Betriebsphase. Ergebnisse der untersuchten Versuchsansätze sind in folgender Tabelle aufbereitet worden.

Säulen Nr.	Ø Fracht ein mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Fracht aus (Einfahren) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Einfahren)	Max. Wert CSB-Auslauf (Einfahren)	Ø Fracht aus (Betrieb) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Betrieb) mgO ₂ /(m ² *d)
S2 (Batch)	42.090	5.612	86,67%	10.729 mg O ₂ /l	---	---
Ø S3-6	42.090	6.827	83,78%	7.808 mg O ₂ /l	6.618	84,28%
S7	42.090	10.125	75,94%	13.395 mg O ₂ /l	4.475	89,37%
S8 (Batch)	42.090	7.748	81,59%	11.871 mg O ₂ /l	---	---
S9 (Batch)	42.090	11.017	73,82%	17.649 mg O ₂ /l	---	---
Ø S10-12	42.090	10.676	74,63%	11.871 mg O ₂ /l	9.882	76,52%

Tabelle 4-3 Übersicht der CSB-Auslauffrachten, des maximalen CSB-Ablaufwertes und der durchschnittlichen Reinigungsleistung für anaerob vorbehandeltes Abwasser bei hoher Belastung der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm), Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm)

Die Versuchsphasen „mittlere“ und „niedrige“ Belastung wurden unmittelbar im Anschluss an die Versuchsphase „hohe“ Belastung gefahren. Aus diesem Grund ist bei diesen beiden Phasen kein Effekt einer Einfahrphase zu erkennen und ein weitgehend linearer Kurvenverlauf zu beobachten. Folglich konnte auf die Auflistung des Maximalwertes der CSB-Auslaufkonzentration verzichtet werden.

Säulen Nr.	Ø Fracht ein (Mittellast) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Fracht aus (Mittellast) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Mittellast)	Ø Fracht ein (Niedriglast) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Fracht aus (Niedriglast) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Niedriglast)
S2 (B)	23.474	2.969	87,35%	12.348	1.167	90,55%
Ø S3-6	23.474	2.730	88,37%	12.348	1.250	89,87%
S7	23.474	3.719	84,16%	12.348	1.629	86,81%
S8 (B)	23.474	4.816	79,48%	12.348	2.002	83,79%
S9 (B)	23.474	6.140	73,84%	12.348	2.488	79,85%
Ø S10-12	23.474	3.805	83,79%	12.348	1.719	86,08%

Tabelle 4-4 Übersicht der CSB-Auslauffrachten, des maximalen CSB-Ablaufwertes und der durchschnittlichen Reinigungsleistung für anaerob vorbehandeltes Abwasser bei mittlerer und niedriger Belastung der Laborlysimeter Typ I (Höhe 100 cm), Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm)

In der grafischen Darstellung der jeweiligen prozentualen Reinigungsleistung über die gesamte Versuchsdauer zeigt sich folgendes Bild:

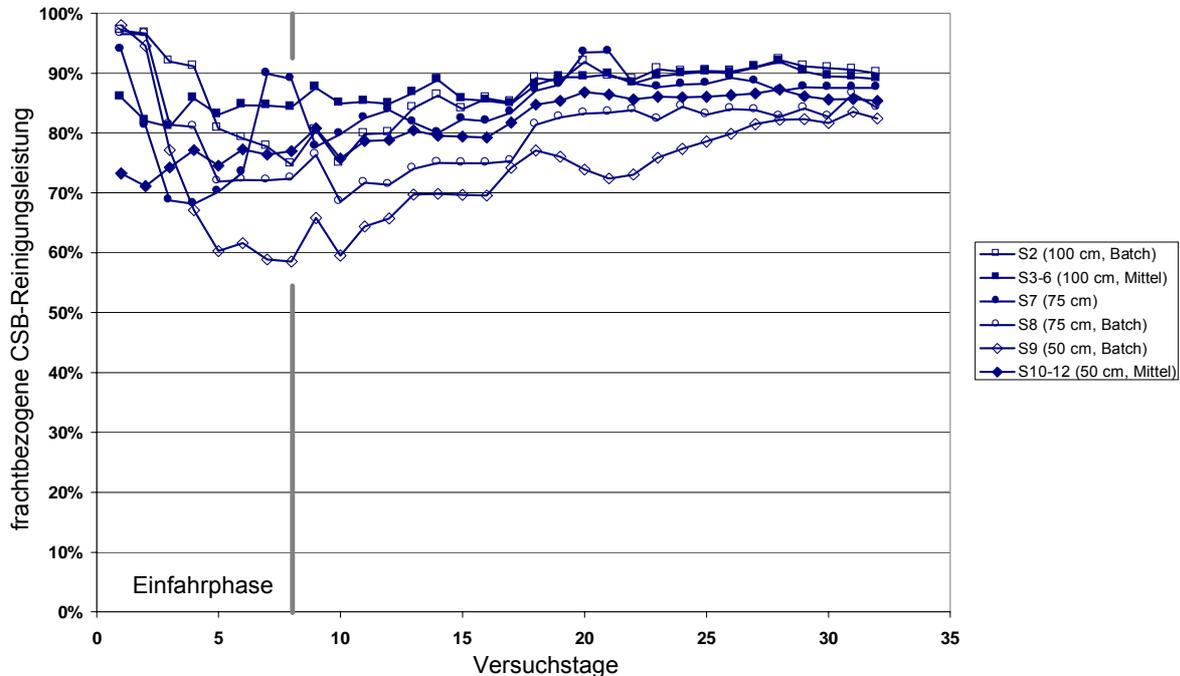


Abbildung 4-7 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Lysimeter Typ I (Höhe 100cm), Typ II (Höhe 75 cm) und Typ III (Höhe 50 cm) mit anaerob vorbehandeltem Abwasser sowie der Blindwerte Typ I über die Versuchsdauer

Nach Abschluss der Einfahrphase nähern sich die Mittelwerte der frachtbezogenen Reinigungsleistungen unterschiedlicher Lysimetertypen einem durchschnittlichen Wert von 87,3 % an. Diese Zunahme der frachtbezogenen Reinigungsleistung über die Vergrößerung der Lysimeterbauhöhe ist bei dem verwandten Abwasser leicht ausgeprägt.

Batch-beschickte Varianten besitzen gegenüber kontinuierlich-beschickten Systemen eine relativ geringere Reinigungsleistung und zeichnen sich durch eine längere Dauer der Einfahrphase bis zu deren Stabilisierung aus.

Eine grafische Darstellung der Mittelwerte aller Varianten dieses Versuchsansatzes geordnet nach den drei hydraulischen Belastungen in $l/(m^2 \cdot d)$ ergibt folgendes Bild:

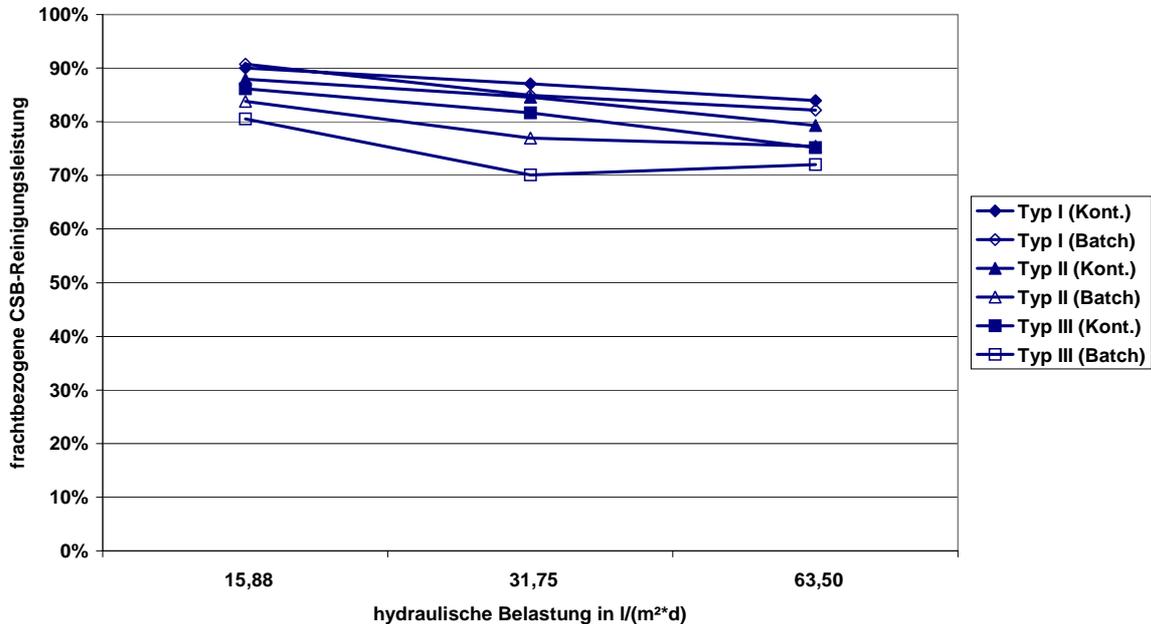


Abbildung 4-8 mittlere frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung aller Lysimeter und Versuchsphasen mit anaerob vorbehandeltem Weinbauabwasser

In der Aufstellung der mittleren frachtbezogenen Reinigungsleistung aller Lysimeter und Versuchsphasen ist zu erkennen, dass Lysimeter mit Batch-Beschickung Reinigungsleistungen aufwiesen, die im Durchschnitt um 6% Prozent geringer waren, als die vergleichbaren Varianten mit kontinuierlicher Beschickung.

4.2 Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abwasserabbaus im natürlichen Boden

Wie in Kap. 3.1.2.2 beschrieben, wurden Freilandlysimeter zur Kontrolle des Abbaus von anaerob vorbehandeltem Abwasser im natürlichen Boden eingesetzt.

4.2.1 Versuchsbetrieb mit anaerob vorbehandeltem Abwasser

Während der Versuchsphase mit anaerob vorbehandeltem Abwasser wurde die CSB-Auslaufkonzentration für die Freilandlysimeter mit folgenden Werten bestimmt:

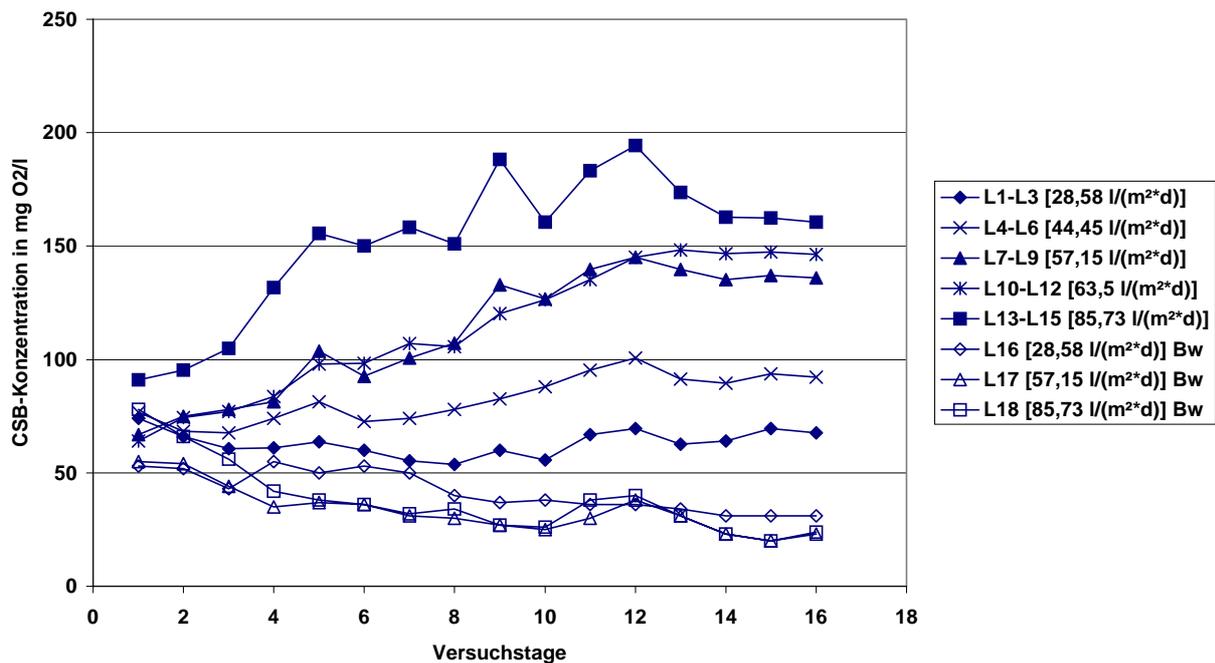


Abbildung 4-9 CSB-Auslaufkonzentration der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser über die Versuchsdauer

Insgesamt stellte sich bei den hydraulisch und frachtbezogen am höchsten belasteten Lysimetern auch die höchste CSB-Auslaufbelastung ein. Diese wurde an den Lysimetern L13 bis L15 bestimmt.

Tabellarisch aufbereitet ergaben sich bei dem Versuchsansatz mit anaerob vorbehandeltem Abwasser in Freilandlysimetern folgende Abwasserparameter:

Säulen Nr.	Ø Fracht ein mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Fracht aus (Einfahren) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Einfahren)	Max. Wert CSB-Ablauf (Einfahren)	Ø Fracht aus (Betrieb) mgO ₂ /(m ² *d)	Ø Reinigung (Betrieb)
ØS1-3	14.530	1.699	88,31%	2.245 mg O ₂ /l	1.613	88,89%
ØS4-6	22.702	3.003	86,77%	3.753 mg O ₂ /l	3.533	84,44%
ØS7-9	29.513	4.363	85,22%	6.193 mg O ₂ /l	6.770	77,40%
ØS10-12	34.508	4.924	85,73%	7.752 mg O ₂ /l	7.941	76,99%
ØS13-15	45.405	6.615	85,43%	16.892 mg O ₂ /l	9.238	79,65%

Tabelle 4-5 Übersicht der CSB-Auslauffrachten für anaerob vorbehandeltes Abwasser bei Freilandlysimetern

Die zeitliche Abgrenzung zwischen der Einfahrphase des Lysimeters und der Betriebsphase ist auf den 5. Versuchstag datiert worden. Diese Definition konnte vorgenommen werden, weil sich ab dem 5. Versuchstag auch in Abbildung 4-9 eine Verstärkung der Messergebnisse ablesen ließ.

Im Rahmen des Versuchsansatzes wurde eine tägliche Messung der CSB-bezogenen Reinigungsleistung der Lysimeter vorgenommen, um einen Überblick über die zeitliche und relative Entwicklung unterschiedlicher hydraulischer Belastungen der Lysimeter mit Abwasser zu erhalten. Eine minimale CSB-bezogene Reinigungsleistung konnte bei den Lysimetern L10-12 mit 65,6% bestimmt werden. Die maximale beobachtete Reinigungsleistung von 91,55% lag bei den Lysimetern L1-3 an.

Grafisch aufbereitet nehmen die Messdaten folgendes Bild an:

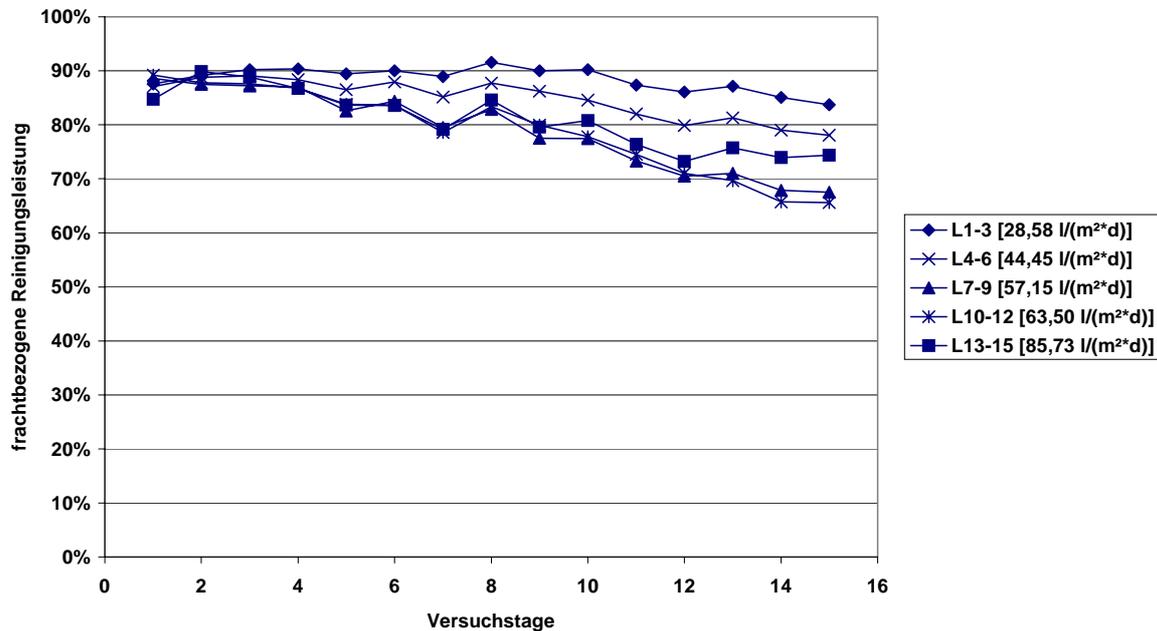


Abbildung 4-10 frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser über die Versuchsdauer

In der Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Untersuchungsreihe konnte bei einer Zunahme der hydraulischen Lysimeterbelastung für anaerob vorbehandeltes Abwasser eine tendenziell abnehmende CSB-bezogene Reinigungsleistung beobachtet werden. Bei einer hydraulischen Belastung von 63,5 l/(m²*d) wurde für das Abwasser mit einem CSB:BSB₅-Verhältnis von ca. 8,5 eine CSB-bezogene Reinigungsleistung von 79,0% ermittelt.

In der Darstellung der Mittelwerte aller Versuche mit anaerob vorbehandeltem Abwasser an Freilandlysimetern zeigt sich folgendes Bild:

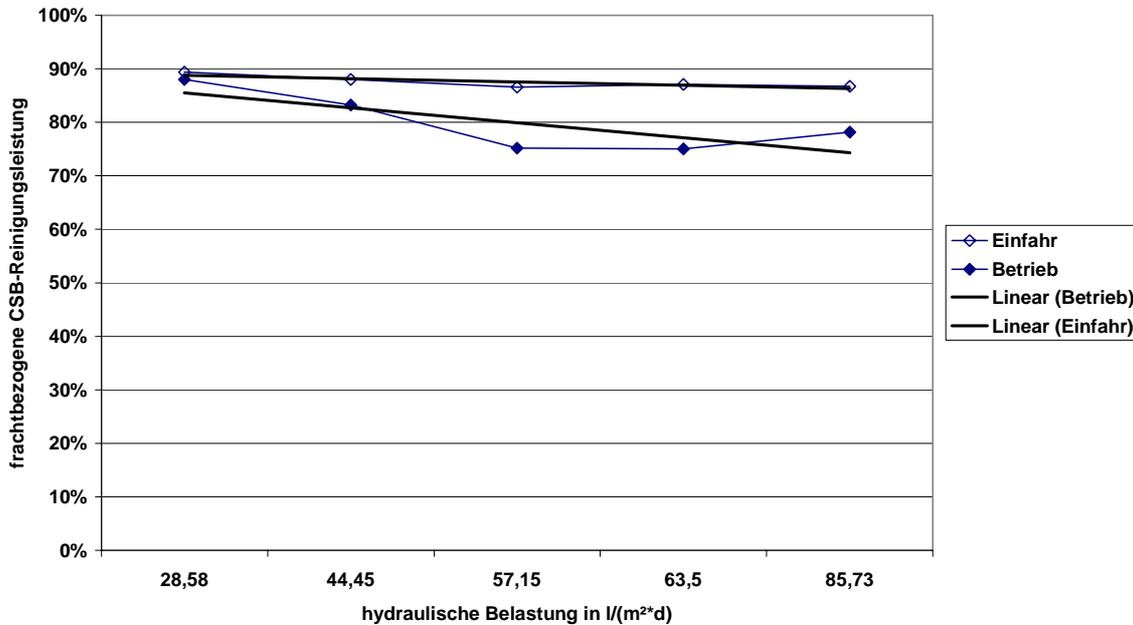


Abbildung 4-11 mittlere frachtbezogene CSB-Reinigungsleistung der Freilandlysimeter mit anaerob vorbehandeltem Abwasser

Hieraus ist ersichtlich, dass in der Betriebsphase eine abnehmende Tendenz der Reinigungsleistung über die Zunahme der hydraulischen Lysimeterbelastung zu verzeichnen ist. Von anfänglichen Reinigungsleistungen um 88%, bei einer hydraulischen Belastung von 28,6 l/(m²*d) fällt der Wert auf 78% bei einer hydraulischen Belastung von 85,7 l/(m²*d).

Deutlich lassen sich die Unterschiede zwischen der Einfahr- und der Betriebsphase erkennen. Die mittlere Reinigungsleistung in der Betriebsphase ist signifikant höher, als die der Einfahrphase, in der die Biofilme im Filterkörper noch nicht vollständig ausgeprägt sind.

5 Folgerung

5.1 Entwicklung einer Bemessungsformel für die CSB-Elimination in Bodenfiltern

Gemäß der in Kapitel 1.3 dargelegten Arbeitsziele wurde eine Parameteranalyse für die Entwicklung einer CSB-bezogenen Bemessungsformel für Bodenfilter durchgeführt. Zunächst sind dabei die in Tabelle 5-1 genannten Parameter auf eine Relevanz für eine Bemessung sowie auf ihre gegenseitigen Abhängigkeiten geprüft worden. Untersuchungen von Börner und Shepherd zufolge besitzt die hydraulische Belastung bewachsener Bodenfilter den größten Einfluss auf die Elimination organischer Verbindungen im Filterkörper [Börner 1990], [Shepherd, Tchobanoglous et al. 2001]. Aus diesem Grund wurden folgende Abhängigkeiten für die Relevanzprüfungen untersucht:

	Bauhöhe des Filterkörpers	Art des Filtersubstrats	Art der Beschickung	CSB:BSB₅-Verhältnis
hydraulische Belastung	X	X	X	X

Tabelle 5-1 Übersicht der dargestellten Relevanzprüfungen

Der Einfluss des Faktors Temperatur auf die CSB-bezogene Eliminationsleistung bewachsener Bodenfilter ist wegen der während der Versuche vorgefundenen und in Kapitel 3.1.2.2 beschriebenen Außentemperaturbedingungen als nicht signifikant erachtet worden. Untersuchungen von Donta [Donta 1997] belegen diese Einschätzung.

Die Bauhöhe des Filterkörpers ist als erster Untersuchungsansatz einer Relevanzprüfung unterzogen worden. Hierzu sind die insgesamt 45 unterschiedlichen Versuchsansätze von Lysimeter und Lysimeter nach der Bauhöhe des Filterkörpers gruppiert und über die hydraulische Belastung aufgetragen worden.

5.1.1 Systematische Suche nach Abhängigkeiten zwischen verschiedenen Versuchsparametern durch Relevanzprüfungen der Ergebnisse

5.1.1.1 Relevanzprüfung 1: Grafische Analyse der CSB-Reinigungsleistung unterschieden nach Bauhöhen der Lysimeter

Grafische Aufbereitung von Relevanzprüfung 1:

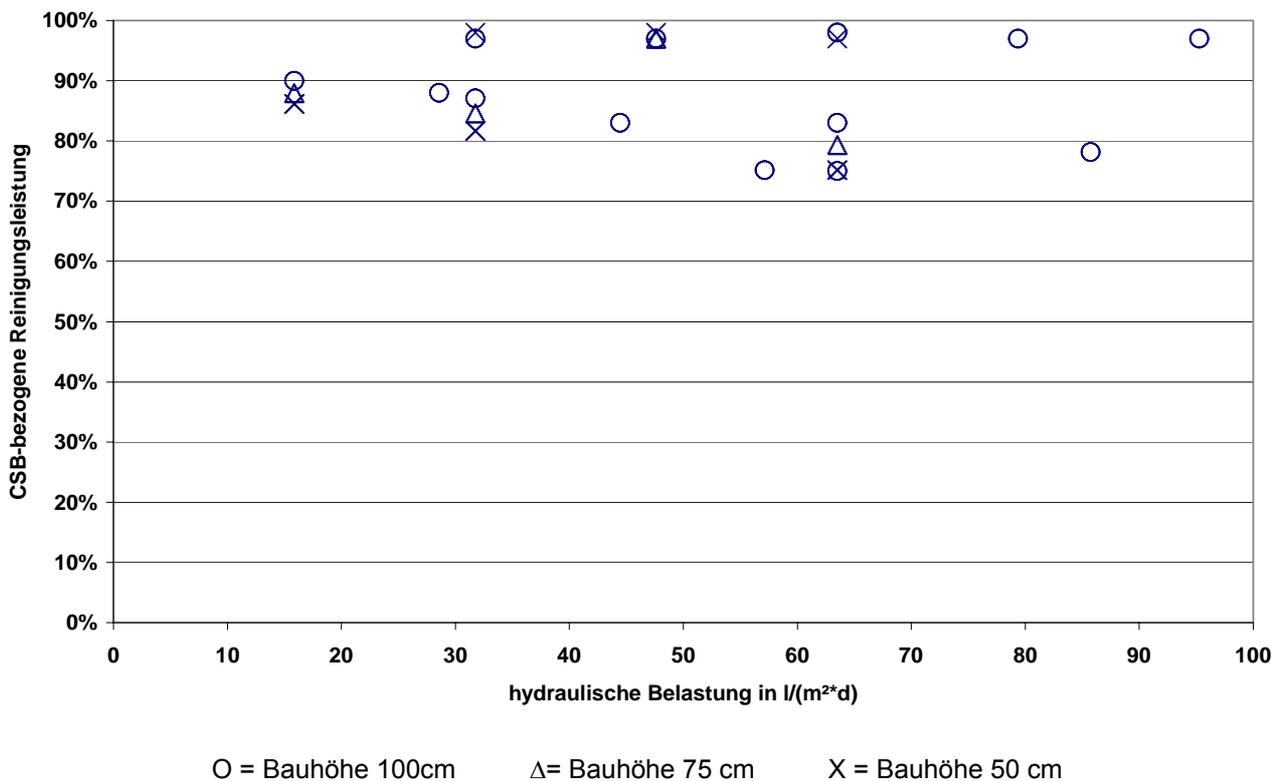


Abbildung 5-1 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach Bauhöhen der Lysimeter

Im Rahmen der Versuchsaufbauten konnten, wie in Kapitel 3.1.1.1 beschrieben, drei unterschiedliche Bauhöhen von Lysimetern realisiert werden (50, 75 und 100 cm). Die Betrachtung der aus unterschiedlichen hydraulischen Belastungen resultierenden Reinigungsleistungen zeigt für diese Versuche ein uneinheitliches Bild. Es ist kein positiver Einfluss einer erhöhten Reinigungsleistung von einer weiteren Vergrößerung der Filterhöhe über eine Bauhöhe von 50 cm zu verzeichnen.

Insgesamt kann aus den obigen Versuchen festgehalten werden, dass bei Filterhöhen über 50 cm eine Abhängigkeit der CSB-Reinigungsleistung von der Bauhöhe nicht gegeben ist. Aus den Versuchen kann für Bauhöhen unter dieser Marke keine Aussage abgeleitet werden, folglich liegt der Mindesthöhenbereich für die Bemessungsformel bei 50 cm Bauhöhe.

Gilbert et al. [Gilbert, Lance et al. 1979] halten nur die ersten 15 cm eines Bodenkörpers im Hinblick auf den Kohlenstoffabbau für biologisch aktiv. Kunst und Flasche [Kunst und Flasche 1995] die ersten 20 cm und Untersuchungen von Guilloteau et al. [Guilloteau, Lesavre et al. 1993] erweitern dies auf ersten 30cm. Donta [Donta 1997] fand in einer eingehenden Untersuchung dieses Sachverhaltes in natürlichem Boden eine bis zu 50 cm Tiefe abnehmende Aktivität des Kohlenstoffabbaus, zeigte aber auch, dass bei einem unkolmatierten Lysimeter darüber hinaus keine signifikanten Abbaureaktionen erfolgen. Einer Integration des Parameters Bauhöhe in die Entwicklung einer Bemessungsformel scheint auf Basis dieser Erkenntnisse nicht zielführend.

5.1.1.2 Relevanzprüfung 2: Grafische Analyse der CSB-Reinigungsleistung unterschieden nach Art des Filtersubstrates

Grafische Aufbereitung von Relevanzprüfung 2:

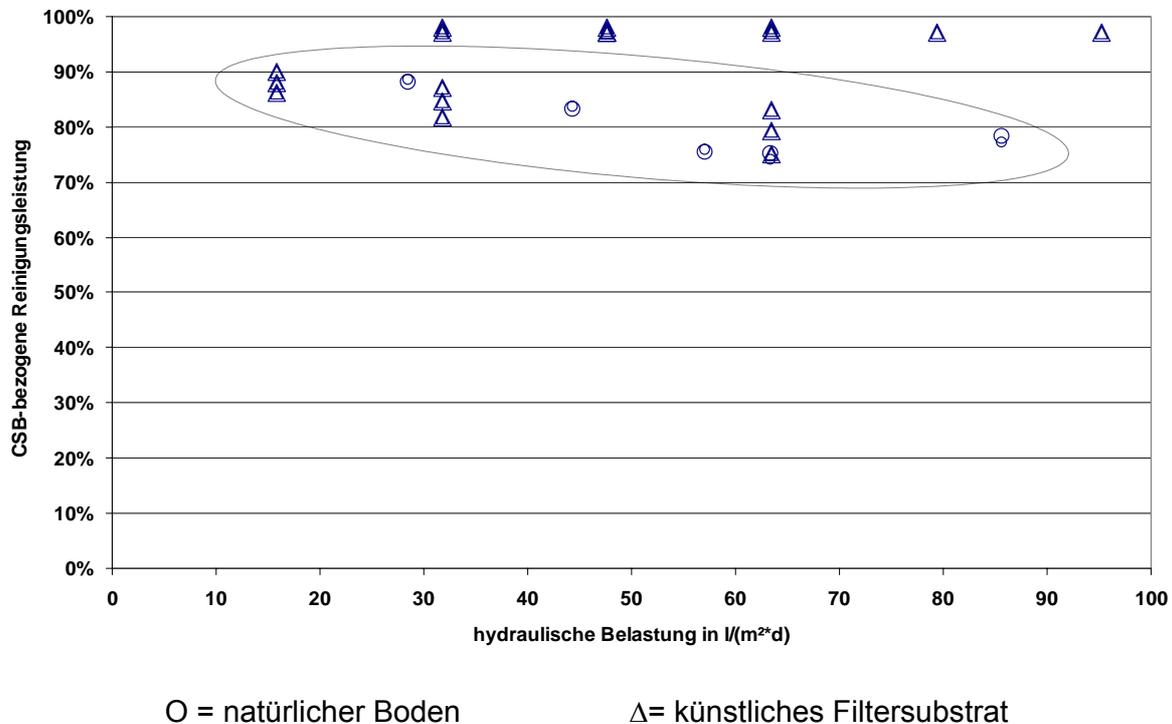
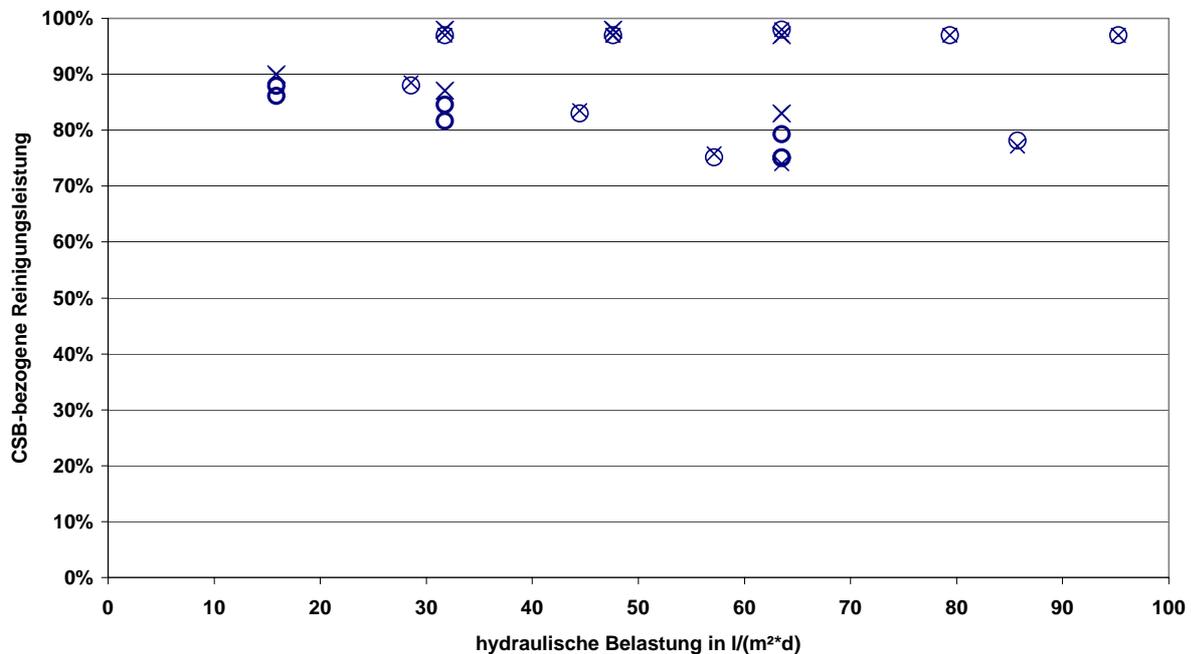


Abbildung 5-2 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach der Art des Filtersubstrates

Im Rahmen der Versuche kamen, gemäß des in Kapitel 3.1.1.1 beschriebenen Aufbaus der jeweiligen Filtersäulen, zwei unterschiedliche Lysimetersubstrate zum Einsatz. Beide Filtersubstrate zeigen bei ähnlichen Versuchsansätzen hinsichtlich hydraulischer Belastung und Art des verwendeten Abwasser keine signifikanten Unterschiede in der Reinigungsleistung. Dies bei den eingekreisten Datenpunkten der Fall. Auf Basis der in diesem Versuch gewonnenen Erkenntnis wird deutlich, dass die Art des verwandten Filtersubstrates ebenfalls keinen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung der CSB-bezogenen Reinigungsleistung bei Bodenfiltern hat. Wegen dieser mangelnden Signifikanz für das Ergebnis, kann vor dem Hintergrund einer Vereinfachung der Bemessungsformel auf die Integration eines separaten Parameters zum Filtersubstrat verzichtet werden.

5.1.1.3 Relevanzprüfung 3: Grafische Analyse der CSB-Reinigungsleistung unterschieden nach Beschickungsmethoden

Grafische Aufbereitung von Relevanzprüfung 3:



O = kontinuierliche Beschickung

X = Batch-Beschickung

Abbildung 5-3 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach der Art der Beschickung der Lysimeter

Zur Überprüfung der Auswirkungen unterschiedlicher Beschickungsstrategien wurden einerseits kontinuierliche Beschickungen mit einer automatischen Schlauchpumpe durchgeführt. Andererseits gab man zu einem definierten Zeitpunkt täglich die gewünschte Wassermenge manuell auf die Filteroberfläche. Ähnlich der Aufstellungen für die CSB-Reinigungsleistungen über Bauhöhe und Filtersubstrat zeigt sich auch hier kein signifikanter Trend zwischen den Ergebnissen. Sowohl Batch, als auch kontinuierliche Beschickungen zeigen in identischen Versuchsansätzen gleiche Versuchsmittel der Reinigungsleistungen. Dies führt zu der Einschätzung, die mit der Aufnahme des Parameters Beschickungsart bei der Entwicklung einer Bemessungsformel keine strukturellen Vorteile zu erhalten.

5.1.1.4 Relevanzprüfung 4: Grafische Analyse der CSB-Reinigungsleistung unterschieden nach dem CSB:BSB₅-Verhältnis der applizierten Abwässer

Grafische Aufbereitung von Relevanzprüfung 4:

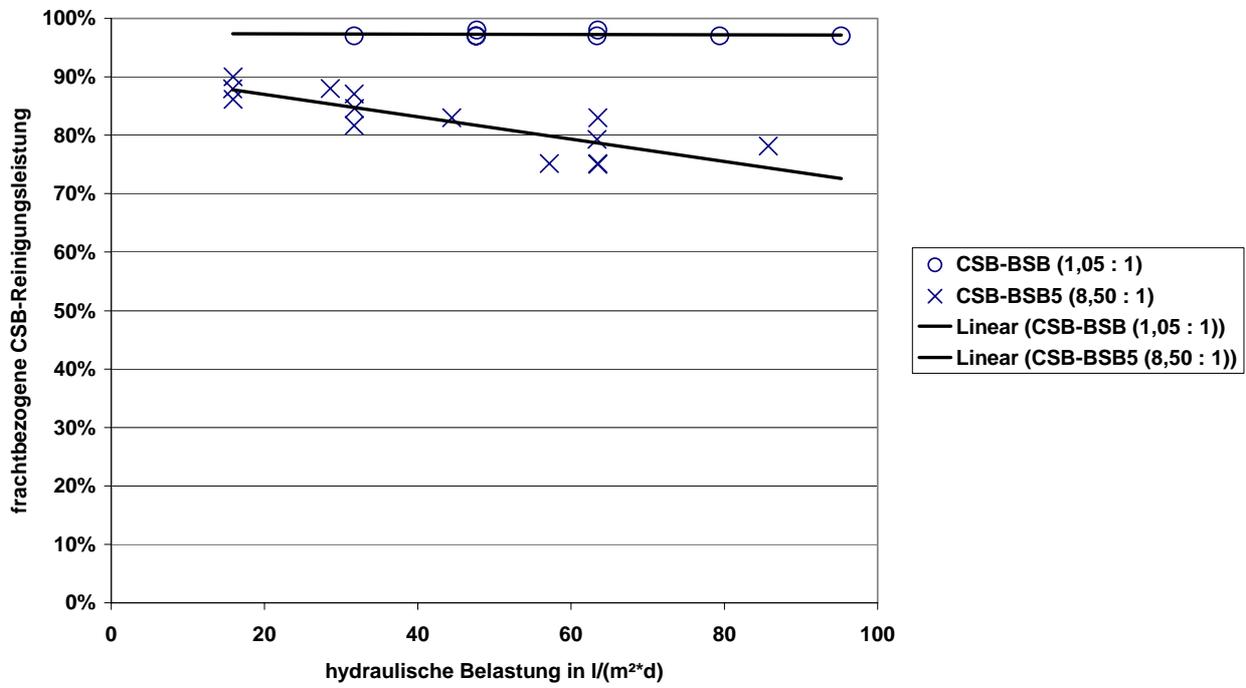


Abbildung 5-4 CSB-Reinigungsleistungen über alle Versuche, aufgestellt über die hydraulische Belastung der Lysimeter und unterschieden nach dem CSB:BSB₅-Verhältnis der applizierten Abwässer

Beim Einsatz von anaerob vorbehandeltem Abwasser mit einem CSB:BSB₅-Verhältnis von 8,50 zeigte sich über alle Versuchsansätze und hydraulische Belastungen eine signifikant geringere Reinigungsleistung gegenüber Kunstabwasser, welches ein CSB:BSB₅-Verhältnis von 1,05 besaß.

Dies ist eine im Verhältnis zu dem Kunstabwasser stärker geneigte Gerade, die für Abwässer mit einem höheren CSB:BSB₅-Verhältnis auf eine raschere Abnahme der Reinigungsleistung über die Zunahme der hydraulischen Belastung hinweist.

5.2 Mathematische Modellierung der vorgefundenen Abhängigkeiten

In den vorherigen Abschnitten wurde lediglich bei dem CSB:BSB₅-Verhältnis eine signifikante Abhängigkeit ermittelt. Aus diesem Grund wird die in diesem Abschnitt erarbeitete mathematische Modellierung nur auf die Abbildung dieser in der systematische Suche ermittelten Abhängigkeit ausgerichtet. Die mathematische Vorgehensweise zur Modellierung der vorgefundenen Zusammenhänge wird im folgenden Abschnitt erläutert, sie besteht aus mehreren Grundbausteinen. Zahlentechnische Basis der iterativen Erarbeitung der Formel sind die in Tabelle 13-1 und 13-2 aufgeführten Werte zu realen Anlagen.

Die in Abbildung 5-4 dargestellte Verschiebung der beiden Geraden in Abhängigkeit des CSB:BSB₅-Verhältnisses stellt die Grundlage für eine mathematische Modellierung dar. Hierbei kommt der mathematische Baustein der linearen Grundgleichung zum Einsatz. Geraden können mit der in Gleichung 5-1 beschriebenen linearen Grundgleichung eine exakte mathematische Modellierung erfahren [Hardisty, Taylor et al. 1993].

Gleichung 5-1 allgemeine Form der linearen Grundgleichung

$$y = m * x + b$$

y: Variable 1 {-}

x: Variable 2 {-}

m: Steigung der linearen Geraden {-}

b: Verschiebung der y-Achse {-}

Im vorliegenden Fall sind aus der Abbildung 5-4 die Modellgleichungen zweier Geraden ermittelbar, die in Abhängigkeit des CSB:BSB₅-Verhältnisses die Reinigungsleistungen aufgetragen über die hydraulische Belastung von Bodenfiltern darstellen.

Eine mathematische Abbildung dieses Sachverhaltes erfordert eine Formel, die Veränderung von Steigung und y-Achsenverschiebung dieser Geraden in Abhängigkeit des Parameters CSB:BSB₅-Verhältnis ausdrückt.

Für die notwendige mathematische Modellierung dieses Sachverhaltes wird ein iterativer Weg verfolgt. Zunächst einmal wird dabei eine Formel für die Beschreibung der Verschiebung der Kurvensteigung m entwickelt, die in Abhängigkeit des CSB:BSB₅-Verhältnisses (CB -Wert) beide Kurven hinreichend genau abbildet.

Als ersten Anhaltspunkt für die Modellierung konnte die Tatsache aus Abbildung 5-4 Verwendung finden, dass niedrige CSB:BSB₅-Verhältnisse zu einer geringeren Sensitivität der Reinigungsleistung gegenüber der Zunahme der hydraulischen Belastung führen. Hohe CSB:BSB₅-Verhältnisse hingegen weisen in diesem Zusammenhang eine hohe Sensitivität in diesen Parametern und damit eine stärkere Kurvenneigung auf. Der Logarithmus naturalis (\ln) ist ein mathematischer Zusammenhang, der sich für die Abbildung eines solchen Phänomens eignet. Aus diesen Gründen spielt er eine wichtige Rolle bei der iterativ ermittelten mathematischen Abbildung dieses Zusammenhangs.

Der zweite Anhaltspunkt für die Modellierung der Kurvensteigung m besteht in der Tatsache, dass Abbildung 5-4 ergibt, dass bei steigenden CSB:BSB₅-Verhältnissen mit einer stärkeren Abnahme der Reinigungsleistung zu rechnen ist. Soll die Modellierung der Kurvensteigung dies berücksichtigen, muss der Ausdruck Kurvensteigung mit einem negativen Vorzeichen versehen werden.

Auf Basis dieser generellen Anhaltspunkte und der zu erfüllenden Kriterien wurde iterativ unter Nutzung der in Tabelle 13-1 und 13-2 gegebenen Werte eine mathematische Modellierung der Kurvensteigung ermittelt, die in Gleichung 5-2 dargestellt ist:

Gleichung 5-2 mathematische Modellierung der Kurvensteigung

$$m = -0,000025 * \left(1 - 0,1(\ln_{CB})^2\right) * \left(1 + 25(\ln_{CB})^2\right)$$

m: Steigung der linearen Geraden {-}

CB: CSB:BSB₅ Verhältnis {-}

Die für die vorhandenen Stützsteigungen des CSB:BSB₅-Verhältnisses 1,05 und 8,5 mit dieser Gleichung ermittelten Ergebnisse schienen in ihren Abweichungen zu den vorgegebenen Werten gering genug mit der weiteren Modellierung fortzufahren. Eine Verifikation der Vorhersage und Güte der resultierenden Modellgleichung wird anschließend an Hand reeller Literaturwerte durchgeführt und in der Diskussion besprochen.

Für die weitere Entwicklung einer linearen Gleichung muss jedoch neben der Kurvensteigung auch die spezifische Verschiebung *b* auf der y-Achse berücksichtigt werden. Diese muss für den vorliegenden Fall ebenfalls in Abhängigkeit des CSB:BSB₅-Verhältnisses gesetzt werden. Mit der ebenfalls iterativ erarbeiteten mathematischen Gleichung 5-3 wurde diese Verschiebung auf Basis der generellen Anhaltspunkte und der zu erfüllenden Kriterien beschrieben.

Gleichung 5-3 mathematische Modellierung der y-Achsenverschiebung

$$b = \frac{97,4 - 5,7(\ln_{CB})^2}{100}$$

b: y-Achsenverschiebung {-}

CB: CSB:BSB₅ Verhältnis {-}

Aus den Gleichungsbausteinen Gleichung 5-2 und Gleichung 5-3 kann eine empirische Gleichung konstruiert werden, die eine mathematische Beschreibung des CSB-

Reinigungsgrades erreicht, die den in Abbildung 5-4 vorgefundenen Randbedingungen entspricht.

In der Zusammensetzung beider Elemente Gleichung 5-2 und Gleichung 5-3 und deren Kombination mit der hydraulischen Flächenbelastung konnte empirisch aus den in Tabelle 13-2 gegebenen Werten folgende Formel zur Berechnung des CSB-Wirkungsgrades erarbeitet werden:

Gleichung 5-4 empirische Modellgleichung des CSB-Reinigungsgrades bezogen auf die maximale hydraulische Last

$$\eta_{CSB} = \frac{-0,0025 * F_{hydr.} * (1 - 0,1(\ln_{CB})^2) * (1 + 25(\ln_{CB})^2) + (94,7 - 5,7(\ln_{CB})^2)}{100}$$

η_{CSB} = CSB-Reinigungsgrad in %

$F_{hydr.}$ = hydraulische Flächenbelastung in l / (m²*d)

CB = CSB:BSB₅ –Verhältnis

Gleichung 5-4 ist mathematisch in der Lage die vorhandenen Tendenzen der in Abbildung 5-4 zusammengefassten Versuchsergebnisse wiederzugeben, sie entspricht mathematisch aber auch den in Tabelle 10-2 gegebenen Sachverhalten.

Sämtliche in dieser Abbildung dokumentierten Versuche basieren jedoch lediglich auf labortechnischen oder halbtechnischen Versuchsansätzen. Da bei Versuchen sowohl die letztendliche Realitätsnähe, als auch der Einfluss von Größenphänomenen oder anderweitigen systembedingten Fehlern nicht zweifelsfrei quantifizierbar sind, ist eine Aussage zur Vorhersagequalität der entwickelten Formel im Bezug auf großtechnische Pflanzenkläranlagen unmöglich.

6 Diskussion

6.1 Hintergrund

Die in Kapitel 5 getroffenen Aussagen sind für die ingenieurtechnische Verwendbarkeit relevant, deshalb ist es unerlässlich eine Verifikation und Fehlerdiskussion von Formel 5-4 an Hand in der abwassertechnischen Praxis gemessener Versuchsergebnisse durchzuführen. Diese notwendige Verifikation der Formel und Diskussion ihrer erreichbaren Vorhersagegüte wird in den folgenden Abschnitten geführt.

In den 42 Versuchsansätzen sind Lysimeter unterschiedlichen Aufbaus auf ihre Reinigungsleistung bezüglich des Abwasserparameters Kohlenstoff für unterschiedliche Abwasserarten untersucht worden. Dies wurde mit dem Ziel durchgeführt, für verlässliche Modellvorstellung für die Nachbehandlung der flüssigen Phase zu erarbeiten, so dass eine ingenieurtechnische Bemessung dieser Bauwerke ermöglicht wird. In der folgenden Tabelle sind die durchgeführten Versuche nach den eingesetzten Abwasserarten zusammengefasst.

	Versuchszahl	Kunstabwasser	Anaerobabwasser
Laborlysimeter Ø 200 cm, H 100cm	12	6	6
Laborlysimeter Ø 200 cm, H 75cm	4	2	2
Laborlysimeter Ø 200 cm, H 50cm	8	4	4
Freilandlysimeter Ø 400, cm H 50cm	18		18

Tabelle 6-1 Übersicht der Versuchsansätze an den Lysimetern

Zur Verifikation der gewonnenen Ergebnisse und einer Gütediskussion der entwickelten empirischen Bemessungsformel Gleichung 5-4, wurde eine intensive Literaturrecherche durchgeführt. In dieser wurden 83 wissenschaftlich dokumentierte Langzeitmessungen der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter ausgewertet. Die Auswahl der Literaturwerte erfolgte einerseits nach der Notwendigkeit sämtliche für Berechnung und Vergleich notwendigen Angaben aufweisen zu können, andererseits auch einen störungsfreien und verfahrenstechnisch optimalen Betrieb über einen Zeitraum länger als ein Jahr dokumentiert zu haben.

6.2 Versuchsansätze zur Reinigungsleistung von Bodenfiltern

Im Rahmen der Versuchsansätze wurden die Bauhöhe, die Filtersubstrate, die Beschickungsweise sowie die hydraulische Belastung variiert. Im Ergebnis konnte einzig bei der Variation der hydraulischen Filterbelastung eine signifikante Abhängigkeit zur Reinigungsleistung ermittelt werden. Diese Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von Börner [Börner 1990], der in einer großflächigen Erhebung bewachsener Bodenfilter feststellen konnte, dass die jeweiligen hydraulischen Randbedingungen ausschlaggebender sind als andere Parameter. Dies schließt die biologische Belastung des Bodenfilters ein, so dass weder Flächen- noch Raumbelastung eines Bodenfilters in Abhängigkeit zur Reinigungsleistung stünden [Börner 1990].

In der vorliegenden Arbeit konnte diese Aussage in der Tendenz bestätigt werden. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass das CSB:BSB₅-Verhältnis (CB-Wert) einen signifikanten Einfluss auf die Stärke dieser Abhängigkeit zur Reinigungsleistung besitzt. Die in Abbildung 5-4 verzeichneten Steigungen der Mittelwertkurven machen diesen Einfluss grafisch deutlich.

Im Rahmen der Analysen wurden den Literaturwerten Berechnungsergebnisse nach Gleichung 5-4 gegenübergestellt. In Tabelle 13-1 und Tabelle 13-2 sind sämtliche verwandte Anlagen mit Eigenschaften, Ergebnissen und Quellenangaben aufgearbeitet.

In den folgenden Abschnitten wird eine grafische Auswertung der Fehlerstreuung über die hydraulische Belastung, die Filterhöhe, die CSB-bezogene Flächenbelastung sowie die Filterbauart vorgenommen. Bei den Vergleichen zwischen dem Messergebnis aus der Literatur und dessen berechneter Vorhersage ergab sich eine mittlere Unterschätzung der anliegenden CSB-bezogenen Reinigungsleistung von 0,48%. Wichtiger als dieser Wert ist jedoch die maximale Streuung der Ergebnisse, die den Fehlerbereich eingrenzen. Die maximale Überschätzung der CSB-bezogenen Reinigungsleistung konnte mit 4,73 % ermittelt werden. Die maximale Unterschätzung der Reinigungsleistung lag bei 4,70%.

Grafisch zeigt die Darstellung der Berechnungsfehler über die hydraulische Filterbelastung, bei Bodenfiltern mit allen notwendigen Angaben folgendes Bild:

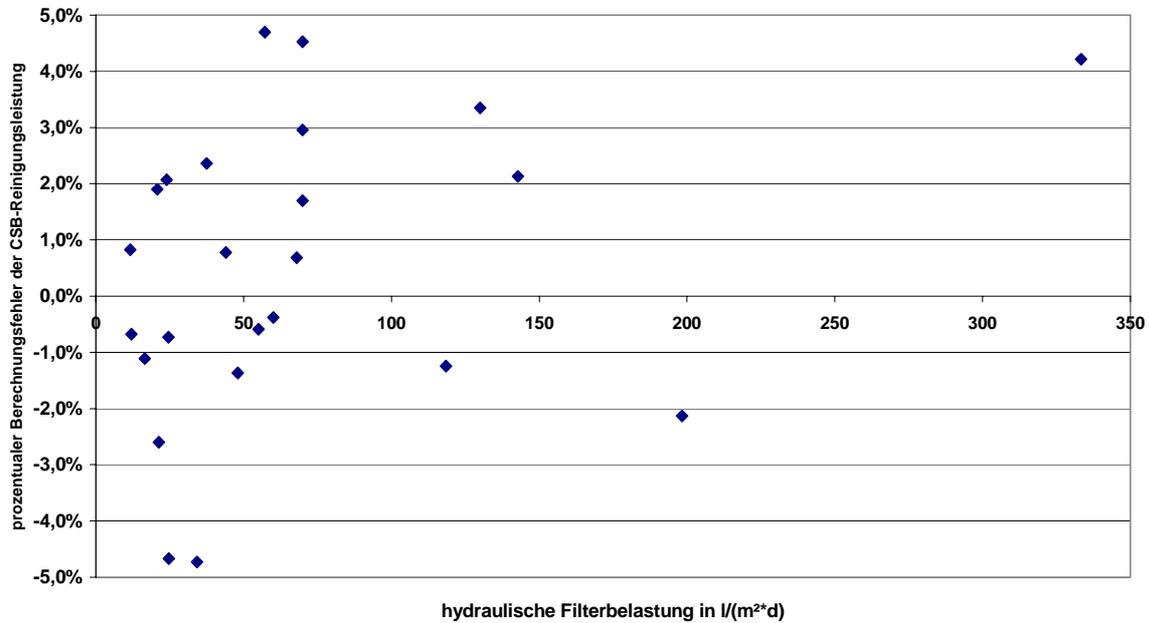


Abbildung 6-1 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die spezifische hydraulische Bodenfilterbelastung

Deutlich ist zu erkennen, dass die Formel im Bereich 11,7 bis 333,3 l/(m²*d) keine Tendenzen zeigt, spezifisch genauer oder ungenauer vorherzusagen. Aussagen über Bereiche jenseits dieser Grenzen können auf Basis der vorliegenden Untersuchungen nicht gemacht werden. Hier steht zu vermuten, dass Austrocknungseffekte bei geringeren hydraulischen Lasten sowie eine Veränderung der Sauerstoffaufnahme bei höheren hydraulischen Lasten zu einem Versagen des Bemessungsmodells führen können. Eine Vorhersage von technischen Grenzen dieser Effekte einer Kolmation bzw. einem daraus resultierenden Sauerstoffmangels im Bodenfilter ist auf Basis der vorliegenden Versuchsergebnisse nicht möglich.

Die Betrachtungen der Fehlerstreuung über die Bauhöhe von Bodenfiltern bei Bodenfiltern mit allen notwendigen Angaben zeigen ebenfalls keinen deutlichen Trend.

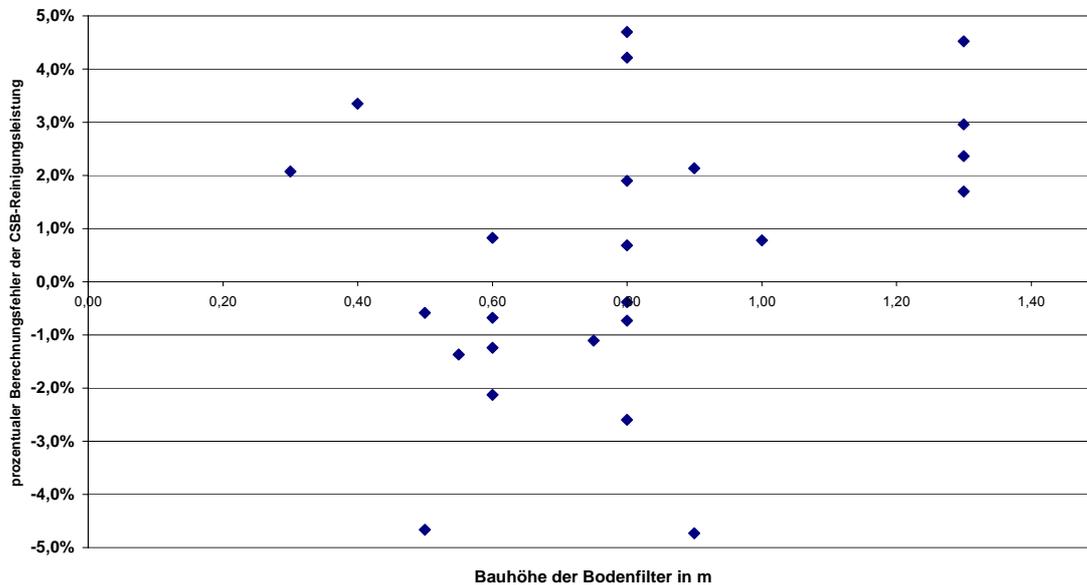


Abbildung 6-2 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die Bauhöhe der Bodenfilter

Eine Aufstellung der Berechnungsfehler über die in den jeweiligen Messungen anliegende Flächenbelastung zeigt ein ähnliches Bild ohne klaren Trend in der Genauigkeit der Vorhersage.

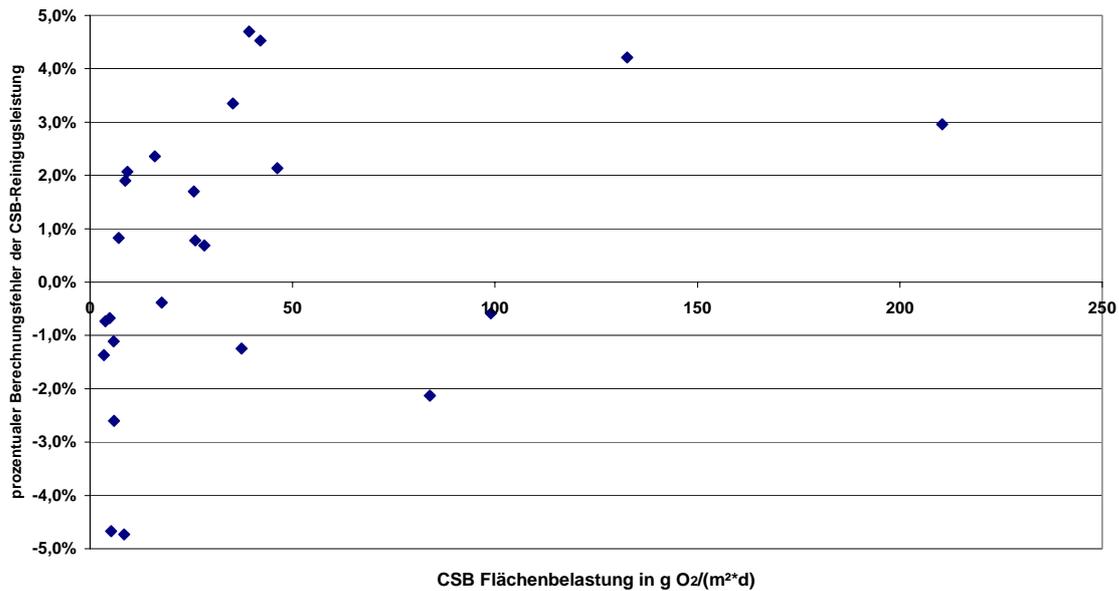


Abbildung 6-3 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die CSB-Flächenbelastung der Bodenfilter

Zwischen einer CSB-Flächenbelastung von 3,4 und 210 g O₂ / (m²*d) konnte eine breite Streuung ermittelt werden, die keinem klaren Trend folgt. Für eine über diesen Randbereich herausgehende Belastung der Filterfläche mit organischer Fracht kann mit der vorliegenden Formel keine Vorhersage gemacht werden. Schließlich nimmt hierbei die Gefahr einer Oberflächenkolmation des Bodenfilters deutlich zu.

Bei Kolmationen oder sonstigen Störungen der Filterfunktion versagt die Vorhersage der Reinigungsleistung mit diesem mathematischen Modell. Dies zeigen die Ergebnisse von Abbildung 3-7, in der die Effekte eines Sauerstoffmangels durch Kolmation belegt sind. Lützner und Müller [Lützner und Müller 1997] sowie Kobelt [Kobelt 1999] berichten von ähnlichen Effekten.

Wichtig für die Einschätzung der Nutzungsgrenzen der entwickelten Bemessungsformel ist weiterhin die Anwendbarkeit auf verschiedene Bodenfiltersysteme. In der folgenden Abbildung ist das Fehlerverhalten der Bemessungsvorhersage über die in der Analyse diskutierten 11 Horizontal- und 13 Vertikalfiltersysteme aufgetragen.

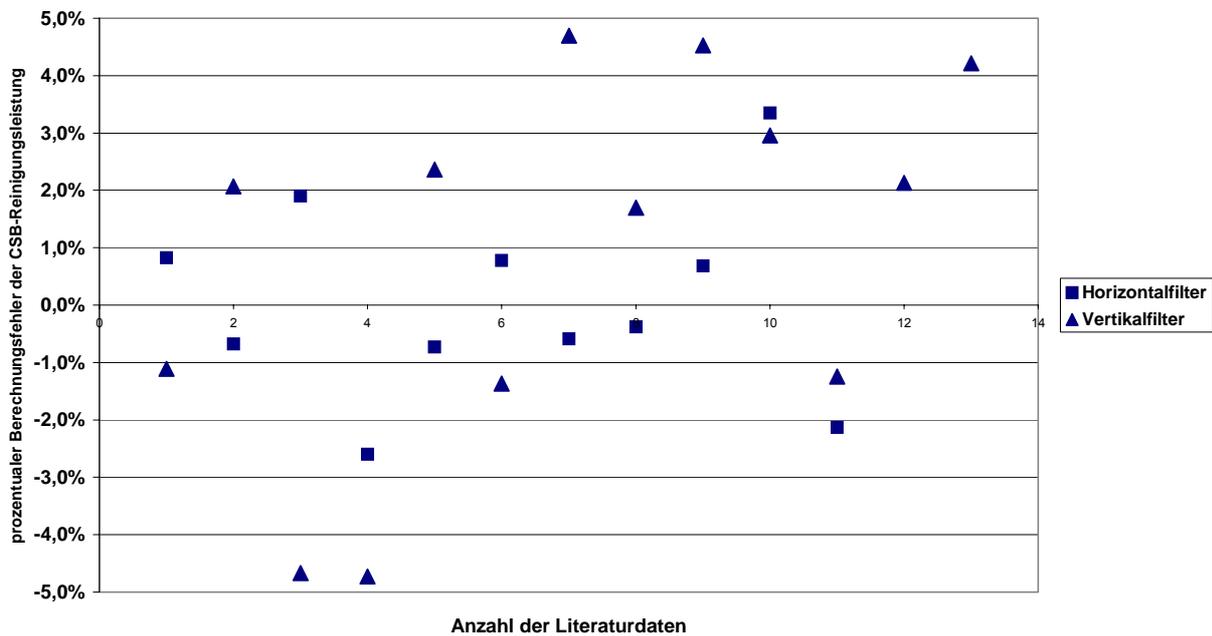


Abbildung 6-4 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der CSB-Reinigungsleistung über die spezifische hydraulische Bodenfilterbelastung aufgeteilt nach Horizontal- und Vertikalfiltern

Insgesamt wurde mit dem Vorhersagemodell und der vorhandenen Datenbasis die mittlere Reinigungsleistung von Horizontalfiltern um 0,83 % überschätzt und bei Vertikalfiltern um 0,91% unterschätzt. Ein leichter Hinweis, dass Vertikalfilter wegen ihres besseren Luftaustausches geringfügig bessere Reinigungsleistungen aufweisen, als Horizontalfilter. Deutlich wird jedoch auch hier, dass eine Vorhersage der Reinigungsleistung signifikant höher von den vorherrschenden hydraulischen Randbedingungen, in Kombination mit dem CSB:BSB₅, abhängt, als von der Tatsache einer horizontalen oder vertikalen Ausrichtung des Filterflusses.

6.3 Verifizierte Bemessungsformeln zur Kohlenstoffelimination in Bodenfiltern

6.3.1 Bemessungsformel für den Abbau von CSB

In der Gegenüberstellung und Gütediskussion der Berechnungsergebnisse mit Langzeitmessungen der Literatur konnte gezeigt werden, dass mit der in Kapitel 5.2 entwickelte Bemessungsformel eine Vorhersage der langfristigen CSB-bezogenen Reinigungsleistung möglich ist. Für die Vorhersagegenauigkeit sollte ein Vertrauensbereich von $\pm 5,0\%$ angenommen werden. In den betrachteten Literaturwerten ist dieser Wert zwar nur einmal erreicht worden, dennoch ist es ratsam, die Eingrenzung der Vorhersagegenauigkeit auf diesen Bereich zu erweitern.

6.3.2 Bemessungsformel für den Abbau von BSB₅

Nach der empirischen Modellierung einer Formel für den CSB-bezogenen Reinigungsgrades η_{CSB} wurde die Eignung eines solchen Ansatzes auch für die BSB₅-bezogene Reinigungsleistung untersucht. Hierbei wurde auf empirischem Wege aus den vorhanden Daten der Literaturwerte aus Tabelle 13-2 eine Modellgleichung entwickelt, die eine zufriedenstellende Vorhersagegüte für die BSB₅-Reinigungsleistung von Bodenfiltern erreichen sollte. Dabei wurde analog der Entwicklung für die CSB-Reinigungsleistung vorgegangen und auf dieselben mathematischen Bausteine für die Formulierung der Gleichung zurückgegriffen.

Die Herleitung dieser Gleichung basierte auf der iterativen Modifikation von zwei Beiwerten in der Formel. Einerseits wurde der Beiwert des Parameters hydraulische Flächenbelastung ($F_{\text{hydr.}}$) variiert, andererseits wurde der Beiwert des zweiten Teiles des Quadrierung des CSB:BSB₅-Verhältnisses variiert. Das jeweilige ermittelte Berechnungsergebnis wurde mit den Literaturwerten aus Tabelle 13-2 verglichen und die Abweichung bestimmt. Durch eine zielgerichtete Variation im Hinblick auf eine Minimierung des ermitteltes mittleren und maximalen Fehlers über alle Literaturwerden wurde eine Optimierung dieser Beiwerte eingeleitet.

Als Ergebnis dieser empirischen Bemühungen um eine mathematische Modellierung konnte folgende Formel entwickelt werden.

Gleichung 6-1 verifizierte empirische Modellgleichung des BSB₅-Reinigungsgrades bezogen auf die hydraulische Flächenbelastung

$$\eta_{BSB_5} = \frac{-0,001 * F_{hydr.} * (1 - 0,1(\ln_{CB})^2) * (1 + 10(\ln_{CB})^2) + (100 - 5,7(\ln_{CB})^2)}{100}$$

η_{BSB_5} = BSB₅-Reinigungsgrad in %

$F_{hydr.}$ = hydraulische Flächenbelastung in l/(m²*d)

CB = CSB:BSB₅ –Verhältnis (dimensionslos)

Die Berechnungsformel für die Vorhersage des BSB₅-bezogenen Reinigungsgrad ist mit den selben Methoden auf ihre Vorhersagegüte in Abhängigkeit von hydraulischer Belastung und dem CSB:BSB₅-Verhältnis untersucht worden.

Hierzu wurden wie bei der CSB-bezogenen Modellgleichung die in Tabelle 13-1 und Tabelle 13-3 angegebenen Literaturergebnisse eingesetzt.

Es konnte mit diesem Prozess eine Gleichung entwickelt werden, die im Mittel aller hinzugezogenen Ergebniswerte eine Abweichung zwischen Vorhersage und Messergebnis von 0,01% erreicht. Anders als bei der nahezu symmetrischen Streuung von Abweichungen der CSB-bezogenen Reinigungsleistung stellte sich hierbei eine maximale Unterschätzung von 2,72% und eine maximale Überschätzung der BSB₅-bezogenen Reinigungsleistung von 4,18% ermittelt. Auf Grund der vorhandenen Datenlage konnten für die Formulierung weniger Messwerte eingesetzt werden, als dies für die Formulierung der CSB-bezogenen Formel der Fall war. Aussagen zur absoluten Genauigkeit werden aber erst mit der Verifikation der gewonnenen Ergebnisse in den nächsten Kapiteln deutlich.

Exemplarisch für alle bei der BSB₅-bezogenen Reinigungsleistung diskutierten Abhängigkeiten wurde die Fehlerverteilung über die Zunahme der hydraulischen Belastung grafisch aufgearbeitet:

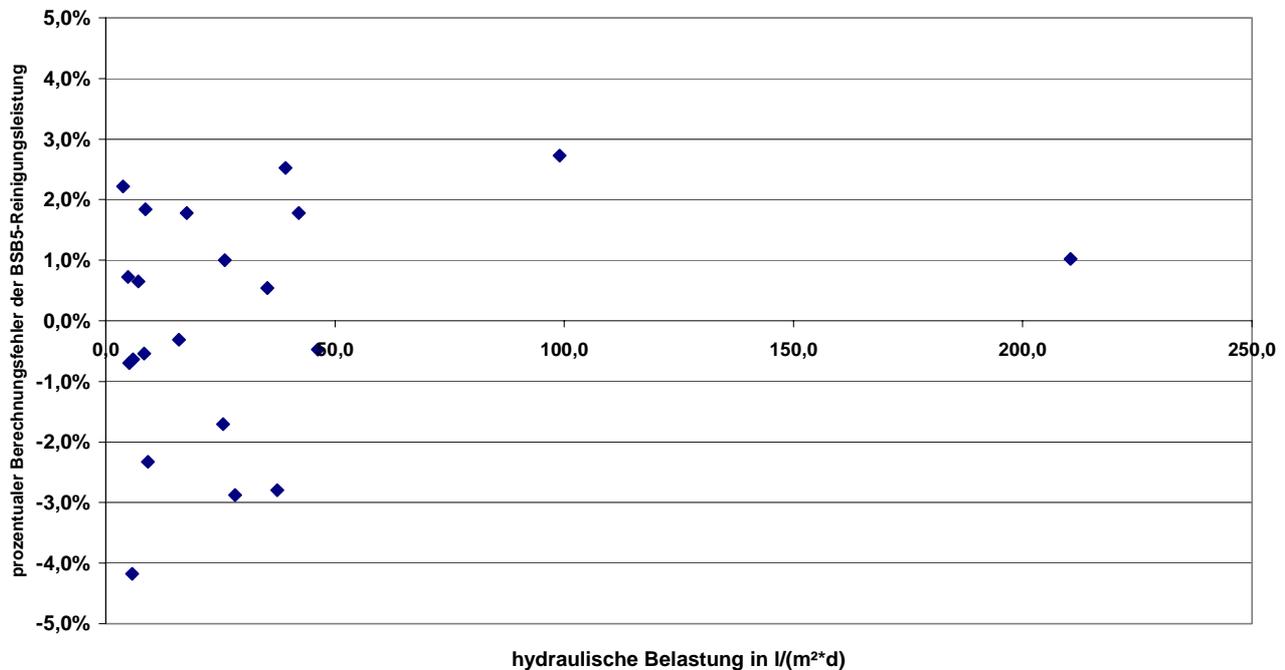


Abbildung 6-5 Fehlerverteilung zwischen Berechnung und Literaturangabe der BSB₅-Reinigungsleistung über die spezifische hydraulische Bodenfilterbelastung

Ähnlich der Situation bei der CSB-bezogenen Reinigungsvorhersage ist keine signifikante Tendenz einer Zu- oder Abnahme der Genauigkeit über alle Parameter festzustellen. Wie bei den für Gleichung 5-4 und dargelegten Gründen sollte der zulässige Vertrauensbereich innerhalb eines $\pm 5,0\%$ igen Fehlerintervalls auch für Gleichung 6-1 festgeschrieben werden.

6.4 Überprüfung der gewonnenen Ergebnisse im Praxistest mit 100 Messungen an Bodenfiltern

In der betrieblichen Praxis der Beurteilung von Bodenfiltern ist es häufig der Fall, dass außer den CSB- und BSB₅-Messwerten keine hydraulischen Daten über die vorgefundene Anlage vorliegen. Im kommunalen Abwasserwesen ist jedoch davon auszugehen, dass eine Anlagenbemessung nach der zum Planungszeitpunkt gültigen Version des ATV-DVWK Arbeitsblattes A262 erfolgt ist.

In den folgenden Abschnitten soll an Hand von 100 Messungen des Lehrstuhls Abwassertechnik der BTU Cottbus [Kaufmann B. 2001] für ein solches Praxisbeispiel geklärt werden, wie sich die Fehlerentwicklung verhält, wenn A.) die hydraulische Filterbelastung den Vorgaben nach A262 entspricht
B.) die hydraulische Filterbelastung von der Bemessung nach ATV-DVWK Arbeitsblatt A262 abweichen würde.

Die für diese Überprüfung herangezogenen 100 CSB und BSB₅-Messwerte Werte wurden im Jahre 2001 am Lehrstuhl Abwassertechnik der BTU Cottbus an unterschiedlichen Pflanzenkläranlagen gewonnen. Die detaillierte Aufstellung der Werte dieser Messungen sind in Tabelle 13-4 zu finden.

6.4.1 Fehlerentwicklung bei der Berechnung der CSB-Elimination unter der Annahme hydraulischer Belastungen

Berechnungsgrundlage der in Abbildung 6-6 dargestellten Verteilung ist eine dem ATV-DVWK Arbeitsblatt A262 entsprechende hydraulische Belastung von 2,5 EW/(m²*d) bzw. eine hydraulische Belastung des Filterkörpers von 37 l/(m²*d). Dies wurde angenommen, weil die genauen hydraulischen Belastungen der Bodenfilter im Rahmen der Messkampagnen nicht erhoben werden konnten.

Insgesamt weist Abbildung 6-6 58 Messwerte aus, die im Vergleich mit der Berechnung eine geringere Reinigungsleistung aufweisen. 42 Anlagen besitzen eine bessere Reinigungsleistung als die Formel vorausgesagt hat.

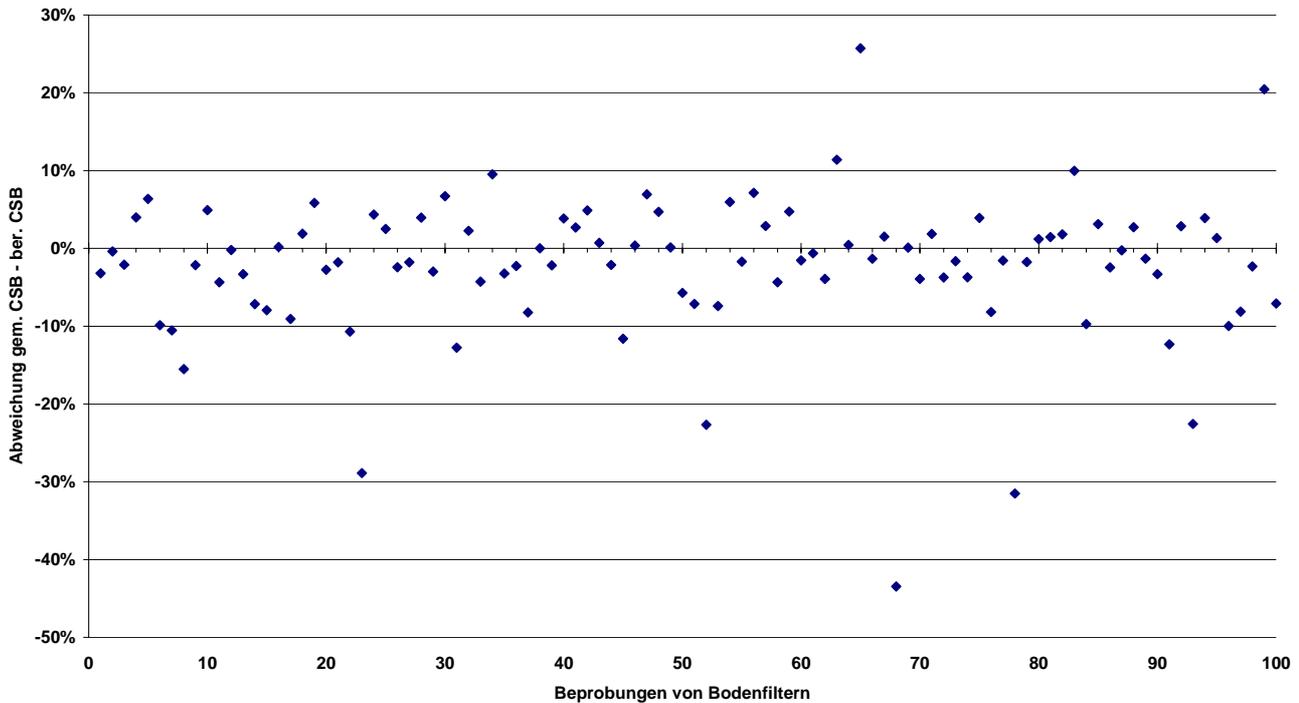


Abbildung 6-6 Abweichung der gemessenen von der berechneten CSB-Elimination bei 100 Messwerten an unterschiedlichen Bodenfiltern

Verbal kann das Ergebnis dieser statischen Betrachtung folgendermaßen zusammengefasst werden. 65% der betrachteten Anlagen lagen innerhalb des für die Berechnungsformel 5-4 festgelegten Toleranzbereiches von $\pm 5\%$. Verkleinert man diesen auf $\pm 1\%$ sind immer noch 11% der Anlagen mit ihren Messwerten innerhalb dieser Toleranzgrenze zu finden. Ein Toleranzbereich von $\pm 10\%$ schafft eine Übereinstimmung des Ergebnisses mit den Toleranzen von 86%. Wird dieser Fehlerbereich auf $\pm 15\%$ erweitert, liegen 92% der Anlagen innerhalb der zugestandenen Grenzen.

Für eine detailliertere Diskussion dieses Ergebnisses ist es notwendig eine Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse für den Fall abweichender hydraulischer Belastungen durchzuführen. In Abbildung 6-7 ist dies geschehen, hier sind die Konformitätskurven mit den Toleranzbereichen für folgende angenommene hydraulische Belastungen: a.) 10 l/(m²*d) b.) 37 l/(m²*d) c.) 50 l/(m²*d) d.) 75 l/(m²*d) e.) 100 l/(m²*d) aufgetragen.

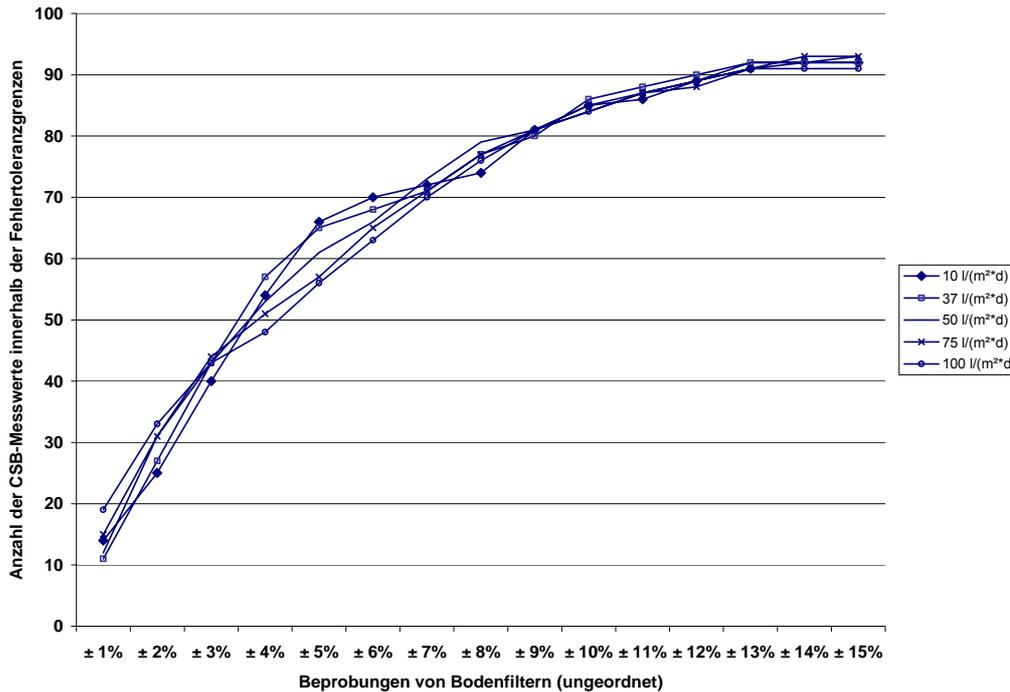


Abbildung 6-7 Entwicklung der Messwerte innerhalb eines Toleranzbereiches bei der Vorhersage des CSB Wertes unter verschiedenen angenommenen hydraulischen Belastungen

Deutlich ist aus den obigen Kurven zu erkennen, dass kein eindeutiger Trend der Fehlerentwicklung über die Veränderung der hydraulischen Belastung abzulesen ist. In den Abschnitten ±1% bis ±4% sowie ±4% bis ±8% und über ± 8% kommt es zu einer zweifachen Umkehrung der von dem Einfluss der rechnerisch angenommenen hydraulischen Belastung verursachten relativen Fehler. Insgesamt ist also festzuhalten, dass sich die Berechnungsformel 5-4 auch dann als geeignetes Instrument für die Vorhersage der CSB-Reinigungsleistung anbietet, wenn keine hydraulischen Messwerte vorhanden sind.

Fehlerentwicklung bei der Berechnung der BSB₅-Elimination unter der Annahme hydraulischer Belastungen

Berechnungsgrundlage der in Abbildung 6-8 dargestellten Verteilung ist wie bei der Betrachtung der Fehlerentwicklung der CSB Elimination in Abschnitt 6.3 eine dem ATV-DVWK Arbeitsblatt A262 entsprechende hydraulische Belastung von 2,5 EW/(m²*d) bzw. eine hydraulische Belastung des Filterkörpers von 37 l/(m²*d).

Insgesamt weist Abbildung 6-8 33 Messwerte aus, die im Vergleich mit der Berechnung eine geringere Reinigungsleistung aufweisen. 67 Anlagen besitzen eine bessere Reinigungsleistung als die Formel vorausgesagt hat.

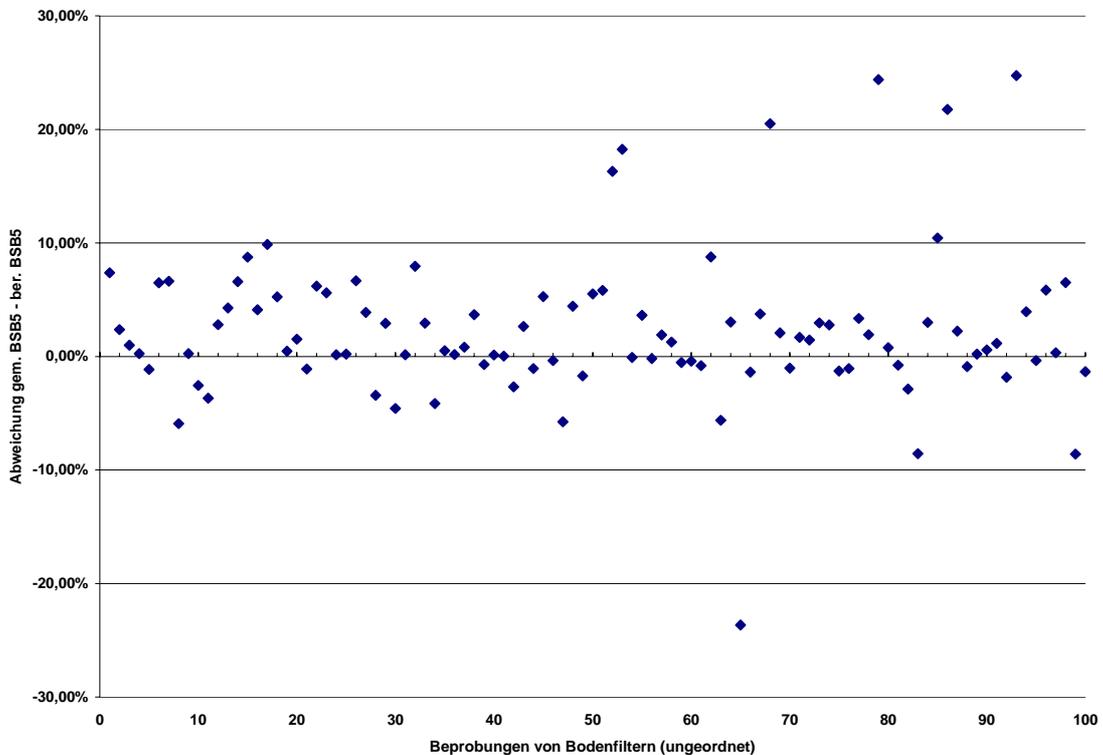


Abbildung 6-8 Abweichung der gemessenen von der berechneten BSB₅-Elimination bei 100 Messwerten an unterschiedlichen Bodenfiltern

Das Ergebnis dieser statischen Betrachtung der BSB₅-Fehler zwischen Messung und Berechnung kann folgendermaßen zusammengefasst werden. 70% der betrachteten Anlagen lagen innerhalb des für die Berechnungsformel 6-1 festgelegten Toleranzbereiches von $\pm 5\%$. Verkleinert man diesen auf $\pm 1\%$ sind immer noch 25% der Anlagen mit ihren Messwerten innerhalb dieser Toleranzgrenze zu finden. Ein Toleranzbereich von $\pm 10\%$ schafft eine Übereinstimmung des Ergebnisses mit den Toleranzen von 92%. Wird dieser Fehlerbereich auf $\pm 15\%$ erweitert, liegen 93% der Anlagen innerhalb der zugestandenen Grenzen.

Für eine detailliertere Diskussion dieses BSB₅-bezogenen Ergebnisses ist ebenfalls es notwendig eine Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse für den Fall abweichender hydraulischer Belastungen durchzuführen. In Abbildung 6-9 ist dies mit den selben hydraulischen Annahmen geschehen, wie im Falle der Betrachtungen bei dem Parameter CSB.

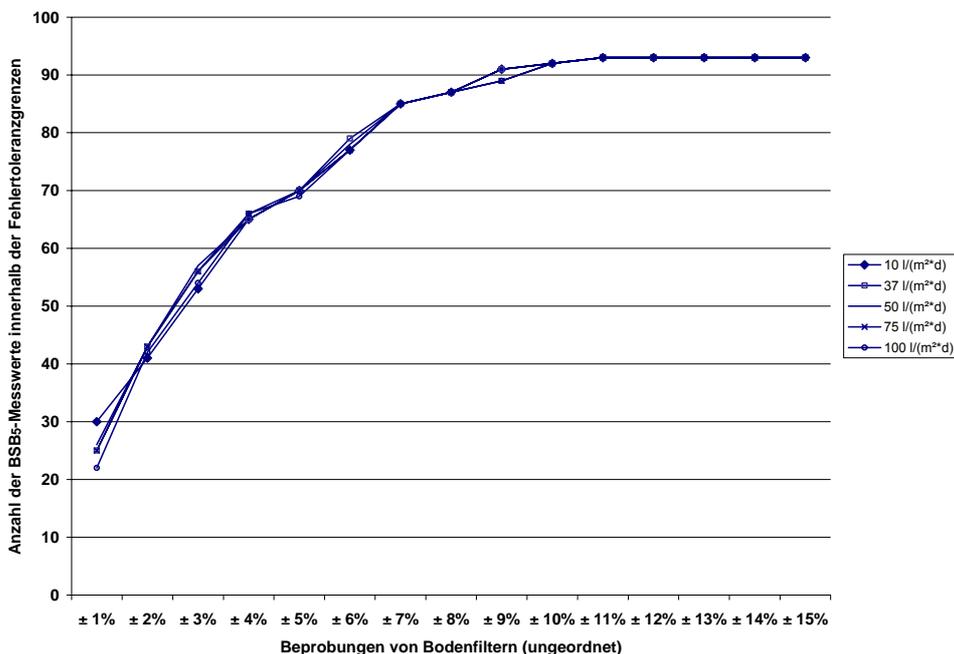


Abbildung 6-9 Entwicklung der Messwerte innerhalb eines Toleranzbereiches bei der Vorhersage des BSB₅ Wertes

Für den BSB_5 fällt der Einfluss der hydraulischen Annahmen deutlich geringer aus, als dies beim Parameter CSB der Fall war. Hier kreuzen sich die Fehlerkurven zwar auch mehrfach, wegen ihrer geringen relativen Spreizung zeigt sich jedoch ein fast einheitlicher Kurvenverlauf.

Insgesamt ist für den Parameter BSB_5 ebenfalls festzuhalten, dass sich die Berechnungsformel 6-1 auch dann als geeignetes Instrument für die Vorhersage der CSB-Reinigungsleistung anbietet, wenn keine hydraulischen Messwerte vorhanden sind. In diesem Falle empfiehlt sich eine Annahme der hydraulischen Belastung analog zu dem während der Planungsphase gültigen ATV-DVWK Arbeitsblatt A262.

6.5 Bewertung und Einordnung der gewonnenen Erkenntnisse

In der vorliegenden Arbeit konnte in einer systematischen experimentellen Analyse verschiedener Abwasserparameter gezeigt werden, dass eine Abhängigkeit sowohl der CSB-, als auch der BSB₅-bezogenen Reinigungsleistung von den Parametern des CSB:BSB₅-Verhältnisses (CB-Wert) und der hydraulischen Belastung gegeben ist.

Ausgehend von den in unterschiedlichen Ansätzen in Laborlysimeter und verwandten FreilandBodenfiltern gewonnenen Ergebnissen wurde vermutet, dass keine der folgenden Parameter:

- Bewuchs des Filters
- Filterhöhe
- Filtersubstrat
- CSB-Flächen- oder Raumbelastung
- Beschickungsweise
- Filterbauart

einen signifikanten Einfluss auf die resultierende Reinigungsleistung von sonstig identischen Bodenfiltern haben.

Beobachtungen von Höppner [Höppner, Günther et al. 1997] und Tanner [Tanner 2000] belegen, dass der pflanzliche Bewuchs selber nicht zu einer Erhöhung der CSB- oder BSB₅-bezogenen Abbauleistung von Bodenfiltern führt [Lewis R.F. 1982]. Dies deckt sich mit den gefundenen Erkenntnissen, bei denen die Filter mit und ohne Bewuchs eine identische Reinigungsleistung aufwiesen. Für den langfristigen Betrieb von Filterkörpern und der Vorbeugung von Kolmationen ist jedoch unstrittig, dass Filterkörper mit Bewuchs betrieblich besser abschneiden als solche ohne Bewuchs.

Der Einfluss der Filterhöhe auf die Reinigungsleistung ist bereits vielfach mit einem eindeutigen Ergebnis diskutiert worden. Schwarz [Schwarz M. 2003] belegt, dass nur die obersten Schichten (maximal 20 cm) eines Bodenfilters für den Abbau organischer Verbindungen verantwortlich sind. Diese Ergebnisse wurden auch von Bahgat et. al [Bahgat M. 1999] in ihren Untersuchungen zur Verteilung von Mikroorganismen in Sandfiltern belegt.

In der Literatur lassen sich ebenfalls detaillierte Untersuchungen zum Einfluss des Filtersubstrates auf die Reinigungsleistung finden. Mit der Einschränkung, dass ein Filtersubstrat eine ausreichende Sauerstoffversorgung zulassen muss, haben Ahsan et. al. [Ahsan S. 2001] in ihren Untersuchungen festgestellt, dass der Einfluss des Filtersubstrats auf den Abbau organischer Verbindungen in Bodenfiltern vernachlässigbar gering ist. Zu gleichen Erkenntnissen gelangen Morell et.al. [Morell A. 1990], Scholz [Scholz M. 2001] und Garcia et.al. [Garcia J. 2004]. Auch diese wissenschaftlichen Erkenntnisse über Bodenfilter bilden sich in den Zusammenhängen der entwickelten Formeln ab.

Uhl und Jübner [Uhl M. 2004] haben bei ihren Untersuchungen festgestellt, dass sich die Wirkungsgrade der CSB-Elimination unabhängig von der CSB-Zulaufkonzentration verhalten. Im Wesentlichen berichten Garcia et. al. [Garcia J. 2004] gleiches. Kann eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Filterkörpers aufrecht erhalten werden, spielt die CSB-Flächen- und Raumbelastung keine wesentliche Rolle. Trotzdem besteht in der betrieblichen Praxis immer eine Wechselwirkung zwischen einer hohen hydraulischen oder organischen Belastung der Filteroberfläche und der Sauerstoffversorgung des Bodenfilters.

Da die Reinigungsleistung von Bodenfiltern immer in Prozent angegeben wird, ist natürlich selbstverständlich, dass hohe Einlaufwerte auch bei hohen Reinigungsleistungen hohe Ablaufwerte zur Folge haben. Im Hinblick auf festgesetzte Einleitungsgrenzwerte, können Emissionsprobleme durch mehrstufige Filtersysteme gelöst werden, die mit konstanten prozentualen Reinigungsleistungen eine stufenweise Reduktion bis auf gewünschte Emissionswerte erreichen können.

Wie bereits bei der Diskussion der Flächen- und Raumbelastung angesprochen, ist die ausreichende Sauerstoffversorgung des Filterkörpers für eine vollständige Oxidation der organischen Schmutzstoffe der limitierende Faktor [Luckner L. 1998]. Die Beschickungsweise (intermittierend oder kontinuierlich) spielt hierbei eine Rolle, da durch intermittierende Beschickungen eine bessere Sauerstoffversorgung des Filterkörpers erreicht wird. Für die betriebliche Anwendung wird deshalb in vielen Hinweisblättern die intermittierende Beschickung empfohlen. Sie ist auch in der Lage durch ihre eigenen Ruhephasen bei einer nur teilweisen Oxidation der eingetragenen partikulären organischen Fracht eine rascheren Verstopfung des Filterkörpers zu verzögern [Luckner L. 1998], bzw. begrenzt die von Schwarz [Schwarz M. 2003] festgestellte Reversibilität von biologischen Kolmationen im Sinne der hydraulischen Stabilität des Filterkörpers.

Zuletzt ist der Einfluss der Filterbauart auf die Reinigungsleistung zu diskutieren. Hier ist von Uhl und Jübner [Uhl M. 2004] der Rückhalt von partikulärem CSB als der dominante Wirkmechanismus von Bodenfiltern mit sandigen Filtersubstraten beschrieben worden. Dieser Aufgabe kommen beide Filtertypen in hinreichendem Maße nach. Ist die von Luckner geforderte [Luckner L. 1998] Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Filterkörper gewährleistet, gibt es theoretisch keinen Grund warum ein Horizontalfilter geringere Reinigungsleistungen aufweisen soll als ein Vertikalfilter. In der betrieblichen Praxis kann jedoch beobachtet werden, dass die Beschickung von Vertikalfiltern eine Sogwirkung entfaltet und der kontinuierliche Wechsel von gesättigten und ungesättigten Zonen zu einer besseren Sauerstoffversorgung führt.

Da auch bei Langezeituntersuchungen durch Engelmann [Engelmann U. 2003] über 2.000 Tage keine signifikante Erhöhung der Biomasseeinlagerung in tieferen Bodenfilterschichten feststellbar ist und wie oben festgestellt die Filtertiefe ebenfalls nicht von signifikanter Relevanz ist, sind die ermittelten Ergebnisse plausibel. Die in den Bemessungsvorgaben gegenüber Vertikalfiltern höheren Flächenbedarfswerte der Horizontalfilter besitzen jedoch durch den bei Vertikalfiltern im Sickersog besseren Luftaustausch zwischen Umgebung und Filterkörper eine verfahrenstechnische Berechtigung.

Die vorliegende Arbeit besaß nicht das Ziel, in aktuelle Diskussionen um Bemessungsvorgaben von Bodenfiltern wie das ATV Arbeitsblatt A262 oder die ÖNORM B2505 einzugreifen, sondern einen ingenieurwissenschaftlichen Ansatz zu finden, der eine mathematische Modellierung anbietet und den bisherigen Black Box Approach bei der Betrachtung von Pflanzenkläranlagen [Grau A. 1986] aufheben kann.

Das erarbeitete Ergebnis der Untersuchungen eröffnet Möglichkeiten in der Vorhersage der Reinigungsleistung von kurzzeitig, oder dauerhaft belasteten Bodenfiltern oder in der Nachkalkulation von organischen Grundwassereinträgern durch belebte Bodenschichten. Es kann mit einem empirischen Ansatz das durch die US Environmental Protection Agency [U.S. EPA 1988] entwickelte und wegen seiner individuellen Filterkonstante Gleichung 2-10 wenig praxistauglich Modell der idealen Pfropfenströmung im Bodenfilter ersetzen.

Wegen der Abhängigkeit des gefundenen Bemessungsmodells von einer funktionierenden Sauerstoffversorgung im Bodenfilter, sind vor eine allgemeinen Anwendung des Modells weitere Anstrengungen zu unternehmen die dauerhafte Funktionsfähigkeit von Bodenfiltern sicherzustellen. Ansätze regulativer Art wie das ATV Arbeitsblatt A262 oder die ÖNORM B2505 scheinen hier ebenso zielführend, wie das Ansatzmodell von Müller und Lützner [Müller V. 1998] sowie Platzer [Platzer 1998] über die Vorhersage des Sauerstoffbedarfes und der Filterstandzeit.

7 Grafische Aufbereitung der Erkenntnisse

Die Versuche zu Abhängigkeiten der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter führten zu der technischen Erkenntnis einer Abhängigkeit zwischen der spezifischen Abbaubarkeit des Abwassers, der hydraulischen Belastung des Filterkörpers und dem im Hinblick auf CSB und BSB₅ erzielbaren Reinigungsgrad.

In der Folge dieser Erkenntnis konnten die hydraulische Filterbelastung und die spezifische Abbaubarkeit des Abwassers, ausgedrückt als CSB:BSB₅-Verhältnis als relevante Parameter für einen mathematischen Modellansatz ermittelt werden und die Basis für die Vorhersage der kohlenstoffbezogenen Reinigungsleistung von Bodenfiltern entwickelt werden.

Die beiden ermittelten Modellgleichungen 5-4 für die CSB-bezogene Reinigungsleistung und 6-1 für die BSB₅-bezogene Reinigungsleistung stellen sich in der vorliegenden Form als komplexe mathematische Gebilde dar, deren jeweilige Ergebnisse nicht direkt erfassbar sind. In der Ingenieurwissenschaft ist in diesen Fällen die Darstellung der mathematischen Beziehungen in Form von Nomogrammen üblich.

Abbildung 7-1 und Abbildung 7-2 stellen eine grafische Aufbereitung der jeweiligen aus den Formeln resultierenden mathematischen Zusammenhänge dar.

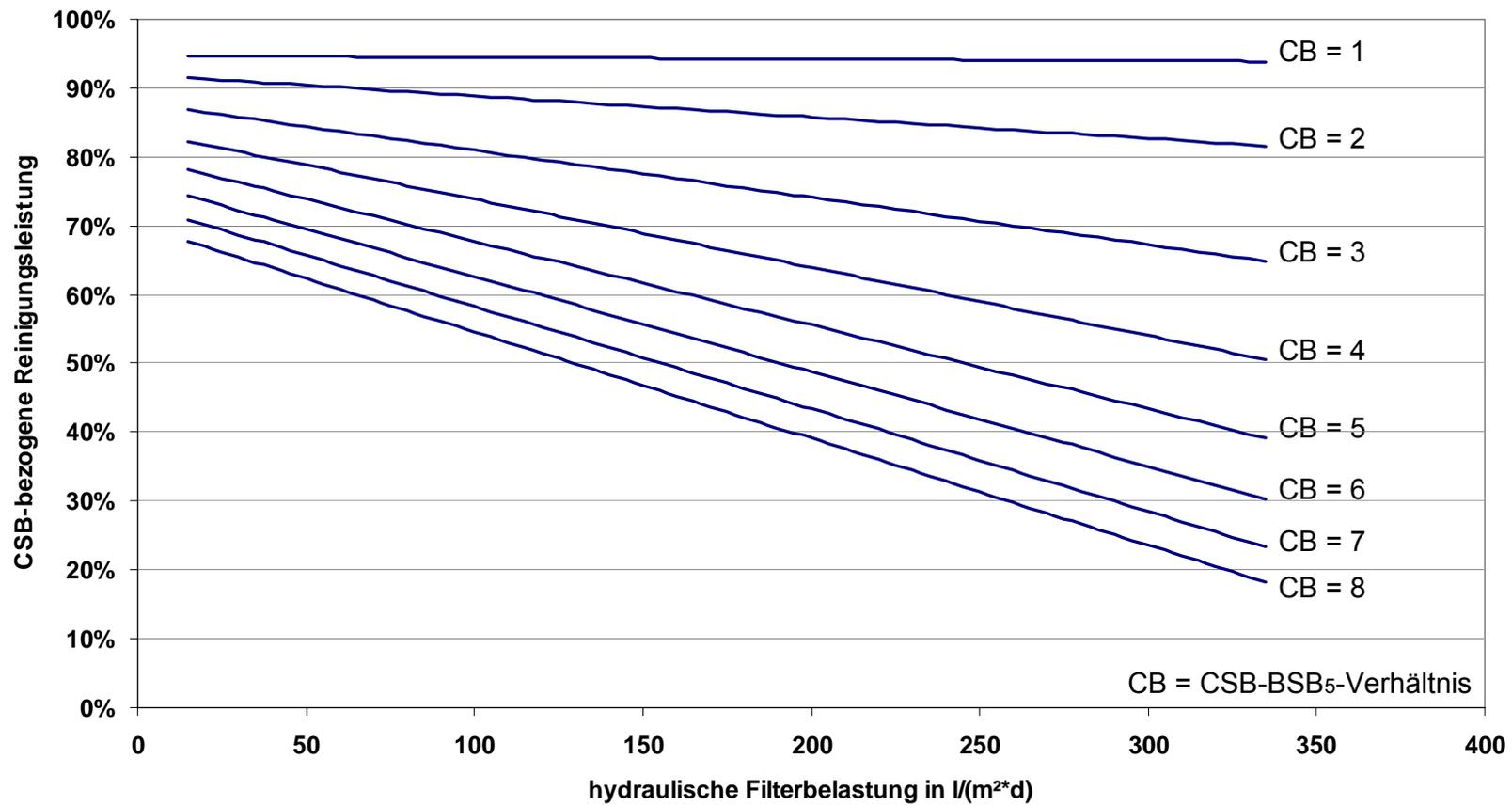


Abbildung 7-1 CSB-bezogenes Bemessungsdiagramm für Bodenfilter in Abhängigkeit von hydraulischer Belastung und CB-Wert

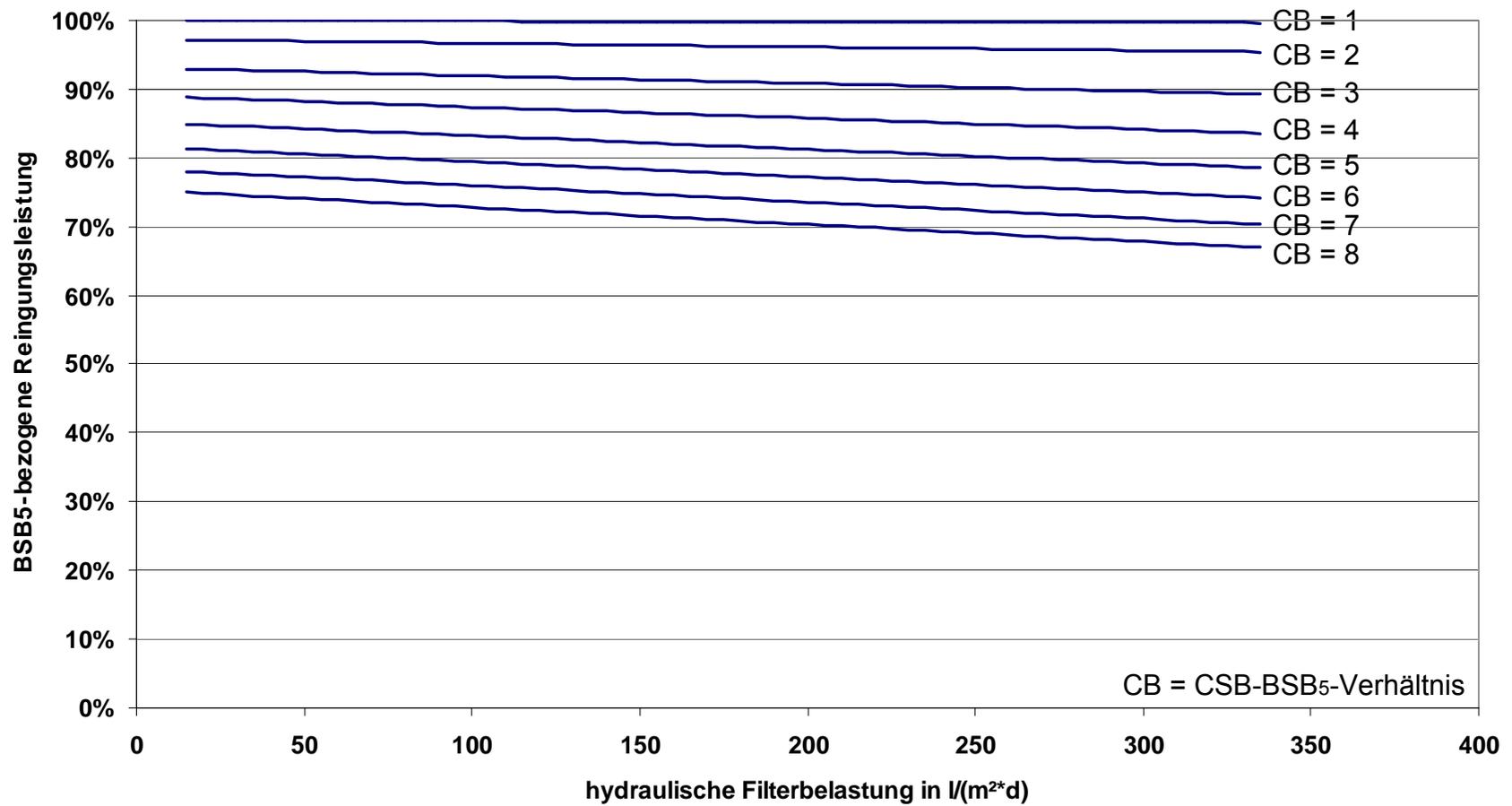


Abbildung 7-2 BSB5-bezogenes Bemessungsdiagramm für Bodenfilter in Abhängigkeit von hydraulischer Belastung und CB-Wert

8 Technische Empfehlungen

Die vorliegenden Untersuchungen haben gezeigt, dass der Einsatz bewachsener Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung anaerob vorbehandelter Abwasser technisch möglich ist. Nach den in der Gütediskussion gewonnenen Erkenntnissen, kann eine Berechnung der dauerhaft zu erwartenden durchschnittlichen Reinigungsleistung von Bodenfiltern in einem Vertrauensintervall von $\pm 5,0\%$ bei einer mittleren Genauigkeit von $0,52\%$ für CSB und $0,13\%$ für BSB₅ erfolgen.

Aus Mangel an weiteren Erkenntnissen müssen Einschränkungen des Gültigkeitsbereiches der Bemessungsformel für ein CSB:BSB₅-Verhältnis über 8,5 erfolgen. Auf Grund der während der Gütediskussion vorhandenen Datenlage ist darüber hinaus eine Einschränkung der Formel in einem Bereich eines Einlauf-CSB-Wertes von 71 bis 4300 mg O₂/l vorzunehmen. Außerdem konnte eine Verifikation der Formel nur in einem Bereich von 11,7 bis 333,3 l/m², also 15,6 bis 444,4% der maximalen hydraulischen Last von 2,5 EW/m² Filterfläche nach ATV-Arbeitsblatt A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] vorgenommen werden.

Wie aus den Versuchen hervorgegangen, besitzt der vorgelegte Ansatz nur Gültigkeit, wenn eine optimale Versorgung des Bodenfilters mit Sauerstoff und Substrat gewährleistet ist. Sowohl Kolmationserscheinungen, als auch Austrocknungseffekte können dieses Gleichgewicht stören und führen unmittelbar zu einem Versagen des Bemessungsansatzes. Dies belegt die in 4-3 festgehaltene Entwicklung der Reinigungsleistung bei kolmatierten Bodenfiltern.

Genaue Definitionen zum Grenzwert der Sauerstoffsättigung im Boden oder der maximal applizierbaren hydraulischen Last vor Störungen der Sauerstoffsättigung im Bodenfilter sind auf Grund natürlicher Inhomogenitäten in den Filterkörpern nicht zweifelsfrei bestimmbar. Im Resultat ist es deshalb in der

ingenieurtechnischen Praxis empfehlenswert, nicht den gesamten hydraulischen Gültigkeitsbereich der Filterbelastung auszuschöpfen.

Sollte eine Kolmation des Bodenfilters eintreten, so ist sie den ermittelten Ergebnissen nach nur in den ersten 5-10 cm des Bodenfilterkörpers angesiedelt. Nach einer mechanischen Auflockerung dieser Zone der Filteroberfläche kann die Reinigungsleistung wieder auf ihr ursprüngliches Niveau zurückgeführt werden.

Für die betriebliche Praxis ist jedoch darauf zu achten, dass eine Kolmation der Bodenfilteroberfläche auf jeden Fall vermieden wird, denn bei dichtem Bewuchs des Filters und einer großen Filterfläche ist ein solcher Eingriff mit erheblichen Kosten verbunden und führt dazu die beschriebenen Vorteile von Bodenfiltersystemen [Seidel 1963], [Bucksteeg 1987] im Bereich der Wartungs- und Betriebskosten zu eliminieren.

Auch die optimale Bemessung von Bodenfiltern für die Nachreinigung anaerob vorbehandelter Abwässer stellt eine Optimierungsaufgabe dar. Abhängig von den vorhandenen Platzverhältnissen, der täglich zu behandelnden hydraulischen Last und des für weitere Nutzungen benötigten Reinigungsgrades muss die Größe des Bodenfilters gewählt werden. Die in den Abbildungen Abbildung 7-1 und Abbildung 7-2 ausgearbeiteten Kurven sollten hierbei hilfreich sein. Durch die hohe Toleranz von Bodenfiltern gegenüber kurzzeitigen hydraulischen Belastungen ist es bei saisonal anfallenden Wassermengen, wie in der Weinwirtschaft möglich, zu kleiner dimensionierten Bodenfiltern als bei einer Auslegung nach ATV Arbeitsblatt A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] zu gelangen.

Eine derartige Bemessungsweise sollte jedoch stets die individuelle Kolmationsneigung von Abwasserfracht und Filtermaterial berücksichtigen. Sollten für weitere Nutzungen spezielle Anforderungen an die Qualität des aufbereiteten Abwassers gestellt werden, wäre auch eine reinigungsgesteuerte Verfahrensweise des Bodenfilters vorstellbar. Hierzu müsste ein ausreichend dimensionierter Vorlagebehälter installiert werden, der hydraulische Spitzen abfan-

gen kann und eine auf die Reinigungsleistung des Bodenfilters ausgelegte Beschickung garantiert.

Wie in den Versuchen gezeigt werden konnte, scheint die vertikale oder horizontale Beaufschlagung des Filterkörpers keine Rolle für die Effizienz des Reinigungsvorgangs zu spielen.

Für die Beethöhe hingegen könnte aus Sicht einer Elimination von Kohlenstoff keine Empfehlung ausgesprochen werden, Bauhöhen größer 0,5 m zu wählen, da hier keine Steigerung der Reinigungseffizienz zu erwarten ist. Die zu dem Thema konsultierte Literatur [Gilbert, Lance et al. 1979], [Kunst und Flasche 1995], [Guilloteau, Lesavre et al. 1993] und [Donta 1997] bestätigte die These, dass nach einer Tiefe von 50 cm bei einem unkolmatierten Bodenfilter keine signifikanten Abbaureaktionen von Kohlenstoff mehr erfolgen. Die aktuelle Diskussion zur Novellierung des ATV-DVWK-Arbeitsblattes A262 weist ebenfalls in die Richtung einer wirksamen Bodenfiltertiefe bis 0,5m.

Die Aufgabenstellung der Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern besteht in den meisten Fällen jedoch nicht nur aus der Elimination organischer Kohlenstoffverbindungen, sondern auch anderer Abwasserinhaltsstoffe wie Stickstoff und Phosphor. Über diese zum Teil in tieferen Schichten ablaufenden Prozesse konnten im Rahmen der Untersuchung keine Aussagen gemacht werden. Die Wahl einer Filterbauhöhe von 0,8 m analog der Vorgaben der ATV-A262 [ATV Arbeitsgruppe A262 1998] erscheint wegen dieser weiteren für die Abwasserreinigung wichtigen Prozesse für die betriebliche Praxis als ideal.

9 Anwendungsbeispiele

9.1 Vorhersage von Reinigungsleistungen und Ablaufkonzentrationen

Die Nomogramme Abbildung 7-1 und Abbildung 7-2 sind in unterschiedlicher Weise anwendbar. In den folgenden Abschnitten sind beispielhafte Fragestellungen illustriert.

Aufgabenstellung A:

Ein anaerob vorbehandeltes Abwasser mit einem maximalen CSB:BSB₅-Verhältnis (CB-Wert) von 7 und einer CSB-Konzentration von maximal 700 mg O₂/l soll in einem nach DVWK-ATV Arbeitsblatt A262 dimensionierten bewachsenen Bodenfilter mit einer maximalen hydraulischen Last von 70 l/(m²*d) gereinigt werden. *Welche durchschnittliche Reinigungsleistung und CSB-Ablaufkonzentration ist zu erwarten?*

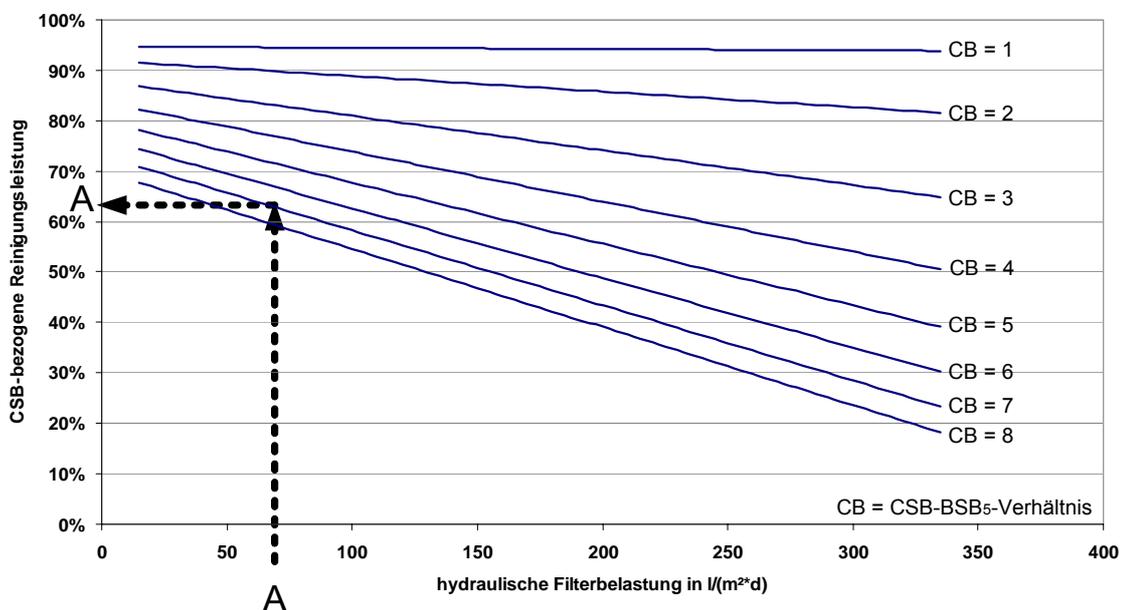


Abbildung 9-1 Einsatzbeispiel A des Nomogramms

Bei einer hydraulischen Filterbelastung von $70 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und einem maximalen CB-Wert von 7 ergibt sich eine mittlere CSB-bezogene Reinigungsleistung von 63%. Die CSB-Auslaufkonzentration am Bodenfilter ergibt sich aus folgender Berechnung $\Rightarrow 700 \text{ mg O}_2/\text{l} * (100\% - 63\%) = 259 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Innerhalb des Vertrauensintervalls für die Formel wäre also eine Reinigungsleistung von 58% bis 68% bzw. eine Auslaufkonzentration von 294 bis 224 $\text{mg O}_2/\text{l}$ zu erwarten.

Aufgabenstellung B:

Eine weitere industrielle Nutzung des durch den Bodenfilter gereinigten Abwassers lässt eine maximale CSB-Konzentration von 95 mg O₂/l zu. Das anfallende Abwasser besitzt einen CB-Wert zwischen 2 und 3, seine CSB-Konzentration beträgt 500 mg O₂/l. Welche maximalen hydraulischen Belastungen sind bei einem CB-Wert von 2 bzw. einem CB-Wert von 3 zulässig?

Die notwendige minimale Reinigungsleistung am Bodenfilter ergibt sich aus folgender Berechnung => 100% - (95 mg O₂/l / 500 mg O₂/l) = 81%. Das Vertrauensintervall von 5,0% führt also zu einer notwendigen mittleren Reinigungsleistung von 86%.

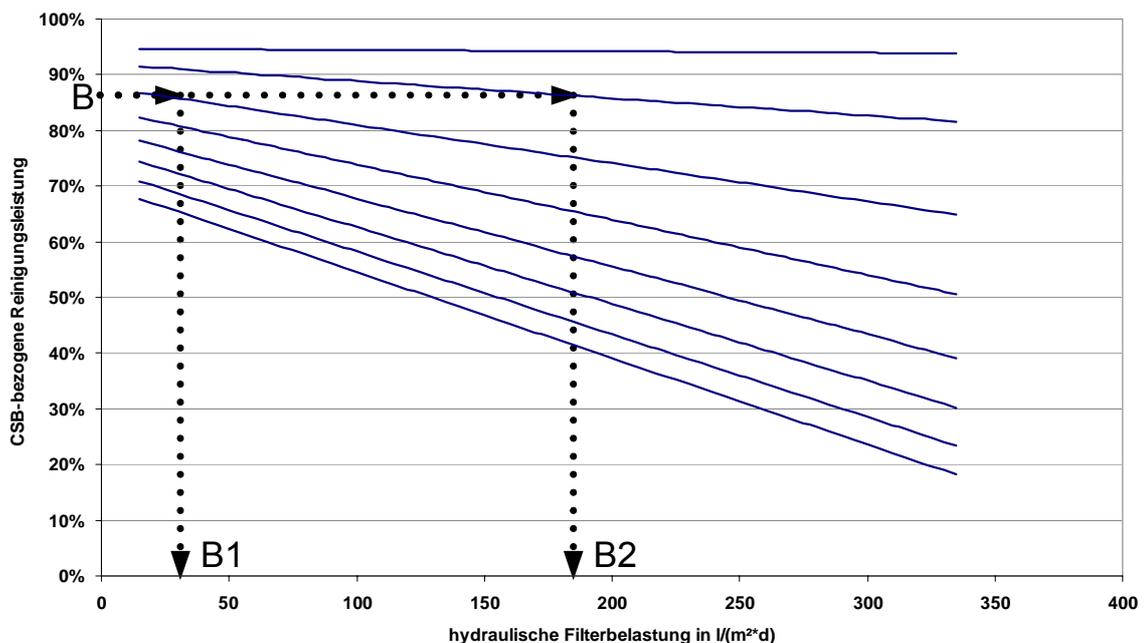


Abbildung 9-2 Einsatzbeispiel B des Nomogramms

Besitzt das Abwasser einen CB-Wert von 3 ist eine maximale hydraulische Belastung von 35 l/(m²*d) zulässig. Bei einem CB-Wert des Wassers von 2 hingegen ist eine maximale hydraulische Filterbelastung von 185 l/(m²*d) zulässig.

9.2 Maximal zulässige CSB Einlaufbelastung bei Direkteinleitung in 1- und 2-stufigen Reinigungsverfahren mit Bodenfiltern

In den meisten Fällen ist neben der Ermittlung der durchschnittlichen Reinigungsleistung oder der maximalen hydraulischen Filterbelastung aber auch die maximal zulässige CSB-Einlaufbelastung wichtig. Ermöglicht diese bei vorhandenen Grenzwerten zur Direkteinleitung doch eine rasche Entscheidung über eine ein- oder zweistufige Behandlungsanlage oder eine andersartige Vorbehandlung der Abwässer.

Bei den meisten Applikationen für bewachsene Bodenfilter in Deutschland gelten Grenzwerte für den biochemischen Sauerstoffbedarf von 150 mgO₂/l und für den biochemischen Sauerstoffbedarf von 40 mgO₂/l. In den folgenden Abschnitten werden diese Zusammenhänge in Nomogrammen für Bodenfilter mit einer Bemessungslast von 2,5 EW/ m² aufbereitet.

9.2.1.1 *Maximale organische CSB-Belastung im 1-stufigen Reinigungsverfahren bei einem Grenzwert von 150 mg O₂/l*

Kommt ein einstufiger Bodenfilter zum Einsatz sind in Abhängigkeit des CSB-BSB₅-Verhältnisses folgende maximale CSB-Einlaufbelastungen möglich, wenn im Mittel keine Überschreitung eines Grenzwertes von 150 mg O₂/l erfolgen soll.

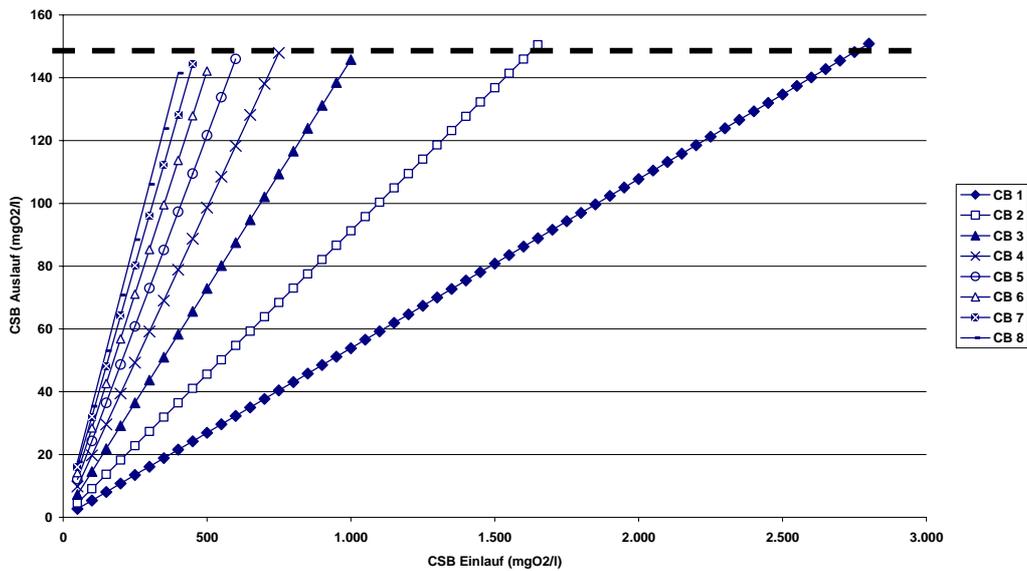


Abbildung 9-3 Verhältnis des CSB Ein- zu Auslaufwertes bei 1-stufigen Bodenfiltern

In der Abbildung 9-3 ist in der Spreizung der Kurven der Einfluss der unterschiedlichen CSB:BSB₅-Verhältnisse zu erkennen. Während Bodenfilter bei leicht abbaubaren Abwässern mit CB-Werten um 1 mit CSB Einlaufwerten bis 2.800 mg O₂/l belastet werden können, kann bei Abwässern mit CB Werten um 5 nur eine maximale Belastung von 650 mg O₂/l appliziert werden. Andernfalls resultiert eine Überschreitung des CSB-Emissions-Grenzwertes von 150 mg O₂/l.

9.2.1.2 *Maximale organische BSB₅-Belastung im 1-stufigen Reinigungsverfahren bei einem Grenzwert von 40 mg O₂/l*

Ist der BSB₅-Grenzwert für die Bemessung einer Anlage ausschlaggebend, gibt folgendes Nomogramm Aufschluss über die maximale applizierbare organische BSB₅-Belastung.

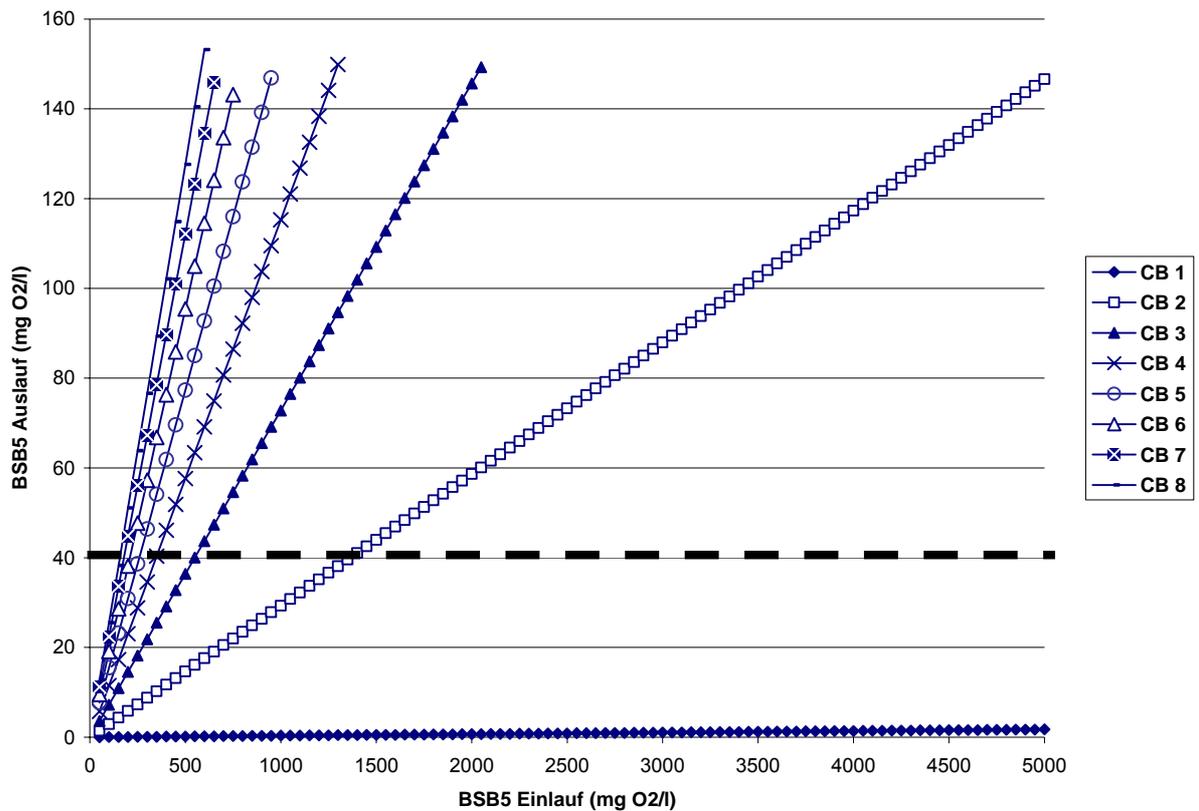


Abbildung 9-4 Verhältnis des BSB₅ Ein- zu Auslaufwertes bei 1-stufigen Bodenfiltern

In der Abbildung 9-4 ist in der Spreizung der Kurven der Einfluss der unterschiedlichen CSB:BSB₅-Verhältnisse zu erkennen. Während Bodenfilter bei häuslichen Abwässern mit CB-Werten um 2 mit BSB₅ Einlaufwerten bis 1.400 mg O₂/l belastet werden können, kann bei Abwässern mit CB Werten um 5 nur eine maximale Belastung von 250 mg O₂/l appliziert werden. Andernfalls resultiert eine Überschreitung des BSB₅-Emissions-Grenzwertes von 40 mg O₂/l.

9.2.1.3 *Maximale organische CSB-Belastung bei 2- oder mehrstufigen Reinigungsverfahren*

Kommt ein zwei- oder mehrstufiger Bodenfilter zum Einsatz können ebenfalls die Ablaufwerte in Abhängigkeit des CSB:BSB₅-Verhältnisses berechnet werden.

Hierzu wird zunächst eine einstufige Berechnung durchgeführt, wie in den vorherigen Anleitungen erläutert. Danach wird die zweite und jede weitere Stufe erneut mit der selben Methode berechnet.

Wichtig für die Bemessung ist dabei, dass sich mit dem Durchlaufen der ersten Stufe in der Regel das CSB:BSB₅ Verhältnis des behandelten Abwassers ändert. Folglich ist eine mehrstufige Bemessung dann korrekt ausführbar, wenn die Bemessungsnomogramme zweimal mit unterschiedlichen CSB:BSB₅ Verhältnissen und einer einheitlichen hydraulischen Belastung durchlaufen werden.

10 Ausblick

Für den Bereich Bemessung und Dimensionierung von bewachsenen Bodenfiltern konnte in dieser Arbeit ein mathematischer Modellansatz für die CSB-bezogene Reinigungsleistung entwickelt und verifiziert werden. Gleichfalls konnte mit demselben Ansatz aus Literaturwerten ein mathematischer Modellansatz für die BSB₅-bezogene Reinigungsleistung entwickelt werden. Im Gegensatz zu den in der Literaturdiskussion gefundenen Modellen, wurde der in dieser Arbeit entwickelte mathematische Modellansatz auf die Annahme einer Abhängigkeit zwischen der jeweiligen Reinigungsleistung, der hydraulischen Filterbelastung und des CSB:BSB₅-Verhältnisses der Abwässer begründet.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte die Relevanz dieser Abhängigkeiten in den durchgeführten Versuchsansätzen ermittelt und bei der Fehlerbetrachtung zwischen Literaturwerten und deren mathematischer Vorhersage bestätigt werden. Die in den Versuchsreihen gewonnenen Erkenntnisse weisen jedoch auf die technische Einschränkung dieser mathematischen Modellansätze hin, dass die Vorhersage nur bei einem einwandfrei mit Sauerstoff versorgten Filterkörper gegeben ist. Folglich kann eine mathematische Vorhersage der zu erwartenden Reinigungsleistung mit diesen Modellansätzen nur bei einem kolmationsfreien Bodenfilter gelingen.

Mit den vorliegenden halbtechnischen Untersuchungen konnte die Neigung von Bodenfiltern zu einer Kolmation von Oberfläche und Filterkörper keine detaillierte Betrachtung erfahren. Aus diesem Grund konnten die für diese Prozesse bestimmenden Faktoren nicht in Ihrer Gesamtheit erfasst und in den mathematischen Modellierungen abgebildet werden. Als direkte Folge dieser Tatsache muss für die Vorhersage der Reinigungsleistung mit den vorliegenden Formeln ein funktionstüchtiger kolmationsfreier Bodenfilter vorhanden sein, bzw. führt eine sich während des Filterbetriebes entwickelnde Kolmation unmittelbar zum Versagen des Vorhersageansatzes.

Vor diesem Hintergrund ist einerseits eine weitere Überprüfung der Formel an langfristig störungsfrei im Einsatz befindlichen Bodenfiltern über die für die Verifikation eingesetzten Literaturergebnisse hinaus notwendig. Andererseits sollten die wissenschaftlichen Bemühungen um eine Vorhersage der Neigung eines bewachsenen Bodenfilterkörpers zu einer physikalischen oder chemisch bedingten Kolmation ausgebaut werden.

Durch diese beiden Maßnahmen könnte die Grundlage der Fehlerdiskussion für die vorhandenen Formeln erweitert werden und darüber hinaus die Beschränkung des Anwendungsbereiches der Formel auf kolmationsfreie Bodenfilter aufgehoben werden. Würde eine mathematische Modellierung der Neigung hinsichtlich physikalischer oder chemisch bedingter Kolmation bewachsener Bodenfilter gelingen, könnte diese als Beiwert einer Verminderung der Reinigungsleistung in den mathematischen Modellansatz integriert werden. Denkbare Modifikationen vorhandener Bemessungshinweise, die zu einer Generalisierung der vorhandenen unterschiedlichen Flächenvorgaben für Horizontal- und Vertikalfilter in Anhängigkeit mathematischer Modelle führen, sollten aber erst nach Auswertung und Bestätigung derartiger Analysen in langjährigen Praxisversuchen in Erwägung gezogen werden.

Eine direkte Anwendung der Ergebnisse für spezielle Bemessungsfälle, wie saisonal schwankend beschickte Bodenfiltern sollte jedoch schon jetzt zu korrekten Ergebnissen führen, wenn eine Kolmation des Filterkörpers technisch ausgeschlossen werden kann. Die Vorhersage der Reinigungsleistung über derartige Modelle eröffnet die Möglichkeit bewachsene Bodenfilter aktiv mit dem Ziel definierter Kohlenstoffemissionen bewirtschaften zu können. Hierdurch ist es langfristig möglich bewachsene Bodenfilter zu prozesstechnisch beherrschbaren Wasserreinigungsstufen für Voll- und Teilströme auszubauen. Hinweise für eine praktische Anwendung dieser werden in den Nomogrammen 9-3 bis 9-6 gegeben in denen Dimensionierungshinweise ein- und zweistufige Bodenfilter dargestellt sind.

11 Zusammenfassung

11.1 Ziele der Arbeit

In der bisherigen Literatur zum Thema Bodenfilter ist kein Ansatz zu finden, der eine direkte Vorhersage der Reinigungsleistung ohne eine bodenfilterspezifische oder temperaturabhängige Komponente ermöglicht. Dies bedeutet, dass die mathematische Vorhersage der Reinigungsleistung eines noch nicht realisierten Bodenfilters nicht mit hinreichender Genauigkeit ausgeführt werden kann.

Auf diesem Problemansatz basierend war das Ziel der vorliegenden Arbeit, in einem ingenieurwissenschaftlichen Ansatz systematisch nach Abhängigkeiten verschiedener Abwasser- und Filterparameter zu suchen, die mit einer empirischen Modellierung einen Ansatz zur Vorhersage der Reinigungsleistung formulieren lassen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde eine systematische Analyse potenzieller Abhängigkeiten verschiedener Parameter auf die Vorhersage der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter durchgeführt. Ziel des Arbeitsprogramms war es, relevante Abhängigkeitsverhältnisse unterschiedlicher Parameter zu ermitteln und daraus eine empirische ingenieurmathematische Bemessungsformel zur Vorhersage der Reinigungsleistung bewachsener Bodenfilter zu entwickeln.

Das Ziel der Arbeit konnte erreicht werden, in dem aus den Erkenntnissen der Versuche genügend Anregungen zur Entwicklung einer Formel abgeleitet werden konnten. Diese Formel ermöglichte eine Aussage über die Reinigungsleistung von Bodenfiltern in Abhängigkeit der hydraulischen Filterbelastung und des CSB:BSB₅-Verhältnisses.

11.2 Versuchsergebnisse

In Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene Versuchsreihen an zwei verschiedenen Lysimetertypen durchgeführt. Hierbei kamen Laborlysimeter mit Sandfüllung und Freilandlysimeter mit einem natürlichen Boden zum Einsatz. Diese wurden mit einem leicht abbaubaren künstlichen Abwasser, das ein CSB:BSB₅-Verhältnis von 1,05:1 besaß und einem schwer abbaubaren anaerob vorbehandeltem Abwasser, das ein CSB:BSB₅-Verhältnis von 8,5:1 aufwies, beaufschlagt .

Die hydraulische Beaufschlagung der Labor- und Freilandlysimeter mit den Abwässern im Rahmen dieser Versuchsreihen erfolgte gemäß des Bemessungswertes der ATV-Richtlinie A-262 [ATV Arbeitsgruppe A262] sowie einer Steigerung auf 135% bzw. eine Verminderung auf 45% dieser Vorgaben. Ebenfalls konnte durch den Einsatz von Laborlysimetern unterschiedlicher Bauhöhen und durch eine Variation der Beschickungsweise zwischen batch und kontinuierlicher Beschickung die Wirkung weiterer Parameter auf die Reinigungsleistung untersucht werden.

Dem Ziel der Arbeit einer systematischen Suche nach Abhängigkeiten wurde in dem Versuchsprogramm mit folgenden Relevanzprüfungen nachgekommen:

	Bauhöhe des Filterkörpers	Art des Filtersubstrats	Art der Beschickung	CSB:BSB₅-Verhältnis
hydraulische Belastung	X	X	X	X

Tabelle 5-1 Übersicht der dargestellten Relevanzprüfungen

Hierbei konnte lediglich eine signifikante Abhängigkeit zwischen dem CSB:BSB₅-Verhältnis und der hydraulischen Beschickung ausgemacht werden. Andere Abhängigkeiten zwischen Parametern erwiesen sich nicht als signifikant und konnten für die weitere Formulierung einer Bemessungsformel ohne Beeinträchtigung des Ergebnisses vernachlässigt werden.

11.3 Folgerungen

Im Rahmen der Untersuchungen zum Abbau von Kohlenstoffverbindungen in bewachsenen Bodenfiltern konnte gezeigt werden, dass eine Abhängigkeit der Reinigungsleistung hauptsächlich von der hydraulischen Filterbelastung und der spezifischen Abbaubarkeit des Abwassers besteht. Dieser Zusammenhang der Reinigungsleistung konnte empirisch für die Abwasserparameter CSB in Gleichung 5-4 und BSB₅ in Gleichung 6-1 in eine mathematische Beziehung überführt werden:

Gleichung 5-4 empirische Modellgleichung des CSB-Reinigungsgrades bezogen auf die maximale hydraulische Last

$$\eta_{CSB} = \frac{-0,0025 * F_{hydr.} * (1 - 0,1(\ln_{CB})^2) * (1 + 25(\ln_{CB})^2) + (94,7 - 5,7(\ln_{CB})^2)}{100}$$

η_{CSB} = CSB-Reinigungsgrad in %

$F_{hydr.}$ = hydraulische Flächenbelastung in l / (m²*d)

CB = CSB:BSB₅ –Verhältnis

sowie

Gleichung 6-1 verifizierte empirische Modellgleichung des BSB₅-Reinigungsgrades bezogen auf die hydraulische Flächenbelastung

$$\eta_{BSB_5} = \frac{-0,001 * F_{hydr.} * (1 - 0,1(\ln_{CB})^2) * (1 + 10(\ln_{CB})^2) + (100 - 5,7(\ln_{CB})^2)}{100}$$

η_{BSB_5} = BSB₅-Reinigungsgrad in %

$F_{hydr.}$ = hydraulische Flächenbelastung in l/(m²*d)

CB = CSB:BSB₅ –Verhältnis (dimensionslos)

Mit dem vorliegenden empirischen Berechnungsansatz lassen sich die Reinigungsleistung von Bodenfiltern im Bezug auf organische Verbindungen ohne besondere Kenntnisse des Filteraufbaus vorhersagen. Als Eingangsparameter

für den Berechnungsansatz sind das CSB:BSB₅-Verhältnis und die hydraulische Filterbelastung notwendig um die relative Reinigungsleistung in % angeben zu können.

Eine Gütediskussion dieses Modellansatzes mit 35 Langzeitmessungen aus der Literatur ergab eine mittlere Abweichung der Berechnungsergebnisse von der Realität von 0,52% für CSB und 0,13% für BSB₅ innerhalb eines Vertrauensintervalls von $\pm 5,0\%$. In den Nomogrammen Abbildung 7-1 und Abbildung 7-2 grafisch aufbereitet, kann dieser Bemessungsansatz zur Diskussion von Belastungsszenarien eingesetzt werden.

Ebenfalls wurde im Rahmen der Arbeit eine Situation analysiert, wie sie oftmals in der betrieblichen Praxis von Überwachungsbehörden oder Planern vorkommt. Hierbei liegen außer den CSB- und BSB₅-Messwerten keinerlei Daten über den bewachsenen Bodenfilter vor. Für eine Analyse der Genauigkeit dieser Formel wurde in diesen Fällen von einer Bemessung der Bodenfilter gemäß der Vorgaben des ATV-Arbeitsblattes A262 ausgegangen. Die Auswertung von 100 Bodenfiltern ergab, dass sich 65% innerhalb eines Toleranzbereiches von $\pm 5\%$ befanden. Bei einer Erweiterung des Toleranzbereiches auf $\pm 10\%$ lagen die Unterscheide zwischen berechneten und gemessenen Ergebnissen bei 86% der betrachteten Filter innerhalb der zugestandenen Grenzen.

Weil die Gütediskussion vornehmlich mit Langzeitmessungen an mit kommunalen und industriellen Abwässer beaufschlagten Bodenfiltern geführt wurde, können die getroffene Aussage generell für kolmationsfreie Anlagen gelten. Folglich ist einschränkend festzuhalten, dass die Berechnungen zur Vorhersage der Reinigungsleistung nur auf unkolmatierte Bodenfilter anzuwenden sind.

11.4 Erkenntnisse

Im Rahmen der Arbeit konnte belegt werden, dass es möglich ist mit ingenieurtechnischen Vereinfachungen und mathematischen Modellierungen von Abhängigkeiten der beiden Parameter hydraulische Belastung und CSB:BSB₅-Verhältnis eine hinreichend genaue Bemessung der kohlenstoffbezogenen Reinigungsleistung von Bodenfiltern zu erreichen.

Das eine solche Vorhersage der Reinigungsleistung ohne eine bodenfilter-spezifische oder temperaturabhängige Komponente nachgewiesen werden konnte, ist der Beitrag dieser Arbeit zum Stand des Wissens bei bewachsenen Bodenfiltern.

Die systematische Suche nach einem ingenieurwissenschaftlichen Ansatz für die Modellierung der Abhängigkeiten verschiedener Abwasser- und Filterparameter, mündete in die Formulierung zweier Modellgleichungen (5-4 für CSB und 6-1 für BSB₅). Diese Gleichungen können in der ingenieurtechnischen Praxis für die Überwachung von Bodenfiltern sowie die Bemessungen mehrstufiger Reinigungsanlagen aus bewachsenen Bodenfiltern mit angegebenen Toleranzbereich angewandt werden, wenn sichergestellt wird, dass keine Kolmation des Filterkörpers erfolgt.

Insofern konnten die gesteckten Ziele der Arbeit mit den entwickelten Formeln vollauf erreicht werden. Weiterer dringender Forschungsbedarf besteht jedoch in der Aufrechterhaltung der Reinigungskapazität von Bodenfilter durch Vermeidung von Kolmationsereignissen, die sich mit diesem Bemessungsmodell nicht erfassen lassen.

12 Literatur

Adams, K. und Walg, O. (1990) Entsorgung weinbaulicher Abwässer, KTBL Schrift 338, ATW Münster (1990), Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup,

Ahsan S., K. S., Ohta K., Mizuno T., Kani K., (2001) "use of some natural and waste materials for waste water treatment." Water Research Vol. 35 (No. 15) S. 3738-3742

Altmann, B. R., Nowak, K. E., et al. (1989) Pflanzenbiologische Reinigung von Abwässern aus einem Mineralöltanklager, Statusseminar neue Technologien der Abwasser- und Schlammbehandlung, Essen (1989), Bundesministerium für Forschung und Technologie,

Andreoni, V., Daffonchio, D., et al. (1995) "Anaerobic and aerobic treatment of winery wastewater. Results of an interuniversity research,." Revue Française d'Oenologie, (No. 152,) S. 41-43

Annan, K. (2002) "Five key areas for the world summit on sustainable development,." Press Release - United Nation Secretary General, New York, (May 14th 2002,) S. 1-2

Asano, T. (2001) Water from (waste)water - the dependable water resource, The 11th Stockholm Water Symposium, Stockholm (2001), Stockholm International Water Institute,

ATV Arbeitsgruppe A262 (1998) Arbeitsblatt: Grundsätze zur Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte, Hennef (1998), Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA),

ATV Arbeitsgruppe H760 (1986) Hinweisblatt: Aufbau und Betrieb von Pilotanlagen zur Abwasserbehandlung H760, Hennef (1986), Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA),

ATV-DVWK (2002) Arbeitsblatt A138 - Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser Hennef ATV-DVWK

Bahgat M., D. A., Zayed A., (1999) "Sand-Filters used for Wastewater Treatment: Buildup and Distribution of Microorganisms." Water Research Vol. 33 (No. 8) S. 1949-1955

Bahlo, K. und Wach, G. (1992) Naturnahe Abwasserreinigung, Staufen (1992), Ökobuch Verlag,

Baveye P., V. P., Hoyle B.L., DeLeo P.C., Sanchez de Lozada D., (1998) "Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* Vol. 28 (No. 2) S. 123-191

Bischofsberger, W. (1993) Kapitel 3 Übersicht über anaerobe Verfahrenstechniken, *Anaerobtechnik - Handbuch zur anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm*, Böhnke B. Heidelberg (1993), Springer Verlag, S. 96-134

Blazejewski R., M.-B. S. (1997) "Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow." *Water Science and Technology* Vol 35 (No. 5) S. 183-188

Bolder J., L. T., Zech H., (1998) "Planung und Bau des Retentions-Bodenfilters "Rieselfeld" in Freiburg." *KA - Korrespondenz Abwasser* Vol. 45 (Nr. 2) S. 315-321

Boller M., S. A. (1993) "Dynamic behaviour of intermittent buried filters." *Water Science and Technology* Vol. 28 (No. 10) S. 99-107

Bonde, A. (2000) *Fuzzy logic basics*, Needham (2000), GTE Government Systems Corp.,

Börner, T. (1990) Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit verschiedener Konstruktionsvarianten von Pflanzenkläranlagen, 21. Wassertechnisches Seminar, Darmstadt (1990), Eigenverlag WAR,

Brix H. (1994) "Function of Macrophytes in Constructed Wetlands." *Water Science and Technology* Vol. 29 (No. 4) S. 71-78

Brundtland und et al. (1987) *Rapport Brundtland*, New York (1987), United Nations - Division for Sustainable Development,

Bucksteeg, K. (1986) "Sumpfpflanzenkläranlagen - Verfahrensvarianten, Betriebserfahrungen, Problem Bodenhydraulik,." *gwf-Wasser/abwasser*, Vol. 127, (H. 9 / 1986,) S. 429-436

Bucksteeg, K. (1987) *Pflanzenkläranlagen - Einführung in die Problematik, Pflanzenkläranlagen - Bau und Betrieb von Anlagen zur Wasser- und Abwasserreinigung mit Hilfe von Pflanzenkläranlagen*, Wiesbaden (1987), Verlag Udo Pfriemer, S. 9-30

Crites, R. und Tchobanoglous, G. (1998) *Small and decentralized wastewater treatment systems*, New York (1998), McGraw Hill,

Dafner, G. (1992) "8jährige Betriebserfahrungen mit einer Pflanzenkläranlage,." *Korrespondenz Abwasser*, 39. Jahrgang, (6/92,) S.612-617,

Deutsche Norm (1980) DIN 38 409 H41 1, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfes (CSB), DIN Normenausschuss Wasserwesen Berlin (1980), Beuth Verlag,

Deutsche Norm (1984) DIN 38 404 C5, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Bestimmung des pH-Wertes, DIN Normenausschuss Wasserwesen Berlin (1984), Beuth Verlag,

Dobelman J.K., M. D. H. (2002) Demonstrationsvorhaben eines produktionsintegrierten Verfahrens zur Verwertung von Abwässern und organischen Reststoffen zur Aktivkühlung von Most und Wein Neustadt a.d. Wstr. Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt Neustadt

Donta, A. (1997) Der Boden als Bioreaktor bei der Aufbringung von Abwasser auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Univ. Diss. Hannover (1997), Universität Hannover,

Engelmann U., L. K., Müller V., (2003) "Erfahrung beim Einsatz von Pflanzenkläranlagen in Sachsen." KA - Abwasser, Abfall Nr. 3 (50) S. 308-320

Falkenmar, M. (2002) "Learning to balance competing water interests,." Water and Wastewater International, Vol. 17, (No.13,) S. 21

Fehr G., S. H. (1990) Leistungsfähigkeit intermittierend beschickter Bodenfilter Pflanzenkläranlagen besser als ihr Ruf? Darmstadt WAR Darmstadt

Garcia J., A., Mujeriego R., Huang Y., Ortiz L., Bayona J.M., (2004) "Initial contaminant removal performance factor in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater." Water Research Vol. 38 S. 1669-1678

Gatti, G., Cadonna, M., et al. (1994) A biological filter for the treatment of wastewater from wineries, Congres international sur le traitement des effluents vinicoles, Bordeaux (1994), OIV publication,

Geller, G. (2000) "Handbuch Bewachsene Bodenfilter,." Sachstandsbericht DBU Verbundprojekt bewachsene Bodenfilter, Kap. 7 S. 1-60

Geller, G., Netter, R., et al. (1992) "Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern - Ergebnisse und Empfehlungen aus einem 5-jährigen BMFT-Forschungsvorhaben,." Korrespondenz Abwasser, 39. Jahrgang, (6/92,) S. 618-631

Gilbert, R. G., Lance, J. C., et al. (1979) "Denitrifying bacteria population and nitrogen removal in soil columns intermittently flooded with secondary sewage effluent,." Journal of Environmental Quality Vol. (No. 1) S. 101-104

Grau A., H. W. (1986) "Die dezentrale Versickerung von Niederschlagsabflüssen." gwf Das Gas- und Wasserfach 127. Jahrgang (Heft 7) S. 309-314

Grismer, M. E., Sheperd, H. L., et al. (2002) "Treatment of high strength winery wastewater using a subsurface-flow constructed wetland,." Water Environment Research, Vol. 73, (No. 4,) S. 394-403

Grotehusmann D. (2000) "ATV-DVWK-A138 (Entwurf) und die Bedeutung für den ländlichen Raum." KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall Vol. 47 (Nr. 10) S. 1491-1498

Guilloteau, J. A., Lesavre, J., et al. (1993) Wastewater treatment over sand columns, 2nd specialized conference on design and operation of small wastewater treatment plants Trondheim (1993) University of Trondheim

Gujer, W., Wissing, F., et al. (1999) Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3, London (1999), IWA,

Gupta, R. K. (2001) Water and energy linkages for groundwater exploitation, The 11th Stockholm Water Symposium, Stockholm (2001), SIWI Publishing,

Haberl R. (1998) Stand und Entwicklungstendenzen bei Bemessung und Bau bewachsener Bodenfilter Naturnahme und technische Klein- und kleine Kläranlagen im Vergeich Dresden TU Dresden

Hahn, H. H. (1982) Die spezifischen Aufgaben des Ingenieurs der Siedlungswasserwirtschaft in Entwicklungsländern, Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern, Hahn H. H. Karlsruhe (1982), Institut für Siedlungswasserwirtschaft, S. 1-28

Haider R. (1987) Erfahrungen mit kleinen Pflanzenkläranlagen in Österreich und Bayern, Pflanzenkläranlagen - Bau und Betrieb von Anlagen zur Wasser- und Abwasserreinigung mit Hilfe von Wasserpflanzen, Bucksteeg K. Wiesbaden (1987), Verlag Udo Pfiemer, S. 39-52

Hammer D.A. (1989) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment - Municipal, Industrial and Agricultural Chelsea, Michigan Lewis Publishers

Hardisty, J., Taylor, D. M., et al. (1993) Computerised environmental modelling, Chichester (1993), Wiley&Sons,

Hart, O., Viviers, P., et al. (1993) Water and waste-water management in the wine industry, Pretoria (1993), Water Research Commission,

Heil, M. (1999) Ökochemische und ökotoxikologische Untersuchungen zur landbaulichen Verwertung von Weinbauabwasser; Untersuchungen zur AOX-Bildung in Weinbauabwasser bei der Chlordesinfektion, Dissertation Fachbereich Chemie, Kaiserslautern (1999), Universität Kaiserslautern,

Hessen, L. (2002) "Vorläufige Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen." Empfehlung Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten S. 1-6

Hoheisel K. (2000) "Erfahrungen einer Behörde bei der Überwachung von Kleinkläranlagen mit biologischer Stufe." KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall Vol. 47 (N. 10) S. 1506-1513

Höhner G., S.-E. A., Bahlo K., (1996) "Keimelimination bei der Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern." Wasser&Boden 48. Jahrgang (Nr. 9) S. 13-16

Höppner, H., Günther, T., et al. (1997) "Biologische Prinzipien der Eliminierung von organischen Umweltchemikalien in Pflanzenkläranlagen,." Wasser&Boden, 49. Jahrg., (12 / 1997,) S. 18-21

Jeison D., C. R., Saldago E., (2003) "Aerobically treated Wastewater in Agricultural Irrigation as an Alternative for Posttreatment in Water-Demanding Zones." Applied Biochemistry and Biotechnology Vo. 109 S. 197-205

Jonasson S. A. (1984) Determination of Infiltration Capacity and Hydraulic Conductivity 3rd International Conference on Urban Storm Drainage Göteborg (Sweden)

Kadlec, R. H. und Knight, R. L. (1996) Treatment wetlands, Boca Raton (1996), Lewis Publishers,

Kaufmann B. (2001) Bewachsene Bodenfilter, Diplomarbeit am Lehrstuhl Abwassertechnik der BTU Cottbus. Eigentum des Lehrstuhl Abwassertechnik.

Kasting U. (2000) "Hydraulisches Verhalten von Bodenfilteranlagen zur weitergehenden Misch- und Regenwasserbehandlung." KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall Vol. 47 (Nr. 10) S. 1481-1490

Kobelt, G. (1999) "Abwasserreinigung mit Pflanzenkläranlagen,." Entsorgungs-Praxis, (Ausg. 4/99,) S. 44-46

Könemann, N. (2003) "Bemessung von mit Schilfpflanzen bewachsenen Bodenfilteranlagen." KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, (50), (Nr. 4,) S. 460-475

Könnemann N. (2003) "Bemessung von mit Schilfpflanzen bewachsenen Bodenfilteranlagen." KA - Abwasser, Abfall Vol. 50 (Nr. 4) S. 470-475

Kopytziok, N. (2000) "Abfall und nachhaltige Entwicklung,." abfall-brief, 7. Jahrgang, (5/2000,) S.7-10

Kunst, S. und Flasche, K. (1995) Untersuchungen zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen mit besonderer Berücksichtigung der bewachsenen Bodenfilter, Hannover (1995) Forschungsvorhaben im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministers

Laber J., P. R., Haberl R., (1998) "Bemessung von Pflanzenkläranlagen in Österreich nach ÖNORM B2505." Dresdner Berichte Band 12 S. 101-122

Langergraber, G. (2001) Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands, Institut für Wasserversorge, Wien (2001), Universität für Bodenkultur Wien,

Lavingne, R. L. und Jankiewicz, J. (2000) Artificial wetland treatment technology and its' use in the amazon rain forests of Ecuador, Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista (2000), IWA Publishing,

le Chantellier (2000) Gerer ses Effluents de Cave, Epernay (2000), ITV France,

Lewis R.F., b. L., Davis S.F., (1982) Wastewater Treatment by Rooted Aquatic Plants in Sand and Gravel Trenches Abwasserreinigung mit Hilfe von Wasserpflanzen Hamburg

Lienard A. (2001) "Vertical flow Reed-Bed Filters at "Les Bréviaires"." IWA Specialist Newsletter - Macrophytes in Water Pollution Control No. 24 (October 2001) S. 10-14

Löffler, H. (1996) Betriebsergebnisse mit Pflanzenkläranlagen vom Typ Phytofilt, Naturnahe Abwasserreinigung mit Pflanzenkläranlagen, Berlin (1996), Eigenverlag FGU,

Luckner L., L. K., Müller V., (1998) "Theoretische Grundlagen zur Bemessung von Pflanzenkläranlagen." Dresdner Berichte Band 12 S. 19-46

LUFA Speyer (1999) Untersuchungsbericht zum Boden Birkenheide, Speyer (1999), LUFA Speyer,

Lütznert, K. und Müller, V. (1997) "Ist eine kostengünstige Abwasserreinigung mit Pflanzenkläranlagen möglich ?," Entsorgungs-Praxis, (Ausz. 11/97,) S.44-46

McNeil A., O. S. (1989) "The Effects of Motorway Runoff on Watercourses in South-West Scotland." Journal CIWEM 12 S. 433-439

Morell A., B. W., Hagendorf U., (1990) Leistungsfähigkeit verschiedener Bodensubstrate bei der naturnahen Abwasserreinigung Pflanzenkläranlagen besser als ihr Ruf? Darmstadt WAR Darmstadt

Mouton-Ferrier, V., Kaiser, A., et al. (2001) "Procèdes d'épuration par filtres plantes perspectives pour le traitement des effluents des cave,." Revue des oenologues, (No. 99,) S.223-227

Müller, D. H. (1994) "Pflanzenkläranlagen die grüne Alternative,." Rheinische Bauernzeitung, (29 / 1994,) S.22-23

Müller, D. H. (2000) Abwässer der Wein und Sektbereitung, ATV-Handbuch Industrieabwasser - Lebensmittelindustrie, Rosewinkel K.-H. Berlin (2000), Ernst&Sohn, S. 369-422

Müller, D. H., Coppik, K., et al. (2000) Innovations concerning wastewater treatment, Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista (2000), IWA Publishing,

Müller V. (1998) "Einflußfaktoren für Bemessung und Betrieb von Pflanzenkläranlagen." Dresdner Berichte Band 12 S. 73-100

Muth W. (1975) "Sickerleitungen im Strassenbau." Tiefbau, Ingenieurbau, Strassenbau (No. 1) S. 73-80

Muth W. (1994) "Regenwasserversickerung von Verkehrsflächen." Tiefbau, Ingenieurubau, Straßenbau (5/94) S. 28-45

Netter, R. und Bischofsberger, W. (1989) Erprobung der Leistungsfähigkeit eines bewachsenen Bodenfilters zur Abwasserreinigung - Betriebserfahrung und Bemessung, Statusseminar - neue Technologien der Abwasser und Schlammbehandlung, Forschungszentrum Karlsruhe - PtWt Essen (1989), Bundesministerium für Forschung und Technologie, S. 71-80

OIV Experts Group (2000) Scientific and technical notebook - management of winery and distillery effluents, Paris (2000), OIV publication,

Orditz, D., Lakel, A., et al. (1998) Traitement de finition des effluents vinicoles par geopuration sur massif siliceux, Congres International sur le Traitement des Effluents vinicoles, Narbonne (1998), OIV publication,

Otterpohl, R., Albold, A., et al. (1999) "Differentiating management resource of water and waste in urban areas,." Homepage Otterwasser GmbH, S. 1-21

Pauly, U. (1989) Integrierte Abwasser- und Schlammbehandlung im Wurzelraumverfahren nach "Kickuth", Statusseminar - neue Technologien der Abwasser- und Schlammbehandlung, Forschungszentrum Karlsruhe - PtWt Essen (1985), Bundesministerium für Forschung und Technologie, S. 57-64

Pell M., N. F. (1989) "Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand filter system." Journal of Environmental Quality Vol. 18 S. 457-452

Pfeifer R. (1997) Regenklärbecken: Ist ein wirkungsvoller Schmutzstoffrückhalt möglich? Ottilienberger Gespräche "Regenwasserbehandlung" Karlsruhe

Platzer, C. (1998) Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen Univ. Diss., Fachbereich Verfahrenstechnik, Umwelttechnik, Berlin (1998), TU Berlin,

Platzer C. (1998) "Ein neuer Ansatz zur Bemessung von Pflanzenkläranlagen." Dresdner Berichte Band 12 S. 47-72

Platzer C. (1998) Übersicht über naturnahe Verfahren zur Abwasserreinigung Naturnahme und technische Klein- und kleine Kläranlagen im Vergeich Dresden TU Dresden

Racault, Y. und Lenoir, A. (1995) "Evolutions des charges de deux caves vinicoles de sud-ouest de la France sur un cycle annuel." Revue Française d'Oenologie, (No. 152,) S. 16-18

Ralle B., P. C., Wojciech H., (1998) "Abbau organischer Verbindungen mit einem Hydro-Pflanzen-Klärsystem." KA - Korrespondenz Abwasser Vol. 45 (Nr. 4) S. 670-675

Reed, S. R., Crites, R. W., et al. (1995) Natural systems for waste management and treatment, New York (1995), McGraw Hill,

Roberson, J. und Crowe, C. T. (1990) Engineering fluid mechanics, Boston (1990), Houghton Mifflin Company,

Rochard, J., Desautels, F., et al. (1998) Traitement des effluents par stockage aère, mise en oeuvre et optimisation, Congres International sur le Traitement des Effluents Vinicole, Narbonne (1998), OIV publication,

Rochard, J. und et al. (1998) Caractérisation des effluents vinicoles champenois, Congres International sur le Traitement des Effluents Vinicoles, Bordeaux (1998), ITV France,

Rochard, J., Mouton-Ferrier, V., et al. (2002) The application of constructed wetlands in the viticultural sector, 8th World Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha (2002), IWA publishing,

Rochard, J., Viaud, M. N., et al. (1996) Traitement des effluents de cave par stockage aère mise en oeuvre et optimisation, 76eme assemblé générale de l'OIV, Afrique du Sud (1996), OIV publication,

Roß C. (1998) Bedeutung von Klein- und kleine Kläranlagen Naturnahme und technische Klein- und kleine Kläranlagen im Vergeich Dresden TU Dresden

Scholz M. (2001) "Micorbial and Plant Ecology within experimental wetlands applied for heavy metal removal." IWA Specialist Newsletter - Marcophtes for Water Pollution Control No. 24 (October 2001) S. 15-19

Schütte, H. und Fehr, G. (1992) "Neue Erkenntnisse zum Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen." Korrespondenz Abwasser, 39. Jahrgang, (Nr. 6,) S. 854-861

Schwarz M., F. S., Hahn H.H., (2003) "Mikrobielle Kolmation und Dekolmation in Bodenfiltern." Wasser und Abfall (10 (2003)) S. 20-23

Seidel, K. (1963) "Über Phenolspeicherung und Phenolabbau in Wasserpflanzen,." *Naturwissenschaften*, (12/1963,) S.452-467

Seki K., M. T., Nakano M., (1998) "Effects of micororganisms on hydraulic conductivity decrease in infiltration." *European Journal of Soil Science* Vol. 49 (No. 2) S. 231-236

Sheperd, H. L., Tchobanoglous, G., et al. (2001) "Time dependent retardations model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment,." *Water Environment Research*, Vol. 73, (No. 5,) S. 597-606

Shrestha, R. R., Haberl, R., et al. (2000) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal, *Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lake Buena Vista (2000), IWA Publishing,

Sieker F., D. A., Harms R., (1986) "Kanalisationentlastung durch dezentrale Regenwasserversickerung." *GWF - Das Gas und Wasserfach* No. 127 (Heft 7) S. 315-324

Sieker F., L. B. (1995) "Versickerung von Niederschlagswasser." *KA - Korrespondenz Abwasser* 29. Jahrgang (11/82) S.760-763

Soto, F., Garcia, M., et al. (2001) Seasonal difference in removal efficiencies using scirpus lacustris for wastewater treatment, 7th Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista (2001), IWA Publishing,

Steinmann (2000) "Teiche mit Pflanzenfiltern - eine effektive Kombination zur Reinigung von Abwasser." *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* Vol. 47 (Nr. 10) S. 1524-1528

Stumm, W. (1973) *Der Ingenieur als Erschließer und Bewahrer der Natur*, Zur Institutseinweihung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe (1973), ISWW, S. 26-34

Tanner, C. (2000) Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands, 7th international conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista (2000), IWA publishing,

Tchobanoglous G., C. G. L. (1979) *Wetland Systems for Wastewater Treatment an Engineering Assesment* New York McGraw-Hill

TU Berlin (2000) "Sachstandsbericht Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungsanlagen,." *Sachstandsbericht DBU-Verbundprojekt Bewachsene Bodenfilter*, Zeitraum 1998-1999, S. 4-1 bis 5-56

U.S. EPA (1988) Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment: A design manual, Cincinnati (1988), EPA publications,

Uhl M., J. M. (2004) "Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung - Untersuchung von Sandsubstraten und Betriebsweisen." KA - Abwasser, Abfall 2004 (51) (Nr. 3) S. 261 - 270

v. Felde, K. (1997) Untersuchungen zur Reinigungsleistung von vertikalen Bodenfilteranlagen, Naturnahe Abwasserbehandlung durch Pflanzenkläranlagen, Berlin (1997), Eigenverlag FGU,

v. Felde K., H. K., Kunst S., (1996) "Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen - Bestandsaufnahme und Leistungsfähigkeit." Korrespondenz Abwasser, 43. Jahrgang, (8/96,) 1015- 1023

von Felde K., R. K. H. (2000) "Behandlung von häuslichen und gewerblichen Abwässern aus einer Bäckerei in einer Kleinkläranlage." KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall Vol. 47 (Nr. 10) S. 1529-1537

Wassatsch H. (1997) Möglichkeiten zur Behandlung gewerblichen Abwassers in Landwirtschaft und spezielle hygienische Anforderungen, Naturnahe Abwasserbehandlung durch Pflanzenkläranlagen, Berlin (1997), Eigenverlag FGU,

Winter K-J., G. D. (2000) Bodenkundliche Aspekte der Kolmation bewachsener Bodenfilter Seminar "Stand der Technik und Innovationen für die Praxis bei bewachsenen Bodenfiltern" Celle

Wissing, F. (1995) Wasserreinigung mit Pflanzen, Stuttgart (1995), Verlag Eugen Ulmer,

Zadeh, L. A. (1965) "Fuzzy sets,." Information and Control, (No. 8/1965,) S. 383-353

13 Anhang

Tabelle 13-1 Charakterisierung der Anlagenstandorte, Beobachtungszeiträume, Probenarten, Abwasserarten und Bauweisen der Langzeitbeobachtungen von Bodenfiltern aus der Literatur

Nr.	Anlagenstandort	Betrachtung	Probenart	Abwasser	Bauart
1	Steinesmühle	1988	Einzel	Kommunal	Horiz.
2	Steinesmühle	1988	Einzel	Kommunal	Horiz.
3	Schattweide	1987	3-Monats Ø	Kommunal	Vert.
4	Schattweide	1987	4-Monats Ø	Kommunal	Vert.
5	Schattweide	1988	3-Monats Ø	Kommunal	Vert.
6	Rugballegard	1984	Einzel	Kommunal	Horiz.
7	Schattweide	1987	3-Monats Ø	Kommunal	Vert.
8	Schönberg	1986-1987	Ø	Kommunal	Vert
9	Einartshausen	1988	Einzel	Kommunal	Horiz.
10	Einartshausen	1988	Einzel	Kommunal	Horiz.
11	Ingstrup	1984	Einzel	Kommunal	Horiz.
12	Ingstrup	1985	Einzel	Kommunal	Horiz.
13	Ingstrup	1985	Einzel	Kommunal	Horiz.
14	Arheiligen	1989	Einzel	Kommunal	Horiz.
15	Heubach	1989	Einzel	Kommunal	Horiz.
16	See-Bethsehel	1984-1985	Ø	Kommunal	Horiz.
17	See-Bethsehel	1985	Einzel	Kommunal	Horiz.
18	See	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
19	Hersbruck	1984-1992	Ø	Kommunal	Horiz.
20	Mettmann	1986	7-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
21	Mettmann	1986	2-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
22	Weinitzen	1983	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
23	Hannover Labor	1990	Einzel	Kommunal	Vert.
24	Germerswang	1988	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
25	Germerswang	1988	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
26	Ecuador	1999-2000	Ø	Schlachthaus	Vert.

27	Grendach-Taching	1987	Einzel	Kommunal	Horiz.
28	Mannersdorf	1984	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
29	Wolfersn	1996-1997	Ø	Kommunal	Vert.
30	Riegersburg	1982	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
31	Hörsbach	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
32	Steinerskirchen	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
33	Hörsbach	1997	Ø	Kommunal	Vert.
34	Eschbach	2000-2001	Ø	Weinbau	Vert.
35	Hamburg	1990-1992	Ø	Kommunal	Vert.
36	Schurtannen	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
37	Wiedersberg	1998-1999	Ø	Kommunal	Vert.
38	Iggersbach/Theiler	1985	Ø	Kommunal	Horiz.
39	Zarpen	1985-86	Ø	Kommunal	Horiz.
40	Hollen	1998-1999	Ø	Bäckerei	Vert.
41	Mannersdorf	1984	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
42	Mannersdorf	1985	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
43	Mannersdorf	1986	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
44	Möhr	1995-1997	Ø	Kommunal	Vert.
45	Berlin	1983	1-Monats Ø	Labor	Vert.
46	Rade	1990-1997	Ø	Kommunal	Vert.
47	Mannersdorf	1985	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
48	Mannersdorf	1985	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
49	Stade	1990	Ø	Kommunal	Vert.
50	Mannersdorf	1986	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
51	Mannersdorf	1987	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
52	Burk	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
53	Les Breviaires	1997-1998	Ø	Kommunal	Vert.
54	Spanien	1999-2000	Ø	Kommunal	Vert.
55	Bünde	1987	3-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
56	Eldagsen-Springe	1988	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
57	Eldagsen-Springe	1988	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
58	Eldagsen-Springe	1989	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.

59	Eldagsen-Springe	1989	1-Monats Ø	Kommunal	Horiz.
60	Bad Reichenhall	1976-1978	Ø	Kommunal	Horiz.
61	Mannersdorf	1988	Tages Ø	Kommunal	Horiz.
62	Bremen	1985-1988	Ø	Mineralölanlage	Horiz.
63	Germerswang	1988	Ø	Kommunal	Horiz.
64	Germerswang	1989	Ø	Kommunal	Horiz.
65	Rade	1998-1999	Ø	Kommunal	Vert.
66	Germerswang	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
67	Altershausen	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
68	Gersdorf	1996-1997	Ø	Kommunal	Vert.
69	Löthain	1995-1997	Ø	Kommunal	Vert.
71	Neustadt a.d. Wstr.	1999-2002	Ø	Weinbau	Vert.
71	Vechta	1995	Ø	Kommunal	Vert.
72	Witzenhausen	1988-1989	Ø	Kommunal	Vert.
73	Saint Bohaire	1983-1984	Ø	Kommunal	Horiz.
74	Höhenberg	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
75	Nepal	1997-2000	Ø	Kommunal	Vert.
76	Mühlen	1998-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
77	Sumpter	1972	Ø	Textilindustrie	Horiz.
78	Merzdorf	1998-1999	Ø	Kommunal	Vert.
79	Long Island II	1977-1978	Ø	Kommunal	Horiz.
80	Mörlbach (Phragmytis)	1997-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
81	Mörlbach (Typha)	1997-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
82	Mörlbach (Phalaris)	1997-1999	Ø	Kommunal	Horiz.
83	Long Island I	1977-1978	Ø	Kommunal	Horiz.

Quellen: 1-17[Börner 1990], 18[Geller 2000], 19[Dafner 1992], 20-22[Börner 1990], 23[Fehr G. 1990], 24-25[Börner 1990], 26[Lavingne und Jankiewicz 2000], 27-28[Börner 1990], 29[Laber J. 1998], 30[Börner 1990], 31-33[Geller 2000], 34[Dobelman J.K. 2002], 35[Bahlo und Wach 1992], 36[Geller 2000], 37[TU Berlin 2000], 38-39[Börner 1990], 40[von Felde K. 2000], 41-43[Börner 1990], 44[v. Felde 1997], 45[Börner 1990], 46[Löffler 1996], 47-48[Börner 1990], 49[Fehr G. 1990], 50-51[Börner 1990], 52[Geller 2000], 53[Lienard A. 2001], 54[Soto, Garcia et al. 2001],], 55-64[Börner 1990], 13[Altmann, Nowak et al. 1989], 65[Geller 2000], 66[Geller 2000], 67[Geller 2000], 68[Löffler 1996], 69[Löffler 1996], 70[Müller, Coppik et al. 2000], 71[Ralle B. 1998], 72[Pauly 1989], 73[Börner 1990], 74[Geller 2000], 75[Shrestha, Haberl et al. 2000], 76[Geller 2000], 77[Lewis R.F. 1982], 78[Geller 2000], 79-81[Steinmann 2000], 82-83[Lewis R.F. 1982]

Tabelle 13-2 Grundparameter und Gegenüberstellung der gemessenen (gem. CSB) und nach Gleichung 5-4 berechneten (ber. CSB) CSB-Reinigungsleistungen bewachsener Bodenfilter in Langzeitbeobachtungen der Literatur

Nr.	hydr. Bel. l/(m²*d)	CSB-Fracht g O₂/(m²*d)	Höhe m	Fläche m²	CSBein mgO₂/l	BSB₅ein mgO₂/l	CB- Wert	CSBaus mgO₂/l l	gem. CSB- Reinigung	ber. CSB- Reinigung	Abweichung gem. – ber.
1	1,0	0,4			356	102	1,866	58	83,71%	85,71%	-2,00%
2	1,0	0,4			382	133	3,490	62	83,77%	88,29%	-4,52%
3	2,0	1,2			623	279	2,872	57	90,85%	90,94%	-0,09%
3	2,0	0,9			449	325	2,233	35	92,20%	94,09%	-1,88%
4	2,0	1,2			617	265	1,381	34	94,49%	90,54%	3,95%
5	4,0	3,8			950	520	2,328	62	93,47%	92,53%	0,94%
6	5,0	2,6			517	226	1,826	47	90,91%	90,59%	0,32%
7	6,0	1,4			229	59	2,287	27	88,21%	83,64%	4,57%
8	9,0	5,2			579	266	3,881	58	89,98%	90,91%	-0,93%
9	9,0	5,1			566	284	2,176	67	88,16%	91,71%	-3,55%
10	9,0	5,9			660	380	1,993	64	90,30%	92,77%	-2,47%
11	9,0	10,8			1200	740	1,736	92	92,33%	93,22%	-0,88%
12	9,0	8,0			890	330	1,621	110	87,64%	88,57%	-0,93%
13	11,0	7,8			708	370	2,697	64	90,96%	92,00%	-1,04%
14	11,0	8,3			756	297	1,913	79	89,55%	89,15%	0,40%
15	11,0	6,1			554	430	2,545	58	89,53%	94,26%	-4,73%
16	11,0	6,3			569	350	1,288	43	92,44%	93,17%	-0,73%
17	11,7	7,1			606	388	1,625	35	94,22%	93,40%	0,83%
18	12,0	4,8	0,6	940	402	204	1,561	36	91,04%	91,72%	-0,67%
19	13,5	6,6	0,6	410	487	204	1,970	52	89,32%	89,76%	-0,44%
20	13,5	8,1			602	225	2,387	66	89,04%	88,41%	0,63%
21	15,0	5,7			378	188	2,675	40	89,42%	91,45%	-2,03%
22	16,0	5,5			343	195	2,010	32	90,73%	92,53%	-1,80%
23	16,0	5,6	0,9	1	349	187	1,760	26	92,55%	92,07%	0,48%
24	16,0	5,6			356	102	1,866	58	83,71%	85,71%	-2,00%

Nr.	hydr. Bel. l/(m ² *d)	CSB-Fracht g O ₂ /(m ² *d)	Höhe m	Fläche m ²	CSBein mgO ₂ /l	BSB ₅ ein mgO ₂ /l	CB- Wert	CSBaus mgO ₂ /l l	gem. CSB- Reinigung	ber. CSB- Reinigung	Abweichung gem. – ber.
25	16,0	5,6			349	187	1,866	27	92,26%	92,07%	0,20%
26	16,6	5,8	0,75	1200	348,5	236,5	1,473	26	92,54%	93,65%	-1,11%
27	17,0	4,8			282	203	1,389	24	91,49%	93,93%	-2,44%
28	17,0	4,6			270	133	2,030	28	89,63%	91,30%	-1,67%
29	18,8	9,0	1,2	64	480	200	2,400	28	94,17%	89,46%	4,71%
30	19,0	28,1			1480	488	3,032	186	87,43%	86,36%	1,07%
31	20,8	8,7	0,8	1596	417	210	1,985	28	93,29%	91,39%	1,90%
32	21,3	5,9	0,8	375	278	136	2,044	32	88,49%	91,09%	-2,60%
33	21,6	9,4	1,2	1600	437	207	2,111	30	93,14%	90,76%	2,38%
34	21,7	25,4	1,0	120	1174	293	4,006	234,9	79,99%	81,57%	-1,58%
35	24,0	9,2	0,3	6,7	383	190	2,015	26	93,21%	91,14%	2,07%
36	24,6	3,8	0,8	325	153	70	2,185	16	89,54%	90,27%	-0,73%
37	24,7	5,2	0,5	464	208,8	78,8	2,649	35	83,24%	87,90%	-4,67%
38	24,8	11,2			450	240	1,875	60	86,67%	91,80%	-5,13%
39	27,0	18,1			670	246	2,723	109	83,73%	87,39%	-3,66%
40	29,0	2,5	0,8	30	85	14	6,071	22	74,12%	72,13%	1,99%
41	30,0	10,9			362	223	1,623	24	93,37%	92,86%	0,51%
42	30,0	9,3			310	166	1,867	25	91,94%	91,70%	0,23%
43	34,0	12,5			369	162	2,277	33	91,06%	89,42%	1,64%
44	34,3	8,4	0,9	35	244	88	2,772	44	81,97%	86,70%	-4,73%
45	36,7	10,6			290	140	2,071	40	86,21%	90,44%	-4,23%
46	37,5	16,0	1,3	1200	426	254	1,677	22	94,84%	92,47%	2,36%
47	39,0	11,0			281	104	2,701	25	91,10%	86,81%	4,29%
48	39,0	8,9			227	68	3,338	36	84,14%	83,31%	0,83%
49	40,0	25,8	0,8	7,5	645	220	2,931	61	90,54%	85,46%	5,08%
50	42,0	8,1			194	137	1,416	22	88,66%	93,59%	-4,93%
51	43,0	12,5			290	116	2,500	26	91,03%	87,75%	3,29%
52	44,0	26,0	1,0	250	591	325	1,818	45	92,39%	91,61%	0,78%

Nr.	hydr. Bel. l/(m ² *d)	CSB-Fracht g O ₂ /(m ² *d)	Höhe m	Fläche m ²	CSBein mgO ₂ /l	BSB ₅ ein mgO ₂ /l	CB- Wert	CSBaus mgO ₂ /l l	gem. CSB- Reinigung	ber. CSB- Reinigung	Abweichung gem. – ber.
53	44,4	22,2	0,8	225	500	253	1,976	43	91,40%	90,72%	0,68%
54	48,0	3,0	0,55	1,1	71	36	1,972	7,62	89,27%	90,64%	-1,37%
55	48,0	23,0			480	265	1,811	54	88,75%	91,55%	-2,80%
56	48,0	18,2			380	165	2,303	36	90,53%	88,68%	1,85%
57	48,0	8,7			181	105	1,723	15	91,71%	92,03%	-0,32%
58	48,0	13,6			283	170	1,664	11	96,11%	92,34%	3,77%
59	48,0	13,2			275	164	1,676	15	94,55%	92,28%	2,27%
60	54,0	32,4			600	250	2,400	92	84,67%	87,82%	-3,15%
61	54,0	16,3			302	118	2,559	38	87,42%	86,83%	0,59%
62	55,0	99,0	0,5	300	1800	700	2,571	250	86,11%	86,70%	-0,59%
63	55,0	16,4			299	98	3,051	45	84,95%	83,74%	1,21%
64	55,0	16,4			299	98	3,051	49	83,61%	83,74%	-0,13%
65	57,1	39,3	0,8	560	687	305	2,252	46	93,30%	88,61%	4,70%
66	60,0	17,7	0,8	500	295	120	2,458	39	86,78%	87,16%	-0,38%
67	67,9	28,2	0,8	530	415	188	2,207	45	89,16%	88,47%	0,68%
68	70,0	25,6	1,3	48	366	228	1,605	22	93,99%	92,29%	1,70%
69	70,0	42,1	1,3	800	601	301	1,996	34	94,34%	89,82%	4,53%
70	70,0	210,4	1,3	28	3006	1767	1,701	160	94,68%	91,72%	2,96%
71	87,5	27,1	0,9	3,2	310	143	2,167	46	85,16%	88,00%	-2,84%
72	118,5	37,4	0,6	135	315,93	100,28	3,150	71,96	77,22%	78,47%	-1,24%
73	123,0	54,4			442	221	2,000	53	88,01%	88,15%	-0,14%
74	130,0	35,2	0,4	100	271	120	2,258	30	88,93%	85,58%	3,35%
75	142,8	46,3	0,9	121	324	210	1,542	20,2	93,77%	91,63%	2,13%
76	198,3	83,9	0,6	121	423	368	1,149	35	91,73%	93,85%	-2,13%
77	232,9	629,3	1,0	32,5	2702	1018	2,654	635	76,50%	76,19%	0,31%
78	333,3	132,7	0,8	30	398	187	2,128	65	83,67%	79,46%	4,21%
79	361,4	146,4	1,3	368	405	171	2,368	93	77,04%	74,08%	2,95%
80	375,0	27,0	0,6	40	72	14	5,142	49	31,94%	32,73%	-0,79%

Nr.	hydr. Bel. l/(m ² *d)	CSB-Fracht g O ₂ /(m ² *d)	Höhe m	Fläche m ²	CSBein mgO ₂ /l	BSB ₅ ein mgO ₂ /l	CB- Wert	CSBaus mgO ₂ /l l	gem. CSB- Reinigung	ber. CSB- Reinigung	Abweichung gem. – ber.
81	375,0	27,0	0,6	40	72	14	5,142	51	29,17%	32,73%	-3,56%
82	375,0	27,0	0,6	40	72	14	5,142	50	30,56%	32,73%	-2,17%
83	539,8	218,6	1,3	176	405	210	1,928	86	78,77%	77,02%	1,74%

Quellen: **1-17**[Börner 1990], **18**[Geller 2000], **19**[Dafner 1992], **20-22**[Börner 1990], **23**[Fehr G. 1990], **24-25**[Börner 1990], **26**[Lavingne und Jankiewicz 2000], **27-28**[Börner 1990], **29**[Laber J. 1998], **30**[Börner 1990], **31-33**[Geller 2000], **34**[Dobelman J.K. 2002], **35**[Bahlo und Wach 1992], **36**[Geller 2000], **37**[TU Berlin 2000], **38-39**[Börner 1990], **40**[von Felde K. 2000], **41-43**[Börner 1990], **44**[v. Felde 1997], **45**[Börner 1990], **46**[Löffler 1996], **47-48**[Börner 1990], **49**[Fehr G. 1990], **50-51**[Börner 1990], **52**[Geller 2000], **53**[Lienard A. 2001], **54**[Soto, Garcia et al. 2001], **55-64**[Börner 1990], **13**[Altmann, Nowak et al. 1989], **65**[Geller 2000], **66**[Geller 2000], **67**[Geller 2000], **68**[Löffler 1996], **69**[Löffler 1996], **0**[Müller, Coppik et al. 2000], **71**[Ralle B. 1998], **72**[Pauly 1989], **73**[Börner 1990], **74**[Geller 2000], **75**[Shrestha, Haberl et al. 2000], **76**[Geller 2000], **77**[Lewis R.F. 1982], **78**[Geller 2000], **79-81**[Steinmann 2000], **82-83**[Lewis R.F. 1982]

Tabelle 13-3 Grundparameter und Gegenüberstellung der gemessenen (gem. BSB₅) und nach Gleichung 6-1 berechneten (ber. BSB₅) BSB-Reinigungsleistungen bewachsener Bodenfilter in Langzeitbeobachtungen der Literatur

Nr.	hydr. Bel. l/(m ² *d)	CSB-Fracht g O ₂ /(m ² *d)	Höhe m	Fläche m ²	CSBein mgO ₂ /l	BSB ₅ ein mgO ₂ /l	CB- Wert	BSB ₅ aus mgO ₂ /l l	gem. BSB ₅ - Reinigung	ber. BSB ₅ - Reinigung	Abweichung gem. – ber.
1	1,0	0,4			356	102	1,866	6	94,12%	91,08%	-3,04%
2	1,0	0,4			382	133	3,490	5	96,24%	93,64%	-2,60%
3	2,0	0,9			449	325	2,233	6	98,15%	99,40%	1,25%
4	2,0	1,2			617	265	1,381	16	93,96%	95,91%	1,95%
5	4,0	3,8			950	520	2,328	16	96,92%	97,91%	0,99%
6	5,0	2,6			517	226	1,826	16	92,92%	96,06%	3,14%
7	6,0	1,4			229	59	2,287	7	88,14%	89,42%	1,29%
8	9,0	5,2			579	266	3,881	13	95,11%	96,49%	1,38%
9	9,0	5,1			566	284	2,176	13	95,42%	97,24%	1,82%
10	9,0	5,9			660	380	1,993	9	97,63%	98,23%	0,60%
11	9,0	10,8			1200	740	1,736	35	95,27%	98,64%	3,37%
12	9,0	8,0			890	330	1,621	7	97,88%	94,30%	-3,58%
13	11,0	7,8			708	370	2,697	2	99,46%	97,54%	-1,91%
15	11,0	6,1			554	430	2,545	16	96,28%	99,62%	3,34%
16	11,0	6,3			569	350	1,288	4	98,86%	98,62%	-0,24%
17	11,7	7,1			606	388	1,625	2	99,48%	98,83%	-0,65%
18	12,0	4,8	0,6	940	402	204	1,561	4	98,04%	97,31%	-0,73%
19	13,5	6,6	0,6	410	487	204	1,970	15	92,65%	95,58%	2,93%
21	15,0	5,7			378	188	2,675	13	93,09%	97,14%	4,05%
23	16,0	5,6	0,9	1	349	187	1,760	10	94,65%	97,71%	3,05%
24	16,0	5,6			356	102	1,866	6	94,12%	91,08%	-3,04%

Nr.	hydr. Bel. l/(m ² *d)	CSB-Fracht g O ₂ /(m ² *d)	Höhe m	Fläche m ²	CSBein mgO ₂ /l	BSB ₅ ein mgO ₂ /l	CB- Wert	BSB ₅ aus mgO ₂ /l l	gem. BSB ₅ - Reinigung	ber. BSB ₅ - Reinigung	Abweichung gem. – ber.
25	16,0	5,6			349	187	1,866	4	97,86%	97,71%	-0,16%
26	16,6	5,8	0,75	1200	348,5	236,5	1,473	12	94,93%	99,10%	4,18%
27	17,0	4,8			282	203	1,389	5	97,54%	99,35%	1,81%
28	17,0	4,6			270	133	2,030	2	98,50%	97,05%	-1,45%
29	18,8	9,0	1,2	64	480	200	2,400	2	99,00%	95,48%	-3,52%
30	19,0	28,1			1480	488	3,032	38	92,21%	92,76%	0,55%
31	20,8	8,7	0,8	1596	417	210	1,985	2	99,05%	97,20%	-1,84%
32	21,3	5,9	0,8	375	278	136	2,044	5	96,32%	96,96%	0,64%
33	21,6	9,4	1,2	1600	437	207	2,111	3	98,65%	96,68%	-1,96%
35	24,0	9,2	0,3	6,7	383	190	2,015	10	94,74%	97,06%	2,33%
36	24,6	3,8	0,8	325	153	70	2,185	1	98,57%	96,35%	-2,22%
37	24,7	5,2	0,5	464	208,8	78,8	2,649	5	93,65%	94,35%	0,70%
41	30,0	10,9			362	223	1,623	3	98,65%	98,56%	-0,09%
42	30,0	9,3			310	166	1,867	3	98,19%	97,64%	-0,56%
43	34,0	12,5			369	162	2,277	6	96,30%	95,89%	-0,41%
44	34,3	8,4	0,9	35	244	88	2,772	6	93,18%	93,72%	0,54%
45	36,7	10,6			290	140	2,071	10	92,86%	96,76%	3,90%
46	37,5	16,0	1,3	1200	426	254	1,677	5	98,03%	98,34%	0,31%
47	39,0	11,0			281	104	2,701	5	95,19%	93,99%	-1,21%
48	39,0	8,9			227	68	3,338	5	92,65%	91,20%	-1,45%
50	42,0	8,1			194	137	1,416	4	97,08%	99,22%	2,14%
51	43,0	12,5			290	116	2,500	5	95,69%	94,84%	-0,85%
52	44,0	26,0	1,0	250	591	325	1,818	4	98,77%	97,77%	-1,00%

Nr.	hydr. Bel. l/(m ² *d)	CSB-Fracht g O ₂ /(m ² *d)	Höhe m	Fläche m ²	CSBein mgO ₂ /l	BSB ₅ ein mgO ₂ /l	CB- Wert	BSB ₅ aus mgO ₂ /l l	gem. BSB ₅ - Reinigung	ber. BSB ₅ - Reinigung	Abweichung gem. – ber.
53	44,4	22,2	0,8	225	500	253	1,976	10	96,05%	97,12%	1,07%
55	48,0	23,0			480	265	1,811	8	96,98%	97,78%	0,80%
56	48,0	18,2			380	165	2,303	6	96,36%	95,68%	-0,69%
57	48,0	8,7			181	105	1,723	4	96,67%	98,13%	1,46%
58	48,0	13,6			283	170	1,664	2	98,82%	98,35%	-0,47%
59	48,0	13,2			275	164	1,676	4	97,56%	98,31%	0,74%
62	55,0	99,0	0,5	300	1800	700	2,571	20	97,14%	94,42%	-2,72%
63	55,0	16,4			299	98	3,051	6	94,18%	92,26%	-1,92%
64	55,0	16,4			299	98	3,051	8	92,14%	92,26%	0,12%
65	57,1	39,3	0,8	560	687	305	2,252	5	98,36%	95,84%	-2,52%
66	60,0	17,7	0,8	500	295	120	2,458	4	96,67%	94,89%	-1,78%
67	67,9	28,2	0,8	530	415	188	2,207	13	93,09%	95,96%	2,88%
68	70,0	25,6	1,3	48	366	228	1,605	7	96,80%	98,50%	1,70%
69	70,0	42,1	1,3	800	601	301	1,996	4	98,67%	96,89%	-1,78%
70	70,0	210,4	1,3	28	3006	1767	1,701	15	99,15%	98,13%	-1,02%
71	87,5	27,1	0,9	3,2	310	143	2,167	5	96,50%	96,01%	-0,49%
72	118,5	37,4	0,6	135	315,93	100,28	3,150	12	88,24%	91,04%	2,79%
73	123,0	54,4			442	221	2,000	10	95,48%	96,58%	1,11%
74	130,0	35,2	0,4	100	271	120	2,258	5	95,83%	95,29%	-0,54%
75	142,8	46,3	0,9	121	324	210	1,542	4	98,05%	98,52%	0,48%
77	232,9	629,3	1,0	32,5	2702	1018	2,654	117	88,51%	92,35%	3,84%
78	333,3	132,7	0,8	30	398	187	2,128	65	83,67%	79,46%	4,21%
79	361,4	146,4	1,3	368	405	171	2,368	93	77,04%	74,08%	2,95%
80	375,0	27,0	0,6	40	72	14	5,142	49	31,94%	32,73%	-0,79%

Anmerkung: Für die Bodenfiltern in den freigelassenen Zeilen lagen nur unvollständige Datensätze im Bezug auf den Auslauf BSB₅ vor, so dass eine Fehlerbetrachtung des gemessenen BSB₅ gegenüber dem berechneten BSB₅ nicht möglich war.

Quellen: Die Quellen sind identisch mit den Literaturabgaben in Tabelle 13-1 und 13-2

Tabelle 13-4 Messdaten von 100 Beprobungen unterschiedlicher Bodenfilter durch den Lehrstuhl Abwassertechnik der BTU Cottbus im Jahre 2001, Kaufmann B.

	CSB-Ein	BSB5-Ein	CB	CSB-Aus	%R CSB	Ber %CSB	Diff. CSB	BSB5-Aus	%R BSB	Ber %BSB	Diff. BSB5
Nr.	mgO2/l	mgO2/l	-	mgO2/l	%	%	%	mgO2/l	%	%	%
1	635	372	1,7070	69	89,13%	92,34%	-3,20%	34	90,86%	98,23%	7,37%
2	695	400	1,7375	57	91,80%	92,19%	-0,39%	17	95,75%	98,12%	2,37%
3	1021	407	2,5086	144	85,90%	88,00%	-2,11%	25	93,86%	94,86%	1,00%
4	1340	781	1,7157	50	96,27%	92,29%	3,97%	16	97,95%	98,20%	0,25%
5	1376	678	2,0295	41	97,02%	90,66%	6,36%	13	98,08%	96,93%	-1,15%
6	512	313	1,6358	88	82,81%	92,68%	-9,87%	25	92,01%	98,50%	6,48%
7	360	160	2,2500	76	78,89%	89,44%	-10,56%	17	89,38%	95,99%	6,61%
8	353	106	3,3302	113	67,99%	83,51%	-15,52%	3	97,17%	91,26%	-5,91%
9	1116	614	1,8176	116	89,61%	91,78%	-2,17%	15	97,56%	97,80%	0,24%
10	934	344	2,7151	77	91,76%	86,85%	4,90%	12	96,51%	93,95%	-2,56%
11	959	409	2,3447	148	84,57%	88,92%	-4,35%	3	99,27%	95,58%	-3,69%
12	516	251	2,0558	50	90,31%	90,51%	-0,20%	15	94,02%	96,82%	2,80%
13	380	168	2,2619	53	86,05%	89,38%	-3,33%	14	91,67%	95,94%	4,27%
14	586	302	1,9404	94	83,96%	91,14%	-7,18%	28	90,73%	97,30%	6,58%
15	412	204	2,0196	71	82,77%	90,71%	-7,94%	24	88,24%	96,97%	8,74%
16	756	531	1,4237	47	93,78%	93,61%	0,17%	26	95,10%	99,21%	4,10%

	CSB-Ein	BSB5-Ein	CB	CSB-Aus	%R CSB	Ber %CSB	Diff. CSB	BSB5-Aus	%R BSB	Ber %BSB	Diff. BSB5
Nr.	mgO2/l	mgO2/l	-	mgO2/l	%	%	%	mgO2/l	%	%	%
17	659	368	1,7908	113	82,85%	91,92%	-9,06%	44	88,04%	97,91%	9,86%
18	576	372	1,5484	29	94,97%	93,09%	1,88%	24	93,55%	98,80%	5,26%
19	906	347	2,6110	61	93,27%	87,43%	5,83%	21	93,95%	94,41%	0,46%
20	799	371	2,1536	102	87,23%	89,98%	-2,74%	19	94,88%	96,41%	1,53%
21	606	296	2,0473	68	88,78%	90,56%	-1,78%	6	97,97%	96,86%	-1,11%
22	503	252	1,9960	100	80,12%	90,84%	-10,72%	23	90,87%	97,07%	6,20%
23	492	243	2,0247	188	61,79%	90,68%	-28,89%	21	91,36%	96,95%	5,60%
24	742	307	2,4169	53	92,86%	88,51%	4,34%	15	95,11%	95,26%	0,15%
25	973	512	1,9004	60	93,83%	91,35%	2,49%	14	97,27%	97,47%	0,20%
26	833	309	2,6958	129	84,51%	86,96%	-2,45%	39	87,38%	94,03%	6,65%
27	1191	765	1,5569	104	91,27%	93,05%	-1,78%	39	94,90%	98,78%	3,87%
28	817	343	2,3819	60	92,66%	88,71%	3,95%	4	98,83%	95,41%	-3,42%
29	798	535	1,4916	77	90,35%	93,33%	-2,98%	21	96,07%	98,99%	2,92%
30	1090	410	2,6585	67	93,85%	87,17%	6,69%	5	98,78%	94,20%	-4,58%
31	802	492	1,6301	161	79,93%	92,71%	-12,78%	8	98,37%	98,52%	0,14%
32	474	246	1,9268	31	93,46%	91,21%	2,25%	26	89,43%	97,36%	7,93%
33	717	405	1,7704	88	87,73%	92,02%	-4,29%	20	95,06%	97,99%	2,93%
34	804	332	2,4217	16	98,01%	88,49%	9,52%	2	99,40%	95,24%	-4,16%

	CSB-Ein	BSB5-Ein	CB	CSB-Aus	%R CSB	Ber %CSB	Diff. CSB	BSB5-Aus	%R BSB	Ber %BSB	Diff. BSB5
Nr.	mgO2/l	mgO2/l	-	mgO2/l	%	%	%	mgO2/l	%	%	%
35	580	290	2,0000	72	87,59%	90,82%	-3,23%	10	96,55%	97,06%	0,51%
36	1340	941	1,4240	116	91,34%	93,61%	-2,27%	9	99,04%	99,21%	0,16%
37	711	386	1,8420	118	83,40%	91,65%	-8,25%	12	96,89%	97,70%	0,81%
38	693	421	1,6461	51	92,64%	92,63%	0,01%	22	94,77%	98,46%	3,68%
39	653	348	1,8764	70	89,28%	91,47%	-2,19%	6	98,28%	97,57%	-0,71%
40	968	427	2,2670	66	93,18%	89,35%	3,83%	18	95,78%	95,92%	0,13%
41	597	335	1,7821	32	94,64%	91,96%	2,68%	7	97,91%	97,94%	0,03%
42	1311	627	2,0909	63	95,19%	90,32%	4,87%	4	99,36%	96,67%	-2,69%
43	1419	926	1,5324	87	93,87%	93,16%	0,71%	35	96,22%	98,86%	2,64%
44	846	469	1,8038	87	89,72%	91,85%	-2,13%	5	98,93%	97,86%	-1,08%
45	656	374	1,7540	128	80,49%	92,10%	-11,62%	27	92,78%	98,05%	5,27%
46	734	496	1,4798	46	93,73%	93,38%	0,35%	3	99,40%	99,03%	-0,36%
47	564	161	3,5031	59	89,54%	82,60%	6,94%	6	96,27%	90,52%	-5,75%
48	519	276	1,8804	20	96,15%	91,45%	4,69%	19	93,12%	97,55%	4,43%
49	427	208	2,0529	40	90,63%	90,53%	0,10%	3	98,56%	96,83%	-1,72%
50	781	397	1,9673	115	85,28%	90,99%	-5,72%	33	91,69%	97,19%	5,51%
51	435	166	2,6205	86	80,23%	87,38%	-7,15%	19	88,55%	94,36%	5,81%
52	282	121	2,3306	95	66,31%	89,00%	-22,68%	25	79,34%	95,64%	16,30%

	CSB-Ein	BSB5-Ein	CB	CSB-Aus	%R CSB	Ber %CSB	Diff. CSB	BSB5-Aus	%R BSB	Ber %BSB	Diff. BSB5
Nr.	mgO2/l	mgO2/l	-	mgO2/l	%	%	%	mgO2/l	%	%	%
53	268	107	2,5047	52	80,60%	88,02%	-7,43%	25	76,64%	94,88%	18,24%
54	1221	547	2,2322	55	95,50%	89,54%	5,95%	21	96,16%	96,07%	-0,09%
55	763	458	1,6659	70	90,83%	92,54%	-1,71%	24	94,76%	98,39%	3,63%
56	1390	680	2,0441	32	97,70%	90,58%	7,12%	20	97,06%	96,87%	-0,19%
57	447	167	2,6766	45	89,93%	87,07%	2,87%	13	92,22%	94,12%	1,90%
58	478	397	1,2040	48	89,96%	94,33%	-4,37%	6	98,49%	99,75%	1,27%
59	1422	568	2,5035	103	92,76%	88,03%	4,73%	26	95,42%	94,88%	-0,54%
60	678	424	1,5991	59	91,30%	92,86%	-1,56%	4	99,06%	98,63%	-0,43%
61	1102	706	1,5609	84	92,38%	93,03%	-0,65%	3	99,58%	98,76%	-0,81%
62	373	191	1,9529	48	87,13%	91,07%	-3,94%	22	88,48%	97,25%	8,77%
63	2092	756	2,7672	43	97,94%	86,56%	11,38%	5	99,34%	93,72%	-5,62%
64	767	492	1,5589	50	93,48%	93,04%	0,44%	21	95,73%	98,77%	3,04%
65	615	79	7,7848	57	90,73%	65,00%	25,73%	1	98,73%	75,07%	-23,66%
66	585	316	1,8513	57	90,26%	91,61%	-1,35%	3	99,05%	97,67%	-1,38%
67	635	331	1,9184	46	92,76%	91,25%	1,50%	21	93,66%	97,39%	3,74%
68	145	59	2,4576	80	44,83%	88,29%	-43,46%	15	74,58%	95,08%	20,51%
69	963	638	1,5094	64	93,35%	93,26%	0,10%	20	96,87%	98,94%	2,07%
70	732	366	2,0000	96	86,89%	90,82%	-3,93%	7	98,09%	97,06%	-1,03%

	CSB-Ein	BSB5-Ein	CB	CSB-Aus	%R CSB	Ber %CSB	Diff. CSB	BSB5-Aus	%R BSB	Ber %BSB	Diff. BSB5
Nr.	mgO2/l	mgO2/l	-	mgO2/l	%	%	%	mgO2/l	%	%	%
71	1361	992	1,3720	59	95,66%	93,81%	1,86%	23	97,68%	99,36%	1,68%
72	652	426	1,5305	69	89,42%	93,17%	-3,75%	11	97,42%	98,87%	1,45%
73	820	523	1,5679	71	91,34%	93,00%	-1,66%	22	95,79%	98,74%	2,94%
74	617	261	2,3640	92	85,09%	88,81%	-3,72%	19	92,72%	95,49%	2,77%
75	931	461	2,0195	50	94,63%	90,71%	3,92%	8	98,26%	96,98%	-1,29%
76	514	210	2,4476	102	80,16%	88,34%	-8,19%	8	96,19%	95,13%	-1,06%
77	713	448	1,5915	62	91,30%	92,89%	-1,59%	21	95,31%	98,65%	3,34%
78	757	389	1,9460	306	59,58%	91,11%	-31,53%	18	95,37%	97,28%	1,91%
79	291	93	3,1290	50	82,82%	84,58%	-1,77%	30	67,74%	92,13%	24,39%
80	967	551	1,7550	65	93,28%	92,10%	1,18%	15	97,28%	98,05%	0,77%
81	971	510	1,9039	70	92,79%	91,33%	1,46%	9	98,24%	97,45%	-0,78%
82	956	446	2,1435	78	91,84%	90,03%	1,81%	3	99,33%	96,45%	-2,88%
83	846	243	3,4815	62	92,67%	82,71%	9,96%	2	99,18%	90,61%	-8,56%
84	549	476	1,1534	84	84,70%	94,44%	-9,75%	15	96,85%	99,84%	2,99%
85	478	198	2,4141	40	91,63%	88,53%	3,10%	30	84,85%	95,27%	10,42%
86	434	96	4,5208	108	75,12%	77,59%	-2,47%	34	64,58%	86,35%	21,76%
87	1278	842	1,5178	90	92,96%	93,22%	-0,26%	28	96,67%	98,91%	2,23%
88	979	556	1,7608	51	94,79%	92,07%	2,72%	6	98,92%	98,03%	-0,90%

	CSB-Ein	BSB5-Ein	CB	CSB-Aus	%R CSB	Ber %CSB	Diff. CSB	BSB5-Aus	%R BSB	Ber %BSB	Diff. BSB5
Nr.	mgO2/l	mgO2/l	-	mgO2/l	%	%	%	mgO2/l	%	%	%
89	1900	1318	1,4416	148	92,21%	93,54%	-1,33%	14	98,94%	99,15%	0,21%
90	699	401	1,7431	78	88,84%	92,16%	-3,32%	10	97,51%	98,09%	0,59%
91	278	366	0,7596	51	81,65%	94,00%	-12,35%	6	98,36%	99,50%	1,14%
92	860	360	2,3889	73	91,51%	88,67%	2,84%	10	97,22%	95,38%	-1,84%
93	397	162	2,4506	136	65,74%	88,33%	-22,58%	48	70,37%	95,11%	24,74%
94	660	400	1,6500	23	96,52%	92,62%	3,90%	22	94,50%	98,44%	3,94%
95	1078	573	1,8813	78	92,76%	91,45%	1,32%	12	97,91%	97,55%	-0,36%
96	526	227	2,3172	110	79,09%	89,07%	-9,98%	23	89,87%	95,70%	5,83%
97	777	422	1,8412	128	83,53%	91,66%	-8,13%	11	97,39%	97,71%	0,31%
98	619	362	1,7099	62	89,98%	92,32%	-2,34%	30	91,71%	98,22%	6,51%
99	788	108	7,2963	102	87,06%	66,61%	20,45%	16	85,19%	76,58%	-8,60%
100	252	98	2,5714	49	80,56%	87,65%	-7,10%	4	95,92%	94,58%	-1,34%

Abkürzungsverzeichnis der Formeln:

A: Fläche des Bodenfilters $\{m^2\}$
 A_{erf} = erforderlicher Beetquerschnitt im Einlaufbereich $\{m^2\}$
 $A_{S,W}$ = wirksame Versickerungsfläche $\{m^2\}$
C: CSB oder BSB₅ Auslauf-Konzentration $\{mg/l\}$
 C_0 : CSB oder BSB₅ Einlauf-Konzentration $\{mg/l\}$
 CSB_{zu} = CSB-Fracht im Zulauf zum Pflanzenbeet $\{g/d\}$
 C_{zu} : CSB-Gehalt im Zulauf des Bodenfilters $\{mgO_2/l\}$
 C_{ab} : CSB-Gehalt im Ablauf des Bodenfilters $\{mgO_2/l\}$
 d_W = wirksamer Korndurchmesser d_{10} $\{m\}$
 g = Gravitationskonstante $\{m/s^2\}$
 I = hydraulisches Gefälle $\{-\}$
 I_s = Abstand Sohle – Grundwasserspiegel $\{m\}$
K: Bodenfilterabhängige Konstante $\{-\}$
 k = hydraulische Leitfähigkeit $\{m/s\}$
 k_f = Durchlässigkeitsbeiwert k_f für die ungesättigte Zone $\{m/s\}$
 $O_2 \text{ Bedarf}$ = Sauerstoffbedarf $\{gO_2/d\}$
 Q_d : hydraulische Belastung $\{l/(m^2 \cdot d)\}$
 Q_{Fest} = spezifische Flächenbelastung der Feststofffracht im Bodenkörper
 Q_{max} = maximaler Zufluß $\{m^3/s\}$
 Q_S = Versickerungsrate eines ungesättigten Bodenfilters $\{m^3/s\}$
 r = Porenkanalradius $\{m\}$
 t : hydraulische Verweildauer in Tagen $\{d\}$
 t_v = Nutzungsdauer eines Bodenfilters $\{d\}$
 TKN_{zu} = TKN-Fracht im Zulauf zum Pflanzenbeet $\{g/d\}$
 v_f = Versickerungsgeschwindigkeit in der ungesättigten Zone $\{m/s\}$
 V_{Fest} = Volumenrate des Feststoffeintrages $\{m^3/d\}$
 V_P = Porenraumvolumen $\{m\}$
 w_{Fest} = Wassergehalt der Feststoffe in den verstopften Poren $\{\%\}$
 z = Überstau von Wasser über Sickersohle $\{m\}$
 ϵ_W = drainbare wirksame Porosität $\{\%\}$
 η = Viskosität der Flüssigkeit $\{kg/(m \cdot s)\}$
 η_{CSB} = Wirkungsgrad der CSB-Entfernung
 ρ_{Fest} = Dichte des Feststoffes $\{g/m^3\}$
 ρ = Dichte der Flüssigkeit $\{kg/m^3\}$

