

Michael Seeger

**Entwicklung und Validierung eines CSB-
basierten und temperatursensitiven
Bemessungsansatzes für Tropfkörper**

-

**Untersuchungen an technischen und halb-
technischen Tropfkörpern in warmen Klimazonen**

FORSCHUNGS- UND ENTWICKLUNGSINSTITUT FÜR
INDUSTRIE- UND SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT SOWIE
ABFALLWIRTSCHAFT E.V. (FEI)

Michael Seeger

**Entwicklung und Validierung eines
CSB-basierten und temperatursensitiven
Bemessungsansatzes für Tropfkörper**

-

**Untersuchungen an technischen und
halbtechnischen Tropfkörpern in
warmen Klimazonen**

D 93

IMPRESSUM

Bibliographische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet die Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar

Michael Seeger

Entwicklung und Validierung eines CSB-basierten und temperatursensitiven Bemessungsansatzes für Tropfkörper – Untersuchungen an technischen und halbtechnischen Tropfkörpern in warmen Klimazonen

Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. (FEI)

Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 247



Layout:

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft
der Universität Stuttgart ISWA
Bandtäle 2, 70569 Stuttgart

Druck:

e.kurz + co. druck und medientechnik gmbh
Kernerstr. 5, 70182 Stuttgart

©2020 Alle Rechte vorbehalten

Printed in Germany

Entwicklung und Validierung eines CSB-basierten und temperatursensitiven Bemessungsansatzes für Tropfkörper

-

Untersuchungen an technischen und halbtechnischen Tropfkörpern in warmen Klimazonen

Von der Fakultät für Bau- und Umweltingenieurwissenschaften der Universität Stuttgart
zur Erlangung der Würde eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.)

genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

Michael Seeger

aus Stuttgart (Baden-Württemberg)

Hauptberichterin: Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz

Mitberichter: Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Nowak

Tag der mündlichen Prüfung: 22.04.2020

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte-
und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart

2020

Danksagung

Frau Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz möchte ich dafür danken, dass sie mich als Doktorand betreut und mir damit das Vertrauen geschenkt hat, einer Promotion würdig zu sein. Bereits als Bachelor- und Masterrand konnte ich in zahlreichen Vorlesungen am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart viel von ihr lernen und einen tiefgehenden Einblick in die Abwasserbehandlung gewinnen. Durch zahlreiche Gespräche und ihre konstruktiven Hinweise trug sie schließlich auch zum Gelingen und zur Qualität der vorliegenden Arbeit bei.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Nowak möchte ich für seine Tätigkeit als Mitberichter danken, die er kurzfristig übernommen hat.

Auch Dipl.-Ing. Carsten Meyer möchte ich sehr herzlich dafür danken, dass er mich in seiner Arbeitsgruppe „Abwassertechnik“ am ISWA als wissenschaftlicher Mitarbeiter aufgenommen hat und mir dort eine fruchtbare Arbeitsumgebung bot.

Herrn Dr.-Ing. C. Henrich danke ich sehr für die freundschaftliche Zusammenarbeit, die im Rahmen des EXPOVAL-Projekts begann und bis heute in der DWA-AG KA-6.3 weitergeht. Ich konnte stets von seiner Expertise im Bereich der Bemessung und dem Betrieb von Tropfkörperanlagen im Ausland profitieren.

Frau Dipl.-Ing. Lisa Magnusson danke ich für die Durchführung der Messkampagnen in Dubai, VAE und Managua, Nicaragua. Die von Ihr gesammelten Daten bilden mit das Fundament dieser Arbeit.

Dem Team des Abwassertechnischen Labors, Frau Heidemarie Hüneborg, Frau Bärbel Huber und Herrn Harald Müller gilt mein besonderer Dank für die stets freundschaftliche Zusammenarbeit und die Unterstützung die sie mir bei meinen langen Stunden im Labor zukommen ließen. Besonders möchte ich dabei Frau Heidemarie Hüneborg danken, die zunächst Frau Dipl.-Ing. Lisa Magnusson und später auch mich auf den Auslandsaufenthalten begleitet hat und durch ihre Unterstützung bei der Probenanalyse maßgeblich an der Datenerhebung für diese Arbeit beteiligt war. Ich werde mich immer gern an unsere gemeinsame Reise nach Namibia, auf eine sehr „interessante“ Tropfkörperanlage, erinnern.

Vielen Dank auch an Herrn Vinay Sharma und Herrn Illja Dejniko. Sie waren mir eine große Hilfe bei der Durchführung der Salzversuche im Technikum des ISWA bzw. bei der Durchführung der Messkampagne auf der Adlia WWTP in Batumi, Georgien.

Den Mitgliedern der DWA Arbeitsgruppe KA-6.3 möchte ich dafür danken, dass sie mich als Gast aufgenommen haben und mir die Möglichkeit boten meine Arbeit mit Fachleuten zu diskutieren. Vor allem Herrn Prof. Dr. Gerald A. Steinmann und Herrn Dr. Fabio Pressinotti danke ich für ihre unzähligen hilfreichen Hinweise zur Bemessung und dem Betrieb von Tropfkörperanlagen.

Meinen Eltern Hannelore und Wilhelm Seeger danke ich für die Liebe und Unterstützung die sie mir Zeit Lebens zukommen ließen. Sie waren es auch die mir durch ihre harte Arbeit mein Studium an der Universität Stuttgart ermöglichten und damit den Grundstein für diese Arbeit legten.

Unschätzbbarer Dank gebührt meiner Frau Kathrin Seeger, die mich seit wir uns kennen in jeder Lebenslage unterstützt hat und mir dabei vor allem in schwierigen Zeiten den Rückhalt und die Geborgenheit bot, die ich benötigte. Ohne deine grenzenlose Unterstützung wäre die Anfertigung dieser Arbeit nur schwer möglich gewesen.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	X
Tabellenverzeichnis	XX
Abkürzungsverzeichnis.....	XXV
Kurzfassung	XXVIII
Abstract.....	XXXII
1 Einleitung und Zielsetzung.....	1
1.1 Einleitung.....	1
1.2 Zielsetzung und Vorgehen.....	4
2 Stand des Wissens (Literaturstudie)	7
2.1 Hinweise zur Literatur über Tropfkörper	7
2.2 Allgemeine Verfahrensbeschreibung und Anwendungsgrenzen.....	7
2.3 Der (Tropfkörper-)Biofilm	10
2.4 Einstufige Tropfkörper mit und ohne Nitrifikation	13
2.5 Nitrifikationstropfkörper in zweiter Stufe.....	16
2.5.1 Aufbau und Reinigungsverlauf	16
2.5.2 Umsatzraten	19
2.6 Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung	23
2.6.1 Temperatur.....	23
2.6.2 Füllmaterial.....	28
2.6.3 Organische Belastung	31
2.6.4 Säurekapazität	38
2.6.5 Hydraulik.....	39
2.6.6 Salzgehalt.....	46
2.7 Bemessungsansätze für Tropfkörper	49

Inhaltsverzeichnis

2.7.1	Hintergrund	49
2.7.2	ATV-A 281, 2001	50
2.7.3	Wolf, 1987	53
2.7.4	Pressinotti, 2010	57
2.7.5	Modifizierte Velz Gleichung.....	61
2.7.6	Gujer und Boller Gleichung.....	63
2.8	Zwischenfazit	66
3	Methodik.....	69
3.1	Einleitung und allgemeine Hinweise	69
3.1.1	Einleitung	69
3.1.2	Anmerkung zur Planung und Durchführung der Messkampagnen.....	70
3.1.3	Betriebsdaten aus der Eigenkontrolle der untersuchten Anlagen	71
3.2	Managua (Nicaragua)	71
3.2.1	Beschreibung der Managua WWTP.....	71
3.2.2	Versuchsprogramm	73
3.3	Batumi (Georgien)	75
3.3.1	Versuchsprogramm	77
3.4	Dubai (VAE).....	79
3.4.1	Technischer Nitrifikationstropfkörper	81
3.4.1.1	Versuchsprogramm.....	82
3.4.2	Halbtechnische Tropfkörper	84
3.4.2.1	Versuchsprogramm des halbtechnischen C-TK	86
3.4.2.2	Versuchsprogramm des halbtechnischen N-TK.....	87
3.5	Untersuchungen zum Einfluss des Salzgehalts auf die Kohlenstoffelimination	90
3.5.1	Versuchsprogramm	92
3.6	Zusammenfassung der durchgeführten Untersuchungen	94

3.7	Analysemethoden	96
4	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse	98
4.1	Allgemeine Hinweise zur Datenauswertung, Darstellung und Fehlereinschätzung	98
4.2	Managua (Nicaragua)	100
4.2.1	Allgemein	100
4.2.2	Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper	100
4.2.3	Kohlenstoffelimination	102
4.2.4	TKN- und N_{ges} -Elimination	103
4.3	Batumi (Georgien)	107
4.3.1	Allgemein	107
4.3.2	Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper	107
4.3.3	Kohlenstoffelimination	109
4.3.4	TKN-Elimination	111
4.4	Dubai (VAE).....	113
4.4.1	Allgemein	113
4.4.2	Technische und halbtechnischer Nitrifikationstropfkörper	113
4.4.2.1	Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper	113
4.4.2.2	Betrieb der technischen Tropfkörper	116
4.4.2.3	Einfahren und Betrieb des halbtechnischen Tropfkörpers.....	119
4.4.2.4	TKN-Elimination	122
4.4.2.5	Reinigungsverlauf im vertikalen Profil	125
4.4.2.6	Säurekapazität.....	128
4.4.3	Halbtechnischer Tropfkörper mit Reinigungsziel Kohlenstoffelimination	131
4.4.3.1	Belastung und Betriebseinstellungen	131
4.4.3.2	Kohlenstoffelimination	132
4.4.3.3	Nitrifikation	134

Inhaltsverzeichnis

4.4.3.4	Reinigungsverlauf im vertikalen Profil	136
4.5	Feststoffhaushalt der Tropfkörper	140
4.6	Bedeutung der Abwassertemperatur für die Reinigungsleistung von Tropfkörpern .	144
4.6.1	Kohlenstoffelimination	144
4.6.2	Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern	150
4.6.3	Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe	156
4.7	Einfluss des Salzgehalts auf die Kohlenstoffelimination	160
4.7.1	Allgemein	160
4.7.2	Belastung und Betriebseinstellungen der halbtechnischen Tropfkörper	160
4.7.3	Einfluss erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination im Tropfkörper	162
4.7.4	Reinigungsverlauf in Fließrichtung	164
5	Entwicklung eines Bemessungsansatzes	167
5.1	Allgemeines	167
5.1.1	Hintergrund und Zielsetzung	167
5.1.2	Vorgehen bei der Entwicklung des Bemessungsansatzes	170
5.2	Aufbau des Bemessungsansatzes und Ablauf der Bemessung	172
5.2.1	Zusammenstellung der Eingangswerte	172
5.2.2	Grundlagen und Aufbau des Bemessungsansatzes	174
5.2.3	Reinigungsziel Kohlenstoffelimination	177
5.2.4	Reinigungsziel Nitrifikation	180
5.2.5	Säurekapazität	182
5.2.6	Einfluss des Salzgehalts	183
5.2.7	Methodik und Ablauf der Bemessung	184
5.3	Kalibrierung und Validierung des Bemessungsansatzes	187
5.3.1	Definition eines kommunalen Modellabwassers	187
5.3.2	Kalibrierung $k_{CSB,15}$ und Θ_{CSB}	188

5.3.3	Kalibrierung $k_{\text{NH}_4,15}$	197
5.3.4	Kalibrierung Θ_{NH_4}	204
5.3.5	Validierung des Bemessungsansatzes	209
5.4	Zwischenfazit.....	227
6	Zusammenfassung	229
7	Ausblick.....	237
	Literaturverzeichnis	240
	Anhang.....	253

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Verfahrensschema einstufiger Tropfkörperanlagen [in Anlehnung an <i>Gujer, 1999; S. 364 / 365</i>].....	7
Abbildung 2:	Schematische Darstellung der Konzentrationsprofile, der Adsorption und Hydrolyse von Feststoffen (X_{TS}), der Erosion von Biofilm (X_{BM}) sowie der Schichten im Bio- und Wasserfilm [in Anlehnung an <i>ATV Handbuch, 1997 (modifiziert nach Särner, 1981; Särner, 1986; Wik and Lindeborg, 1994)</i>]....	10
Abbildung 3:	Konzentrationsprofile über die Füllmaterialhöhe in einem aeroben Tropfkörper zur kombinierten Kohlenstoffoxidation und Nitrifikation [<i>Gebert, 2001 (Abb. 6.3; S. 67); modifiziert</i>].....	13
Abbildung 4:	Konzentrationsprofile über die Füllmaterialhöhe in einem Nitrifikationstropfkörper [in Anlehnung an <i>Gullicks and Cleasby, 1990 (Abb. 3 und 4)</i>].....	17
Abbildung 5:	CSB-Elimination und CSB_{sed} -Ablaufkonzentration brockengefüllter Tropfkörper Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung im gemäßigten Klima [<i>Imhoff, 1979; Wolf, 1984</i>]; Ablaufkonzentrationen nach <i>Imhoff, 1979</i> : 24 h-Mischproben aus dem Ablauf der Nachklärung inkl. erneutem Absetzen der Probe im Labor für 2 h; Ablaufkonzentrationen nach <i>Wolf, 1984</i> : Mittelwert aus 5 aufeinanderfolgenden 2 h-Mischproben aus dem Ablauf der Nachklärung; GK = Größenklasse.....	32
Abbildung 6:	CSB-Elimination und CSB_{mf} -Ablaufkonzentration eines halbtechnischen Tropfkörpers, gefüllt zur Hälfte mit Lavaschlackebrocken und zur anderen Hälfte mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($A_s = 150 \text{ m}^2/\text{m}$), in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C [<i>Pressinotti, 2010</i>]	34
Abbildung 7:	Nitratanteil im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper in Deutschland ($\text{NO}_3\text{-N}_{AB}/(\text{NO}_3\text{-N}_{AB} + \text{NH}_4\text{-N}_{AB})$) in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung; Abwassertemperatur $> 10 \text{ °C}$ [<i>Wolf, 1984</i>].....	35

Abbildung 8:	TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - N_{org,AB})/TKN_{ZU}$; mit $N_{org,AB} = 2,0$ mg/l) eines halbtechnischen Tropfkörpers, gefüllt zur Hälfte mit Lavaschlackebrocken und zur anderen Hälfte mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($A_S = 150$ m ² /m), in Abhängigkeit der TKN- bzw. BSB ₅ -Raumbelastung ($BSB_5:TKN = 3,8$) bei einer Abwassertemperatur von 25 ° C [<i>Pressinotti, 2010</i>].....	36
Abbildung 9:	BSB ₅ - und NH ₄ -N-Abbau im vertikalen Profil eines Tropfkörpers nach der Modellvorstellung von <i>Wolf, 1987</i> (modifiziert)	55
Abbildung 10:	Anlagenschema der Managua WWTP (Managua, Nicaragua)	72
Abbildung 11:	Managua WWTP in Managua, Nicaragua: a) Luftaufnahme der Kläranlage; b) einer der 6 Tropfkörper mit Kunststofffüllmaterial; c) Drehsprengerarm mit aufgesetzten Verteilerdüsen	73
Abbildung 12:	Anlagenschema der Adlia WWTP in Batumi, Georgien inkl. Probenahmestellen für die Messkampagne vom 06.08.2015 bis zum 25.09.2015	76
Abbildung 13:	Tropfkörper der Adlia WWTP in Batumi, Georgien: a) Wasserverteilung entlang eines Drehsprengerarms (4 armige Drehsprenger); b) Tropfkörper (Umwandlung aus Kunststoffplatten und Lüftungsöffnungen im Betonfundament); c) Prallbleche vor den Öffnungen im Drehsprengerarm zur Feinverteilung des Abwassers	77
Abbildung 14:	Vereinfachtes Anlagenschema der Al Aweer STP (Dubai, VAE) mit Einbindung der halbtechnischen Tropfkörper zu Kohlenstoffoxidation und Nitrifikation	80
Abbildung 15:	Anlagenschema der Tropfkörperstufe auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE); inkl. der Probenahmestellen für die Messkampagne vom 26.09.2013 bis 28.11.2013	81
Abbildung 16:	Nitrifizierende Tropfkörper auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE): a) Nitrifikationstropfkörper mit einem 4 armigen Drehsprenger; b) Technische Belüftung des N-TK Nr. 11; c) Kunststoffschüttmaterial der Tropfkörper Nr. 1 - 6 und 8 - 15; d) Kreuzstrukturierte Kunststoffpackung des Tropfkörpers Nr. 7	82

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 17: Halbtechnischer Tropfkörper auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE): a) Halbtechnischer C-TK (baugleich ein zweiter N-TK); b) In das Füllmaterial eingelassene Probenahmestellen; c) Zweiarziger Drehsprenger mit aufgesetzten Düsen; d) Block des kreuzstrukturierten Kunststofffüllmaterial 85
- Abbildung 18: Halbtechnische Tropfkörper in der Klimakammer des ISWA (a)); Draufsicht auf das Füllmaterial und eine Probenahmestelle im Füllmaterial (b)); Prallteller zur Abwasserverteilung auf den Tropfkörpern (c))..... 90
- Abbildung 19: Aufbau der halbtechnischen Tropfkörperanlage für Untersuchungen zu den Auswirkungen erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination; Im Parallelbetrieb eine baugleiche Straße ohne Dosierung einer Salzlösung..... 91
- Abbildung 20: Korrelation zwischen der Salzkonzentration und Leitfähigkeit für die Abwassermatrix des LFKW Büsnau..... 94
- Abbildung 21: Kohlenstoffelimination der Tropfkörper auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$); Oben die CSB_{hom} -Zulauf- und CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper und unten die CSB-Elimination ($(CSB_{\text{hom,ZU}} - CSB_{\text{mf,AB}})/CSB_{\text{hom,ZU}} \cdot 100$), jeweils in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung (basierend auf Stichproben) 102
- Abbildung 22: TKN-Konzentrationen im Zulauf und NH_4 -N-Konzentrationen im Ablauf sowie die TKN-Elimination ($(TKN_{\text{ZU}} - NH_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,inert,AB}})/TKN_{\text{ZU}}$) der Tropfkörpern auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$) in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung (basierend auf Stichproben); BSB_5 :TKN-Verhältnis im Zulauf = 5,7 (n = 24) 104
- Abbildung 23: N_{ges} -Elimination ($(N_{\text{ges,ZU}} - NH_4\text{-N}_{\text{AB}} - NO_x\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}})/N_{\text{ges,ZU}}$) der Tropfkörper auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$) in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung (basierend auf Stichproben); BSB_5 :TKN-Verhältnis im Zulauf = 5,7 (n = 25) 105

Abbildung 24: Kohlenstoffelimination der Tropfkörper auf der Adlia WWTP ($T_W = 22 - 27 \text{ }^\circ\text{C}$); Oben die CSB_{hom} -Zulauf- und CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper und unten die CSB-Elimination $((CSB_{\text{hom,ZU}} - CSB_{\text{mf,AB}})/CSB_{\text{hom,ZU}})$, jeweils in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung (basierend auf Stichproben) 109

Abbildung 25: TKN-Konzentrationen im Zulauf und $NH_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf sowie die TKN-Elimination $((TKN_{\text{ZU}} - NH_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,inert,AB}})/TKN_{\text{ZU}})$ in den Tropfkörpern der Adlia WWTP ($T_W = 21,7 \text{ bis } 27,0 \text{ }^\circ\text{C}$), jeweils in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung (basierend auf Stichproben); CSB:TKN-Verhältnis im Zulauf = 6,8 (n = 15) 111

Abbildung 26: TKN-Konzentration im Zulauf und $NH_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); $T_W = 30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$ 116

Abbildung 27: TKN-Zulaufkonzentration und $NH_4\text{-N}$ -, $NO_2\text{-N}$ -, und $NO_3\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP im Verlauf der Untersuchungen (basierend auf Stichproben); $T_W = 20 - 35 \text{ }^\circ\text{C}$ 119

Abbildung 28: TKN-Elimination $((TKN_{\text{ZU}} - NH_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}})/TKN_{\text{ZU}})$ in Abhängigkeit der TKN-Flächenbelastung der Nitrifikationstropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 auf der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); $T_W = 30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$; RM = Schüttmaterial; XF = Kreuzstrukturierte Packung 122

Abbildung 29: Spezifische TKN-Elimination $((TKN_{\text{ZU}} - NH_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}}) \cdot Q_{\text{ZU}} / A_S)$ in Abhängigkeit der TKN-Flächenbelastung der Nitrifikationstropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 auf der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); $T_W = 30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$; RM = Schüttmaterial; XF = Kreuzstrukturierte Packung 124

- Abbildung 30: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration über die Tropfkörperhöhe und spezifische Nitrifikationsraten $((\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}}) \cdot Q_{\text{ZU}} / A_S)$ des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP; Mittelwert aus 7 Stichproben bei einer Flächenbeschickung von 0,90 m/h, einer TKN-Raumbelastung von 0,35 kg TKN/(m³·d) und einer Abwassertemperatur von 33 °C (Fehlerindikatoren zeigen Min.- / Max.-Werte)..... 125
- Abbildung 31: Al Aweer STP: pH-Wert im Ablauf der Tropfkörper in Abhängigkeit der Säurekapazität im Tropfkörperablauf (basierend auf Stichproben) 128
- Abbildung 32: Kohlenstoffelimination des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP ($T_W = 25 - 32$ °C); Oben die CSB_{hom} -Zulauf- und CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen und unten die CSB-Elimination $((\text{CSB}_{\text{hom,ZU}} - \text{CSB}_{\text{mf,AB}})/\text{CSB}_{\text{hom,ZU}})$, jeweils in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung (basierend auf Stichproben) 132
- Abbildung 33: TKN-Konzentration im Zulauf sowie $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); $T_W = 25 - 32$ °C 134
- Abbildung 34: Reinigungsverlauf im vertikalen Profil des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP; Phase 1: $q_A = 0,79$ m/h, $B_{R,\text{BSB}} = 1,62$ kg/(m³·d) und $T_W = 26$ °C; Mittelwerte aus 3 Stichproben (Fehlerindikatoren zeigen Min.- / Max.-Werte; bei CSB_{mf} liegen die Abweichungen für die Messungen zwischen 0,6 m bis 2,4 m zwischen 1 bis 2 mg/l)..... 136
- Abbildung 35: Reinigungsverlauf im vertikalen Profil des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP; Phase 2: $q_A = 0,55$ m/h, $B_{R,\text{BSB}} = 1,14$ kg/(m³·d) und $T_W = 32$ °C; Mittelwerte aus 3 Stichproben 138
- Abbildung 36: AFS-Zu- und Ablaufkonzentrationen der einstufigen Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination bei erhöhten Abwassertemperaturen; Managua WWTP (XF 100 m²/m³), Nicaragua: $T_W = 29 - 33$ °C, Adlia WWTP (XF 125 m²/m³), Georgien: $T_W = 22 - 27$ °C und Al Aweer STP, VAE (halbtechnischer Tropfkörper; XF 134 m²/m³): $T_W = 25 - 32$ °C (basierend auf Stichproben) 140

- Abbildung 37: AFS-Konzentration im Zu- und Ablauf der technischen und des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper(s) auf der Al Aweer STP; Technische Tropfkörper: T = 30 - 32 °C; Halbtechnischer Tropfkörper: T = 32 - 35 °C (basierend auf Stichproben)..... 142
- Abbildung 38: CSB-Elimination und CSB-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit der BSB₅-Flächenbelastung; *Imhoff, 1979*: 24 h-Mischproben, wobei die Proben im Ablauf der Nachklärung zusätzlich für 2 h im Labor abgesetzt wurden; Eigene Untersuchungen: basierend auf Stichproben, wobei die Proben im Tropfkörperablauf membranfiltriert (0,45 µm) wurden 146
- Abbildung 39: CSB-Elimination und CSB_{mf}-Ablaufkonzentration (0,45 µm Porenweite) in Abhängigkeit der BSB₅-Flächenbelastung für brockengefüllte Tropfkörper und Tropfkörper mit kreuzstrukturierten Kunststoffpackungen; *Pressinotti, 2010*: 24 h-Mischproben; Eigene Untersuchungen: basierend auf Stichproben ... 148
- Abbildung 40: Nitratanteil im Tropfkörperablauf in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung; Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Adlia WWTP und der Managua WWTP (beide in warmen Klimaten; basierend auf Stichproben) mit Daten von brockengefüllten Tropfkörpern in Deutschland (gemäßigtes Klima; T > 10 °C) nach *Wolf, 1984* (24 h Mischproben) sowie eines halbtechnischen Tropfkörpers mit Brockenfüllung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C (*Pressinotti, 2010*; 24 h Mischproben) 152
- Abbildung 41: TKN-Elimination in Abhängigkeit der TKN-Flächenbelastung; Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Adlia WWTP (XF 125 m²/m³; 22 - 27 °C; Stichproben) und der Managua WWTP (XF 100 m²/m³; 29 - 33 °C; Stichproben) mit Daten eines halbtechnischen Tropfkörpers (*Pressinotti, 2010*; BR 90 m²/m³ und XF 152 m²/m³; 25 °C; 24 h Mischproben)..... 154
- Abbildung 42: Kohlenstoffelimination des halbtechnischen Salz- und Referenz-Tropfkörpers (T_w = 30 °C); Oben die CSB_{hom}-Zulauf- und CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper und unten die CSB-Elimination ((CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{hom,ZU}) bei Salzgehalten von 3, 6 und 10 g/l NaCl (basieren auf Stichproben) 162

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 43: CSB_{mf}-Abbau im vertikalen Profil des Salz- und Referenz-Tropfkörpers bei Salzgehalten von 0 g/l, 3 g/l, 6 g/l und 10 g/l NaCl; Abwassertemperatur 30 °C (Mittelwerte aus n Stichproben) 165
- Abbildung 44: Aufteilung der Tropfkörperhöhe in n Segmente (e) gleicher Höhe entsprechend eines Schichtenmodells und schrittweise Berechnung des CSB und NH₄-N-Abbaus..... 175
- Abbildung 45: Aufteilung der Prozesse im vertikalen Profil einstufiger Tropfkörper [in Anlehnung an *Gujer, 1999*, modifiziert nach *Gebert, 2001*]..... 176
- Abbildung 46: Ablauf der Bemessung von Tropfkörpern 184
- Abbildung 47: CSB-Elimination brockengefüllter Tropfkörper bei 15 °C; Leistungskurven nach *Imhoff, 1979* und der Ergebnisse des eigenen Bemessungsansatzes bei verschiedenen kinetischen Konstanten ($k_{\text{CSB},15}$) 191
- Abbildung 48: CSB-Konzentration im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper bei 15 °C; *Imhoff, 1979*: CSB im Ablauf der Nachklärung zusätzlich für 2 h im Labor abgesetzt; eigener Bemessungsansatz: gelöster (membranfiltrierter) CSB 191
- Abbildung 49: Vergleich der von *Pressinotti, 2010* gemessenen mit den über den eigenen Bemessungsansatz bei verschiedenen $k_{\text{CSB},15}$ -Werten (0,0030, 0,0035, 0,0040 und $0,0045 \text{ (m/h)}^{0,5}$) berechneten CSB-Ablaufkonzentrationen für den halbtechnischen Tropfkörper mit Brockenfüllung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C; Der Temperaturfaktor wurde mit $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$ angesetzt..... 195
- Abbildung 50: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination des halbtechnischen Tropfkörpers mit Brockenfüllung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C. Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes bei einem $k_{\text{CSB},15}$ -Wert von $0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$; Temperaturfaktor Bemessungsansatz: $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$ 196
- Abbildung 51: Nitratanteil im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper (BR 90 m²/m³) bei 15 °C; Vergleich der Erfahrungswerte nach *Wolf, 1984* mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes bei verschiedenen Nitrifikationsraten ($k_{\text{NH}_4,15}$); Startpunkt der Nitrifikation wurde auf 140 mg/l $S_{\text{CSB,abb}}$ festgesetzt 201

- Abbildung 52: Mittels des eigenen Bemessungsansatz berechnete Profile für $S_{\text{CSB,abb}}$ und S_{NH_4} in Fließrichtung eines 4,0 m hohen Tropfkörpers mit Brockenfüllung ($90 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Randbedingungen: $T = 15 \text{ }^\circ\text{C}$; $k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$; $k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$; Start der Nitrifikation bei $S_{\text{CSB,abb}} = 140 \text{ mg/l}$; Abwasserzusammensetzung und Menge können Tabelle 29 bzw. Tabelle 30 entnommen werden 203
- Abbildung 53: Nitratanteil im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}}/(\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} + \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})$) bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper ermittelten Werte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$)..... 206
- Abbildung 54: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination brockengefüllter Tropfkörper bei einer Abwassertemperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche (halbtechnischer Tropfkörper) mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$) 208
- Abbildung 55: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination ($(\text{CSB}_{\text{ZU}} - \text{CSB}_{\text{mf,AB}})/\text{CSB}_{\text{ZU}}$) eines halbtechnischen Tropfkörpers mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($\text{XF } 152 \text{ m}^2/\text{m}^3$) bei einer Abwassertemperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche (Auswertung von 24 h-Mischproben) mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$; $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$)..... 211
- Abbildung 56: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($(\text{TKN}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } \text{N}_{\text{org,AB}})/\text{TKN}_{\text{ZU}}$) eines halbtechnischen Tropfkörpers mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($\text{XF } 152 \text{ m}^2/\text{m}^3$) bei einer Abwassertemperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$; $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$) 212

- Abbildung 57: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination ($((CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU})$) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 100 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Managua WWTP bei einer Abwassertemperatur von 29 - 32 °C; Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{CSB,15} = 0,0040$ (m/h)^{0,5}; $\Theta_{CSB} = 1,035$); Phase 1: 4 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 1,04 kg/(m³·d); Phase 2: 3 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 1,27 kg/(m³·d); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper 215
- Abbildung 58: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($((TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2$ mg/l N_{org,AB})/TKN_{ZU}) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 100 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Managua WWTP bei einer Abwassertemperatur von 31 °C (Mittelwert); Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{NH_4,15} = 0,65$ g NH₄-N/(m²·d); $\Theta_{NH_4} = 1,020$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper 216
- Abbildung 59: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination ($((CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU})$) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 125 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Adlia WWTP bei einer Abwassertemperatur von 22 - 27 °C; Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{CSB,15} = 0,0040$ (m/h)^{0,5}; $\Theta_{CSB} = 1,035$); Phase 1: 4 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 0,30 kg/(m³·d); Phase 2: 2 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 0,42 kg/(m³·d); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper 219
- Abbildung 60: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($((TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2$ mg/l N_{org,AB})/TKN_{ZU}) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 125 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Adlia WWTP bei einer Abwassertemperatur von 22 - 27 °C; Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{NH_4,15} = 0,65$ g NH₄-N/(m²·d); $\Theta_{NH_4} = 1,020$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper 220

- Abbildung 61: Vergleich des über den eigenen Bemessungsansatz berechneten Reinigungsfortschritt in Fließrichtung der Tropfkörper der Adlia WWTP mit den gemessenen Ablaufkonzentrationen (11.08.2015; $B_{R,BSB} = 0,72 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$; $B_{R,TKN} = 0,19 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) 223
- Abbildung 62: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination ($(\text{CSB}_{ZU} - \text{CSB}_{mf,AB})/\text{CSB}_{ZU}$) des mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($\text{XF } 135 \text{ m}^2/\text{m}^3$) gefüllten halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP bei einer Abwassertemperatur von 25 - 32 °C. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$; $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf des Tropfkörpers. 225
- Abbildung 63: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($(\text{TKN}_{ZU} - \text{NH}_4\text{-N}_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}})/\text{TKN}_{ZU}$) des mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($\text{XF } 135 \text{ m}^2/\text{m}^3$) gefüllten halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP bei einer Abwassertemperatur von 25 - 32 °C. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper 226

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Maximale Nitrifikationsraten in Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe	20
Tabelle 2:	Übersicht zu Temperaturfaktoren (Θ) für die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in Biofilmreaktoren.....	27
Tabelle 3:	Erforderliche Säurekapazität im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper zur Vermeidung einer Hemmung der Nitrifikation	38
Tabelle 4:	Empfohlene Oberflächenbeschickung in Abhängigkeit des eingesetzten Füllmaterials	41
Tabelle 5:	Richtwerte für die Spülkraftfaktoren (Zwischenwerte können interpoliert werden) [DWA, 2016]	44
Tabelle 6:	Empfehlungen zu Raumbelastungen für die Auslegung von Tropfkörpern zur Kohlenstoffoxidation mit oder ohne Nitrifikation, sowie nitrifizierenden Tropfkörpern in zweiter Stufe nach dem ATV-A 281, 2001 (KS = Kunststoff; BR = Lavaschlackebrocken)	51
Tabelle 7:	Schätzwerte für k_B , $B_{A,N}$ und k_{NH_4} in Abhängigkeit der Abwassertemperatur nach Wolf, 1987	54
Tabelle 8:	Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte der Tropfkörper auf der Managua WWTP (Werte basieren auf Stichproben)	74
Tabelle 9:	Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte der Tropfkörper auf der Adlia WWTP (Werte basieren auf Stichproben)	78
Tabelle 10:	Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte der Nitrifikationstropfkörper auf der Al Aweer STP (Werte basieren auf Stichproben)	83
Tabelle 11:	Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte des halbtechnischen C-TK auf der Al Aweer STP (Werte basieren auf Stichproben)	86
Tabelle 12:	Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte des halbtechnischen N-TK auf der Al Aweer STP (Werte basieren auf Stichproben)	88

Tabelle 13:	Mittlere Betriebskennwerte des halbtechnischen Salz- und Referenz-Tropfkörpers am ISWA der Universität Stuttgart (Werte basieren auf Stichproben)	92
Tabelle 14:	Zusammenstellung der halbtechnischen und technischen Tropfkörperanlagen mit der Zielsetzung der durchgeführten Untersuchungen	95
Tabelle 15:	Analysemethoden und Bestimmungsgrenzen.....	96
Tabelle 16:	Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper auf der Managua WWTP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)	101
Tabelle 17:	Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper auf der Adlia WWTP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)	108
Tabelle 18:	Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der technischen Nitrifikationstropfkörper auf der Al Aweer STP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)	114
Tabelle 19:	Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)	115
Tabelle 20:	Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen des halbtechnischen Tropfkörpers mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination auf der Al Aweer STP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)	131
Tabelle 21:	Vergleich der maximalen Nitrifikationsraten des halbtechnischen und der technischen Nitrifikationstropfkörper der Al Aweer STP (Dubai, VAE) mit Literaturwerten zu Nitrifikationsraten in gemäßigten Klimaten	158
Tabelle 22:	Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der halbtechnischen Tropfkörper im Technikum des ISWA, Universität Stuttgart basierend auf Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte).....	161

Tabellenverzeichnis

Tabelle 23:	Mittlere CSB _{mf} -Ablaufkonzentrationen des Salz- und Referenz-Tropfkörpers bei 3, 6 und 10 g/l NaCl.....	163
Tabelle 24:	Fraktionierung des CSB im Zulauf zur biologischen Stufe (ZB) nach <i>DWA-A 131, 2016</i> und Eingangswert für den Bemessungsansatz	173
Tabelle 25:	Fraktionierung des TKN im Zulauf zur biologischen Stufe (ZB) und Eingangswert für den Bemessungsansatz	174
Tabelle 26:	Modellabwasser nach <i>Henze et al., 2002</i> ("moderat belastetes kommunales Abwasser") im Rohzulauf; Zulauf zur biologischen Stufe: Berücksichtigung einer Vorklärung mit 1,5 - 2 h Aufenthaltszeit und einer Abscheideleistung 55 % X _{CSB} und 10 % C _{KN} [<i>DWA-A 131, 2016</i>]; CSB-Fraktionierung nach Kapitel 5.2.1	188
Tabelle 27:	Abwasserzusammensetzung für die Kalibrierung des Bemessungsansatzes; organische Belastung eines „moderat belasteten kommunalen Abwassers“ nach <i>Henze et al., 2002</i> (vgl. 5.3.2) und Fraktionierung des CSB nach Kapitel 5.2.1	189
Tabelle 28:	Anpassung der zu behandelnden Abwassermenge, für die Einstellung verschiedener BSB ₅ -Raumbelastungen ($V_{TK} = 2.827 \text{ m}^3$; $C_{BSB5,ZT} = 177 \text{ mg/l}$)	190
Tabelle 29:	Abwasserzusammensetzung eines „moderat belasteten kommunalen Abwassers“ nach <i>Henze et al., 2002</i> (vgl. 5.3.2) und Fraktionierung des CSB und TKN nach Kapitel 5.2.1.....	198
Tabelle 30:	Anpassung der zu behandelnden Abwassermenge, für die Einstellung verschiedener BSB ₅ - und TKN-Raumbelastungen ($V_{TK} = 2.827 \text{ m}^3$; $C_{BSB5,ZT} = 177 \text{ mg/l}$; $C_{KN,ZT} = 45 \text{ mg/l}$).....	199
Tabelle 31:	Messkampagne auf der Managua WWTP (Managua, Nicaragua); Messwerte im Zulauf der Tropfkörper basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m ³ /h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt (<i>Werte in Klammern wurden über ein TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,59 berechnet (n = 14)</i>).....	253

Tabelle 32:	Messkampagne auf der Managua WWTP (Managua, Nicaragua); Messwerte im Ablauf der Tropfkörper basierend auf der Entnahme von Stichproben .	254
Tabelle 33:	Messkampagne auf der Adlia WWTP (Batumi, Georgien); Messwerte im Zu- und Ablauf der Tropfkörper basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m ³ /h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt.....	255
Tabelle 34:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des Tropfkörpers Nr. 1+2 (RM) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m ³ /h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt.....	256
Tabelle 35:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des Tropfkörpers Nr. 7 (XF) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m ³ /h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt.....	257
Tabelle 36:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des Tropfkörpers Nr. 15 (RM) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m ³ /h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt.....	258
Tabelle 37:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf der Tropfkörper Nr. 1+2 (RM; 100 m ² /m ³) basierend auf der Entnahme von Stichproben.....	259
Tabelle 38:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des Tropfkörpers Nr. 7 (XF; 150 / 240 m ² /m ³) basierend auf der Entnahme von Stichproben.....	260
Tabelle 39:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des Tropfkörpers Nr. 15 (RM; 100 m ² /m ³) basierend auf der Entnahme von Stichproben.....	261

Tabellenverzeichnis

Tabelle 40:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m^3/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt (Förderleistung der Pumpe) 262
Tabelle 41:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers basierend auf der Entnahme von Stichproben..... 263
Tabelle 42:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des halbtechnischen Tropfkörpers (Kohlenstoffelimination) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m^3/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt (Förderleistung der Pumpe) 265
Tabelle 43:	Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des halbtechnischen Tropfkörpers (Kohlenstoffelimination) basierend auf der Entnahme von Stichproben 266
Tabelle 44:	Messwerte im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Tropfkörper im Technikum des ISWA - Universität Stuttgart (Deutschland) basierend auf der Entnahme von Stichproben 267
Tabelle 45:	Von <i>Pressinotti, 2010</i> gemessene CSB- und TKN-Konzentrationen im Zulauf zum halbtechnischen Tropfkörper..... 268
Tabelle 46:	Umsetzung des Bemessungsansatzes in einem Excel-Arbeitsblatt..... 271

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
a	Armzahl eines Drehsprengers
ADF	Alternierende Doppelfiltration
A_{aktiv}	Aktive Biofilmoberfläche
AFS	Abfiltrierbaren Stoffe
A_S	Spezifische Oberfläche des Füllmaterials
A_{TK}	Tropfkörperoberfläche
$B_{\text{d,XXX}}$	Tagesfracht des Stoffes XXX
BSB_5	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
BR	Lavaschlackebrocken / mineralisches Füllmaterial
$B_{\text{A,0}}$	BSB_5 -Flächenbelastung im Tropfkörperzulauf
$B_{\text{A,h}}$	BSB_5 -Flächenbelastung auf der Füllmaterialhöhe h
$B_{\text{A,N}}$	BSB_5 -Flächenbelastung für den Beginn der Nitrifikation
$B_{\text{R,XXX}}$	Raumbelastung des Stoffes XXX
C_{XXX}	Konzentration des Stoffes XXX in der homogenisierten Probe
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{hom}	Chemischer Sauerstoffbedarf der homogenisierten Probe
CSB_{mf}	Chemischer Sauerstoffbedarf der filtrierten Probe (0,45 μm)
CSB_{sed}	Chemischer Sauerstoffbedarf der sedimentierten Probe
D	Diffusionskoeffizient
e	Segment eines Tropfkörpers
H_e	Höhe eines Tropfkörpersegments
H_{TK}	Tropfkörperhöhe
ISWA	Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart
k	Füllmaterialspezifische Konstante
k_B	Empirische Konstante für die Abnahme der Nitrifikationsleistung über die Tropfkörperhöhe aufgrund eines lückenhaften Biofilms

Abkürzungsverzeichnis

K_m	Halbsättigungsrate
k_V	Konstante für die Reinigungsleistung (Velz-Gleichung)
$k_{XXX,T}$	Spezifische Umsatzrate des Stoffes XXX bei Temperatur „T“
LF	Leitfähigkeit
MID	Magnetisch induktive Durchflussmessung
n	Hydraulischer Exponent
NaCl	Natriumchlorid
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
NO ₂ -N	Nitritstickstoff
NO ₃ -N	Nitratstickstoff
NO _x -N	Oxidierter Stickstoffverbindungen (NO ₂ -N + NO ₃ -N)
N _{org}	Organisch gebundener Stickstoff
Q _d	Tagesabwasserzufluss
Q _{RZ}	Rezirkulationswassermenge
q _A	Flächenbeschickung
RM	Kunststoffschüttmaterial
SK	Spülkraft
Sk	Säurekapazität
S _{XXX}	Konzentration des Stoffes XXX in der filtrierten Probe (0,45 µm)
t	Faktor für die hydraulische Aufenthaltszeit
T _{Bem}	Bemessungstemperatur
TK	Tropfkörper
TKN	Kjeldahl-Stickstoff
TN	Gesamtstickstoff
TS	Trockensubstanz
T _w	Abwassertemperatur
u	Umdrehungsgeschwindigkeit eines Drehsprengers
VF	Vertikal strukturiertes Kunststofffüllmaterial
V _{TK}	Tropfkörpervolumen
XF	Kreuzstrukturiertes Kunststofffüllmaterial
X _{XXX}	Konzentration des Stoffes XXX im Filtrerrückstand
Y	Zellertrag der Bakterien

ZKB Zwischenklärbecken

Griechische Buchstaben und Sonderzeichen

Θ Temperaturkoeffizient

ν_T Viskosität von Wasser bei Temperatur „T“

ϑ_X Spülkraftfaktor

$\Delta S_{\text{NH}_4, \text{e}}$ In einem Tropfkörpersegment über Nitrifikation eliminiertes
Ammoniumstickstoff

$\Delta S_{\text{NH}_4, \text{BM}, \text{e}}$ In einem Tropfkörpersegment über Inkorporation eliminiertes
Ammoniumstickstoff

Indices zur Ortsangabe

Ae Ablauf eines Tropfkörpersegments

AN Ablauf Nachklärung

AT Ablauf Tropfkörper

ZB Zulauf biologische Stufe

Ze Zulauf eines Tropfkörpersegments

ZT Zulauf Tropfkörper

Kurzfassung

Tropfkörper stellen ein einfaches und zugleich robustes biologisches Abwasserbehandlungsverfahren dar und werden hauptsächlich für die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation sowie Nitrifikation in einer zweiten Stufe eingesetzt. In Industrieländern wie Deutschland, werden Tropfkörperanlagen jedoch aufgrund der stetig steigenden Anforderungen an die Ablaufqualität - insbesondere der Forderung nach einer gezielten Stickstoffelimination - zunehmend durch moderne Belebtschlammanlagen ersetzt. Anders stellt sich die Situation in Entwicklungs- und Schwellenländern dar, in denen sich die Infrastruktur zur Abwasserbehandlung noch im Aufbau befindet und die Anforderungen an die Reinigungsleistung selten über eine Teilnitrifikation hinausgehen. Hier können Tropfkörper in Form modular aufgebaute Anlagen bis heute noch in allen Ausbaugrößen einen entscheidenden Beitrag zur Abwasserbehandlung leisten.

Den Stand der Tropfkörpertechnologie im Blick muss jedoch festgestellt werden, dass die bis heute in der Fachwelt vorhandenen Erfahrungen zur Bemessung von Tropfkörperanlagen im Wesentlichen auf Untersuchungen an brockengefüllten Tropfkörpern in gemäßigten Klimaten zurückgehen. Die daraus entstandenen Regelwerke, wie z.B. das *ATV-A 281, 2001*, besitzen keine Angaben zur Korrektur der Bemessungsgrößen in Abhängigkeit der Abwassertemperatur. Jedoch weisen zahlreiche Studien darauf hin, dass die Abwassertemperatur sowohl bei der Kohlenstoffelimination als auch bei der Nitrifikation einen entscheidenden Einfluss auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern hat [u.a. *Pressinotti, 2010, Wolf, 1984, Stenquist et al., 1974; Rincke, 1967*]. Werden Bemessungsregelwerke wie das *ATV-A 281, 2001* in den warmen Klimaten der Entwicklungs- und Schwellenländern angewendet, besteht damit die Gefahr einer Fehldimensionierung.

Um den Einfluss der Abwassertemperatur auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern im technischen Maßstab untersuchen zu können, wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit Messkampagnen an Tropfkörperanlagen in warmen Klimaten durchgeführt. Auf der Managua WWTP (Managua, Nicaragua; $T_w = 28 - 33 \text{ °C}$) und der Adlia WWTP (Batumi, Georgien; $T_w = 22 - 27 \text{ °C}$) konnte die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in einstufigen Tropfkörperanlagen untersucht werden. Auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE; $T_w = 30 - 33 \text{ °C}$) wurde die Nitrifikationsleistung von Tropfkörpern der zweiten Stufe untersucht. Ferner

konnten durch den Betrieb von zwei halbtechnischen Tropfkörpern auf der Al Aweer STP, flankierende Untersuchungen zur Kohlenstoffelimination und Nitrifikation, insbesondere dem Reinigungsverlauf entlang des Fließwegs, durchgeführt werden. Eine weitere halbtechnische Tropfkörperanlage wurde im Technikum des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart errichtet, um die Auswirkungen konstant erhöhter Salzgehalte im Abwasser auf die Kohlenstoffelimination untersuchen zu können. Erhöhte Salzgehalte im Abwasser können u.a. dann auftreten, wenn in Küstenregionen salzhaltiges Meerwasser in die Kanalisation infiltriert oder entsprechende industrielle Einleitungen vorliegen.

Durch die Messkampagnen auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33 \text{ °C}$) und der Adlia WWTP ($T_w = 22 - 27 \text{ °C}$) konnte gezeigt werden, dass die Kohlenstoffelimination von Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen am oberen Ende bzw. bei hohen Belastungen ($> 8 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) deutlich über dem für gemäßigte Temperaturen (15 °C) angegebenen Leistungsbereich [Imhoff, 1979] liegt. Ein ähnliches Bild ergab sich für die Nitrifikation in einstufigen Tropfkörperanlagen. Bei hohen Belastungen ($> 3 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) konnte über den Nitratanteil im Tropfkörperablauf noch immer eine Teilnitrifikation ermittelt werden, welche über den von Wolf, 1984 für gemäßigte Abwassertemperaturen ($> 10 \text{ °C}$) publizierten Werten lag. Bei niedrigen Belastungen konnte analog zu der von Wolf, 1984 angegebenen Leistungskurve, auch bei erhöhten Abwassertemperaturen eine weitgehende Nitrifikation festgestellt werden. Sowohl bzgl. der Kohlenstoffelimination als auch der Nitrifikation - in diesem Fall als TKN-Elimination berechnet - konnte dabei die von Pressinotti, 2010 an einer halbtechnischen Tropfkörperanlage beobachtete Zunahme der Reinigungsleistung bei erhöhten Abwassertemperaturen (25 °C) bestätigt werden.

Die maximalen Nitrifikationsraten (Reaktion 0. Ordnung bzgl. der Substratkonzentration) konnten für die technischen Tropfkörper der Al Aweer STP zu $2,2 - 3,2 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ($T_w = 30 - 33 \text{ °C}$) bzw. für den halbtechnischen Tropfkörper auf der Al Aweer STP zu $2,8 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ($T_w = 33 \text{ °C}$) ermittelt werden. Die Einordnung der erzielten Umsatzraten in Literaturangaben gestaltet sich jedoch schwierig, da diese eine Abhängigkeit vom eingesetzten Füllmaterial (Struktur und spezifische Oberfläche) aufweisen. Darüber hinaus werden für die einzelnen Füllmaterialtypen große Spannen bzgl. der maximalen Nitrifikationsraten genannt, die auf den Einfluss weiterer betrieblicher Randbedingungen

hinweisen. Der Temperatureinfluss auf die Umsatzleistung von Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe konnte mit den vorliegenden Daten somit nicht abschließend geklärt werden.

Die Auswertung der Restsäurekapazität im Ablauf der Nitrifikationstropfkörper auf der Al Aweer STP hat ergeben, dass bei $< 0,5$ mmol/l ein Abfall des pH-Werts von im Mittel 7,5 im Zulauf auf $< 7,0$ zu erwarten war. Sank die Restsäurekapazität auf $< 0,25$ mmol/l, sank der pH-Wert auf bis zu 4,0. Um eine Hemmung der Nitrifikation durch einen Abfall des pH-Werts vermeiden zu können, ist demnach eine Restsäurekapazität von $> 0,5$ mmol/l im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper sicherzustellen.

Ein weiteres Augenmerk dieser Arbeit lag auf dem Einfluss erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination in Tropfkörpern. In Versuchen im halbtechnischen Maßstab konnte gezeigt werden, dass bei konstant erhöhten Salzgehalten bis einschließlich 10 g/l NaCl keine negativen Auswirkungen auf die CSB-Elimination in Tropfkörpern zu erwarten sind. Dabei konnte auch im Abbau des gelösten CSB über die Tropfkörperhöhe, kein Unterschied zwischen der Behandlung von salzarmen und salzhaltigem Abwasser festgestellt werden. Bei konstanten Salzgehalten, ist der Volumenbedarf kohlenstoffeliminierender Tropfkörper damit bis einschließlich 10 g/l NaCl unabhängig vom Salzgehalt im Abwasser.

Basierend auf den gewonnenen Betriebsdaten und den Erkenntnissen zum Einfluss der Abwassertemperatur, wurde abschließend ein Bemessungsansatz für einstufige Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination ohne und mit Nitrifikation entwickelt, kalibriert und validiert. Zur Berechnung der Kohlenstoffelimination wurde hierfür die in der Fachwelt anerkannte modifizierte Velz Gleichung [Parker and Merril, 1984] herangezogen. Diese ursprünglich für den gelösten BSB₅-Abbau entwickelte Gleichung, wurde zunächst auf den gelösten abbaubaren CSB kalibriert. Die kinetische Konstante zur Berechnung der CSB-Elimination wurde dabei zu $k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ bestimmt. Ferner konnte der in der Literatur häufig genannte Temperaturfaktor, für die Kohlenstoffelimination in Biofilmverfahren von $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$, bestätigt werden. Um die Nitrifikation in einstufigen Tropfkörperanlagen bestimmen zu können, wurde die Gujer und Boller Gleichung [Gujer and Boller, 1986] angepasst und mit der modifizierten Velz Gleichung kombiniert. Die ursprünglich für die Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe entwickelt Gujer und Boller Gleichung wurde dabei über den Startpunkt der Nitrifikation mit

der modifizierten Velz Gleichung gekoppelt. Dieser wurde auf 140 mg/l des gelösten abbaubaren CSB kalibriert. Die für die Bemessung anzusetzende Nitrifikationsrate konnte zu $k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und der zugehörige Temperaturfaktor zu $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$ bestimmt werden.

Mit dem entwickelten Bemessungsansatz ließen sich die von *Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984* publizierten Betriebsdaten zur Kohlenstoffelimination und Nitrifikation brockengefüllter Tropfkörper bei gemäßigten Abwassertemperaturen (15 °C) plausibel nachbilden. Auch die von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper bei erhöhter Abwassertemperatur (25 °C) ermittelte CSB- und TKN-Elimination einer Brockenfüllung und eines kreuzstrukturierten Kunststoffmaterials (152 m²/m³), konnte mit dem Bemessungsansatz nachvollzogen werden. Ebenso ließ sich die CSB- und TKN-Elimination der im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Tropfkörperanlagen akkurat abbilden. Der entwickelte Bemessungsansatz kann damit ein nützliches Werkzeug zur Bemessung von Tropfkörperanlagen in warmen Klimazonen und zum Aufbau oder der Erweiterung einer Infrastruktur zur Abwasserbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern darstellen.

Schlagwörter: Tropfkörper, Kohlenstoffelimination, Nitrifikation, Abwassertemperatur, Bemessung

Abstract

Trickling filters represent a simple and robust biological wastewater treatment process and are mainly used for carbon oxidation as well as combined carbon oxidation and nitrification or as a nitrification unit in a second stage. However, in industrial countries trickling filters are increasingly being replaced by modern activated sludge plants due to the constantly increasing demands on effluent quality, in particular the demand for nitrogen elimination. On the other hand, trickling filters are still a suitable technology for developing and emerging countries, where the infrastructure for wastewater treatment is still under construction and the requirements for effluent quality rarely go beyond partial nitrification. Here, trickling filters in the form of modular systems can still make a decisive contribution to wastewater treatment in all design capacities up to this day.

The status of trickling filter technology in mind, it has to be recognized that the experience in terms of dimensioning is essentially based on investigations on mineral media trickling filters operated in temperate climates. The derived design rules, e.g. the *ATV-A 281, 2001*, do not contain any notes for the correction of the design parameters as a function of wastewater temperature. However, numerous studies indicate that wastewater temperature has a decisive influence on the treatment performance of trickling filters both carbon elimination and nitrification [e.g. *Pressinotti, 2010, Wolf, 1984, Stenquist et al., 1974; Rincke, 1967*]. If design rules such as the *ATV-A 281, 2001* are applied in the warm climates of developing and emerging countries, misdimensioning can't be precluded.

In the context of this work measurement campaigns on wastewater treatment plants in warm climate regions were conducted, in order to investigate the influence of wastewater temperature on the treatment performance of technical scale trickling filters. Combined carbon oxidation and nitrification could be investigated with the single-stage trickling filters on the Managua WWTP (Managua, Nicaragua; TW = 28 - 33 °C) and the Adlia WWTP (Batumi, Georgia; TW = 22 - 27 °C). Nitrification performance of second stage nitrifying trickling filters were investigated on the Al Aweer STP (Dubai, UAE; TW = 30 - 33 °C). By operating two pilot-scale trickling filters on the Al Aweer STP, additional investigations on carbon oxidation and nitrification, such as the evaluation of the treatment progress over filter height, could be carried out. Another pilot-scale trickling filter plant was built in the technical center of the Institute for "Sanitary Engineering, Water Quality and Waste

Management” at the University of Stuttgart, in order to assess the effects of constantly increased salinity in wastewater on carbon oxidation. Increased salt contents in wastewater can occur, if saline seawater infiltrates into the sewer system in coastal regions or if corresponding industrial discharges are present.

With increased wastewater temperatures, the carbon oxidation in the trickling filters on the Managua WWTP ($T_W = 28 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$) and the Adlia WWTP ($T_W = 22 - 27 \text{ }^\circ\text{C}$) was at the upper end and for high organic loads ($> 8 \text{ g BOD}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) even above the treatment performance of mineral media trickling filters in temperate climate regions. Additionally partial nitrification could be observed at high organic loads ($> 3 \text{ g BOD}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) whereas full inhibition of nitrification under temperate wastewater temperatures is reported. At low organic loads, analogous to the performance curve given by *Wolf, 1984*, an extensive nitrification could also be observed at elevated wastewater temperatures. With regard to both carbon oxidation and nitrification - in this case calculated as TKN elimination - the gathered data support the observed increase in treatment performance with increasing wastewater temperatures ($25 \text{ }^\circ\text{C}$) was confirmed.

The maximum nitrification rates (0. order reaction with respect to substrate concentration) could be determined at $2.2 - 3.2 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ($T_W = 30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$) for the technical trickling filters and $2.8 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ($T_W = 33 \text{ }^\circ\text{C}$) for the pilot-scale nitrifying trickling filter at the Al Aweer STP. However, a direct comparison of the nitrification rates to other studies was not possible, as these are strongly dependent on the filter media used (structure and specific surface). In addition, large ranges with regard to the maximum nitrification rates are mentioned for the individual filter medias, which indicating the influence of other operational boundary conditions. The influence of temperature on nitrification rate of second stage trickling filters could therefore not be conclusively clarified with the available data.

The evaluation of the residual alkalinity in the effluent of the nitrifying trickling filters on the Al Aweer STP showed that at $< 0.5 \text{ mmol/l}$ a drop in the pH value from an average of 7.5 in the influent to < 7.0 was to be expected. If the residual alkalinity was reduced to $< 0.25 \text{ mmol/l}$, the pH value dropped as low as 4.0. In order to avoid inhibition of nitrification by a decrease in the pH value, a residual alkalinity of $> 0.5 \text{ mmol/l}$ in the effluent of nitrifying trickling filters must be ensured.

Abstract

Another focus of this work was on the influence of saline wastewater on the carbon oxidation in trickling filters. No negative effects of constantly increased salt concentrations of up to 10 g/l NaCl could be observed on the COD elimination in a pilot scale trickling filter. In addition no difference in the COD degradation over filter height could be determined for the treatment of salt-free and saline wastewater. Thus up to 10 g/l NaCl, the media requirement for carbon oxidation is independent of the salt content in wastewater, given that no larger fluctuations occur.

Based on the gathered operational data and the results on the influence of wastewater temperature treatment performance, a design model for single-stage trickling filters for carbon oxidation and combined carbon oxidation and nitrification has been developed, calibrated and validated. For the calculation of the carbon oxidation, the well-known modified Velz equation [*Parker and Merril, 1984*] was used. This equation, originally developed for the soluble BOD₅ degradation, was first adapted to the soluble degradable COD. The kinetic constant for COD degradation was determined to $k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$. Furthermore, the frequently used temperature factor for carbon oxidation in biofilm processes of $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$, could be confirmed. In order to determine nitrification in single-stage trickling filters, the Gujer and Boller equation [*Gujer and Boller, 1986*] has been applied and combined with the modified Velz equation. The Gujer and Boller equation, originally developed for nitrification in second stage trickling filters, was coupled with the modified Velz equation via the starting point of nitrification. The starting point of nitrification has been calibrated to 140 mg/l of soluble degradable COD. The nitrification rate to be used for the design could be determined to $k_{\text{NH}_4,15} = 0.65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ and the corresponding temperature factor to $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$.

With the developed design model, the carbon oxidation and nitrification of mineral media trickling filters at moderate wastewater temperatures (15 °C) published by *Imhoff, 1979* and *Wolf, 1984*, could be reproduced. Moreover the COD and TKN elimination of a mineral media and a structured cross flow plastic media (152 m²/m³) at elevated wastewater temperature (25 °C) determined by *Pressinotti, 2010* on a pilot scale trickling filter could also be reproduced with the design model. The COD and TKN elimination of the trickling filter plants investigated in this work could also be accurately reproduced. The developed design model can thus be a useful tool for the design of trickling filter plants in warm climate zones and thus for the construction or extension of an infrastructure for wastewater treatment in developing and newly industrializing countries.

Keywords: Trickling Filters, carbon oxidation, nitrification, wastewater temperature, design model

1 Einleitung und Zielsetzung

1.1 Einleitung

Tropfkörper gehören zu den biologischen Abwasserbehandlungsverfahren, in denen die Abwasserreinigung über sessile Mikroorganismen erfolgt, die sich in Form eines Biofilms auf dem Füllmaterial ansiedeln. Als aerobe Biofilmreaktoren können sie sowohl das Reinigungsziel Kohlenstoffelimination als auch Nitrifikation erfüllen. Für das Reinigungsziel Stickstoffelimination lassen sich Tropfkörper mit anderen Biofilm- oder Belebtschlammverfahren kombinieren.

Nach ihrer Entwicklung am Anfang des 19. Jahrhunderts erfuhr die Tropfkörpertechnologie in Deutschland eine rasche Verbreitung, so dass vielerorts Tropfkörperkläranlagen errichtet wurden. Seit etwa den 90iger Jahren werden Tropfkörperanlagen in Industrieländern wie Deutschland jedoch aufgrund der stetig steigenden Anforderungen an die Ablaufqualität, insbesondere der Forderung nach einer gezielten Stickstoffelimination, zunehmend durch modernere Belebtschlammanlagen ersetzt [Riße und Koch, 2012; Dorias, 1996]. Ein Neubau von Tropfkörperanlagen kann damit nur noch bei kleinen Ausbaugrößen, bei denen keine gezielte Stickstoffelimination gefordert wird und der Betrieb von Belebtschlammanlagen zu komplex und personalintensiv ist, verzeichnet werden [Ewida et al., 2006; Zhao et al., 2013]. Anders stellt sich die Situation in Entwicklungs- und Schwellenländern dar, in denen sich die Infrastruktur zur Abwasserbehandlung meist noch im Aufbau befindet und die Reinigungsanforderungen selten über eine Teilnitrifikation hinausgehen. Hier kommen die Vorteile von Tropfkörperanlagen, wie die einfache Betriebsführung, die auch weniger fachkundigem Personal einen zuverlässigen Betrieb ermöglicht, oder der geringe Wartungsaufwand bei gleichzeitig hoher Betriebsstabilität, zum Tragen [Almeida et al., 2009; Von Sperling and Chernicharo, 2002; Von Sperling, 1996; Nourmohammadi et al., 2013]. Zudem bietet ein modularer Aufbau die Möglichkeit Tropfkörperanlagen bedarfsgerecht in Abhängigkeit der z.T. rasant wachsenden Bevölkerung zu erweitern. Somit stellen Tropfkörperanlagen für Entwicklungs- und Schwellenländern eine geeignete Technologie dar, die bis heute in allen Anschlussgrößen realisiert wird.

Werden vor diesem Hintergrund die gängigen Bemessungsvorschriften für Tropfkörperanlagen betrachtet, so kann festgestellt werden, dass diese anhand von

Kapitel 1: Einleitung und Zielsetzung

Betriebswerten und -erfahrungen bestehender Tropfkörperanlagen in gemäßigten Klimazonen abgeleitet wurden. In diesem Zusammenhang seien beispielsweise die von *Rincke, 1967*, *Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984* ermittelten Leistungskurven von brockengefüllten Tropfkörpern des Ruhrverbandes (NRW; Deutschland) zu nennen, die die Grundlage für das im deutschsprachigen Raum weit verbreitete Bemessungsregelwerk *ATV-A 281, 2001* bilden. Nach diesem Ansatz erfolgt die Bemessung über die organische Raumbelastung, die in Abhängigkeit des Reinigungsziels - Kohlenstoffelimination mit oder ohne Nitrifikation - sowie des eingesetzten Füllmaterials anzupassen ist. Diese einfache Art der Bemessung hat sich für Tropfkörperanlagen im Inland durchaus bewährt. Ein Nachteil ist jedoch, dass die Abwassertemperatur bei der Ermittlung des Füllmaterialvolumens nicht berücksichtigt wird. So konnte u.a. *Pressinotti, 2010* nachweisen, dass sowohl bei der Kohlenstoffelimination als auch der Nitrifikation ein signifikanter Temperatureinfluss auf die Umsatzleistung besteht. Er kam nach seinen Untersuchungen an einer halbtechnischen Tropfkörperanlage zu dem Fazit, dass sich die im *ATV-A 281, 2001* angegebenen Bemessungswerte nur bedingt auf andere Klimazonen übertragen lassen. Bei einer Anwendung in den überwiegend warmen bis heißen Klimaten der Entwicklungs- und Schwellenländern, muss somit mit einer Fehldimensionierung gerechnet werden. Darüber hinaus ist festzustellen, dass Regelwerke wie das *ATV-A 281, 2001* keine Angaben über die zu erzielenden Ablaufwerte enthalten. Der Anwender hat damit keine Möglichkeit die Bemessungswerte an die jeweiligen Reinigungsanforderungen anzupassen, um damit eine wirtschaftliche Dimensionierung der Tropfkörperanlage durchführen zu können.

In Anbetracht dieser Defizite wird häufig auf die in der Fachliteratur vorhandenen empirisch mathematischen Modellansätze zur Tropfkörperbemessung verwiesen, die sowohl die Abwassertemperatur als bemessungsrelevanten Parameter enthalten als auch Ablaufwerte als Bemessungsergebnis liefern. Als Beispiel seien hier die weit verbreitete modifizierte Velz Gleichung nach *Parker and Merril, 1984* zur Berechnung der Kohlenstoffelimination oder die Gujer-und-Boller-Gleichung [*Gujer and Boller, 1986*] zur Bestimmung der Nitrifikation, anzuführen. Jedoch sind auch den mathematischen Modellansätzen diverse Schwachstellen inhärent. So wurden die meisten Modellansätze - u.a. die vorgenannten Gleichungen - aus Untersuchungen an labor- oder halbtechnischen Tropfkörpern abgeleitet. In diesem Zusammenhang verweisen unter anderem *Pönninger, 1965* sowie *Aryan and Johnson, 1987* darauf, dass sich die hydraulischen Verhältnisse von Versuchsanlagen und damit auch die

Reinigungsleistung nur bedingt skalieren lassen. Aufgrund der oftmals fehlenden Validierung der Modellansätze an technischen Anlagen impliziert dies erhebliche Unsicherheiten bei der Bewertung der Bemessungsergebnisse. Darüber hinaus enthalten die Modellansätze i.d.R. Parameter, wie z.B. kinetische Konstanten und Temperaturfaktoren für deren Modifizierung in Abhängigkeit der Abwassertemperatur, für die in der Literatur wenige Werte vorhanden sind bzw. die vorhandenen Werte kontrovers diskutiert werden. Auch dies ist nicht zuletzt der fehlenden Validierung an technischen Anlagen geschuldet. De facto bieten die mathematisch empirischen Modellansätze bislang daher keine Möglichkeit eine Tropfkörperanlage unter verschiedenen klimatischen Randbedingungen zuverlässig bemessen zu können.

Darüber hinaus lassen sich auch gemeinsame Defizite bei den erfahrungswertbasierten Bemessungsansätzen und den empirisch mathematischen Modellansätzen feststellen. So basieren bis heute alle gängigen Bemessungsansätze für Tropfkörper auf dem organischen Summenparameter BSB_5 , der in der Praxis aufgrund verschiedener Nachteile, wie z.B. einer mangelnden Reproduzierbarkeit und Bilanzierbarkeit sowie einer langen Analysedauer, zunehmend durch den Summenparameter CSB ersetzt wird [Vestner et al., 2002]. Durch die Analyse des CSB im Rahmen der Eigenkontrolle von Abwasserbehandlungsanlagen wird den BSB_5 basierten Bemessungsansätzen zunehmend die Datengrundlage entzogen. Auch wenn der Neubau von Tropfkörperanlagen im Inland nicht mehr im Fokus steht, so erschwert dies auch die Anwendung des ATV-A 281, 2001 wenn es beispielsweise um den verfahrenstechnischen Nachweis einer bestehenden Tropfkörperanlage geht.

Eine weitere Thematik, zu der sich in den Bemessungsregelwerken bislang keine Hinweise finden lassen, stellt der Umgang mit erhöhten Salzkonzentrationen im Abwasser dar. Erhöhte Salzgehalte können beispielsweise in Küstennähe durch die Infiltration von Meerwasser in das Kanalnetz oder die Verwendung von Meerwasser zur Toilettenspülung auftreten [Chen et al., 2003; Kessick and Manchen, 1976; Panswad and Anan, 1999]. Dabei ist bekannt, dass hohe Salzgehalte (> 10 g/l NaCl) zur Plasmolyse von Bakterienzellen führen können und damit ein Verlust der Stoffwechselaktivität einhergeht [u.a. Kargi and Dincer, 1999; Lay et al., 2010]. Nach dem DWA Fachausschuss BIZ-11.3 besitzen in der kommunalen Abwasserbehandlung jedoch hauptsächlich konstant erhöhte Salzgehalte im Bereich bis 10 g/l NaCl eine Relevanz [DWA-Themenband, 2016]. In diesem Bereich bestehen noch Unsicherheiten, wenn es um die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern

geht. Dies ist damit zu begründen, dass sich der Großteil der Studien zum Einfluss erhöhter Salzgehalte auf deutlich höhere Salzkonzentrationen und / oder den Einsatz von halophilen Bakterien fokussiert. Darüber hinaus wird häufig synthetisches Abwasser für Untersuchungen im labortechnischen Maßstab eingesetzt, wodurch sich die Ergebnisse nur bedingt auf den technischen Maßstab und die reale Abwassermatrix übertragen lassen.

Vor diesem Hintergrund kann abschließend festgehalten werden, dass die bestehenden Bemessungsansätze für Tropfkörperanlagen Defizite enthalten, die eine Überarbeitung und Erweiterung für eine zielorientierte und verlässliche Anwendung im In- und Ausland, erfordern. Konkret muss ein praxistauglicher Bemessungsansatz durch die Berücksichtigung der Abwassertemperatur unter verschiedenen klimatischen Randbedingungen eine adäquate Ermittlung des erforderlichen Füllmaterialvolumens gewährleisten, durch eine Angabe der erzielbaren Ablaufkonzentrationen eine Anpassung des Füllmaterialvolumens an die geforderte Ablaufqualität ermöglichen sowie Hinweise zum Umgang mit erhöhten Salzgehalten im Abwasser - wie sie insbesondere in Küstenregionen auftreten können - enthalten. Ferner ist durch den Bezug auf den organischen Summenparameter CSB der Stand der Technik bei der Eigenkontrolle und der Überwachung von Abwasserbehandlungsanlagen zu berücksichtigen.

1.2 Zielsetzung und Vorgehen

Wie in Kapitel 1.1 dargelegt wurde, weisen gängige Bemessungsansätze für Tropfkörperanlagen, wie z.B. das *ATV-A 281, 2001*, verschiedene Defizite auf, die ihre Tauglichkeit für unterschiedliche Rahmenbedingungen einschränken. Aus diesen Defiziten leitet sich schließlich auch die Motivation und Zielsetzung dieser Arbeit ab. Das Hauptziel der vorliegenden Dissertation ist die Erarbeitung und Validierung eines praxistauglichen Bemessungsansatzes für Tropfkörperanlagen, der

- durch Berücksichtigung der Abwassertemperatur sowohl unter den gemäßigten Abwassertemperaturen im Inland als auch unter erhöhten Abwassertemperaturen im Ausland eine wirtschaftliche Bemessung von Tropfkörpern ermöglicht,
- durch den Bezug auf den organischen Summenparameter CSB zur Vereinheitlichung der Bemessungsgrundlagen beiträgt und

- in Abhängigkeit des Reinigungsziels - Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation - die zu erwartenden Ablaufwerte als Bemessungsergebnis ausgibt, damit sich auch für eine Teilreinigung eine akkurate Dimensionierung erzielen lässt.
- Hinweise enthält, wie erhöhte Salzgehalte im Abwasser bei der Ermittlung des erforderlichen Füllmaterialvolumens zu berücksichtigen sind.
- Zudem sollen Hinweise zum Einfluss der Abwassertemperatur auf die Umsatzraten von Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe (nach einer weitgehenden Elimination organischer Stoffe in einer ersten Stufe) gegeben werden.

Um die Praxistauglichkeit zu gewährleisten und seine Akzeptanz in der Fachwelt zu erhöhen, muss der zu entwickelnde Bemessungsansatz

- einfach in der Anwendung sein, d.h. auch von Erstanwendern in wenigen Schritten umgesetzt und angewendet werden können,
- einen transparenten Bemessungsablauf gewährleisten, d.h. die Berechnung des erforderlichen Füllmaterialvolumens und der Ablaufkonzentrationen muss nachvollziehbar sein, damit Fehler in der Bemessung vermieden bzw. identifiziert und eliminiert werden können und
- anhand von Betriebsdaten technischer Tropfkörperanlagen validiert worden sein

Für dieses Vorhaben gilt es zunächst anhand einer umfangreichen Literaturstudie den Stand des Wissens zum Tropfkörperverfahren zusammenzutragen. Hierbei sind u.a. folgende Fragestellungen zu klären:

- Welches sind die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern und wie lassen sich diese im Hinblick auf die Bemessung quantifizieren?
- Existieren Bemessungsansätze, insbesondere unter den empirisch mathematischen Modellen, die als Grundlage für die Erarbeitung eines praxistauglichen Bemessungsansatzes dienen können? Wenn ja, welche bestehenden Defizite müssen dann behoben werden?

Neben der Literaturstudie wurden Messkampagnen an technischen und halbtechnischen Tropfkörperanlagen in warmen Klimazonen durchgeführt, um die in der Literatur vorhandene Lücke an gut dokumentierten Betriebsdaten zum Teil schließen zu können. Mit

Kapitel 1: Einleitung und Zielsetzung

den Ergebnissen der Messkampagnen sollten u.a. folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- Wie wirken sich die erhöhten Abwassertemperaturen auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern und die Nitrifikationsleistung von Tropfkörpern der zweiten Stufe aus?
- Wie stellt sich der Reinigungsfortschritt in Fließrichtung einstufiger Tropfkörper bzw. Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe dar (Untersuchungen an halbtechnischen Anlagen)?
- Wie stellt sich der Überschussschlammanfall von einstufigen Tropfkörpern und Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe bei erhöhten Abwassertemperaturen dar?

Ferner sollten durch die Einordnung der gewonnenen Betriebsdaten in Literaturwerte die Fragen beantwortet werden:

- Kann im Vergleich mit den von *Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984* unter gemäßigten Abwassertemperaturen ermittelten Leistungskurven brockengefüllter Tropfkörper, die in der Literatur häufig beschriebene Zunahme der Reinigungsleistung bei steigenden Abwassertemperaturen festgestellt werden?
- Lassen sich die von *Pressinotti, 2010* an einer halbtechnischen Tropfkörperanlage bei einer Abwassertemperatur von 25 °C gewonnenen Erkenntnisse zum Temperatureinfluss auf die Reinigungsleistung im technischen Maßstab bestätigen?

Des Weiteren werden die Betriebsdaten nach der Auswertung für die Kalibrierung und Validierung des zu erarbeitenden Bemessungsansatzes herangezogen.

Flankierend dazu wurde im Technikum des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart eine halbtechnische Tropfkörperanlage betrieben, mit der der Einfluss konstant erhöhter Salzgehalte - bis 10 g/l NaCl - auf die Kohlenstoffelimination untersucht wurde.

2 Stand des Wissens (Literaturstudie)

2.1 Hinweise zur Literatur über Tropfkörper

Wie bereits in der Einleitung (s. Kapitel 1.1) dargelegt, erfuhren Tropfkörper nach ihrer Entwicklung zu Beginn des 19. Jahrhunderts zunächst eine starke Verbreitung, bevor sie ab den 90iger Jahren zunehmend durch die neu entwickelten Belebtschlammanlagen ersetzt wurden [Riße und Koch, 2012; Dorias, 1996]. Der rückläufige Einsatz von Tropfkörperanlagen in den Industrienationen spiegelt sich auch in der Forschungsaktivität zu dieser Technologie bzw. dem Stand der Literatur wieder. Ein Großteil der in der vorliegenden Arbeit zitierten Publikationen fällt aus diesem Grund in die Zeit um ca. 1950 bis 2000.

2.2 Allgemeine Verfahrensbeschreibung und Anwendungsgrenzen

Tropfkörper wurden am Ende des 19. Jahrhunderts nach Untersuchungen an berieselten Kiesbetten entwickelt, und stellen damit das älteste biologische Abwasserreinigungsverfahren dar [Stanley, 1930; Schröpfer et al., 1952]. Die Abwasserreinigung erfolgt im Tropfkörper durch sessile Mikroorganismen, die sich in Form eines Biofilms auf dem Füllmaterial ansiedeln (vgl. 2.3). Damit lassen sich Tropfkörper den Biofilmverfahren zuordnen. Abbildung 1 stellt schematisch den Aufbau einer einstufigen Tropfkörperanlage dar.

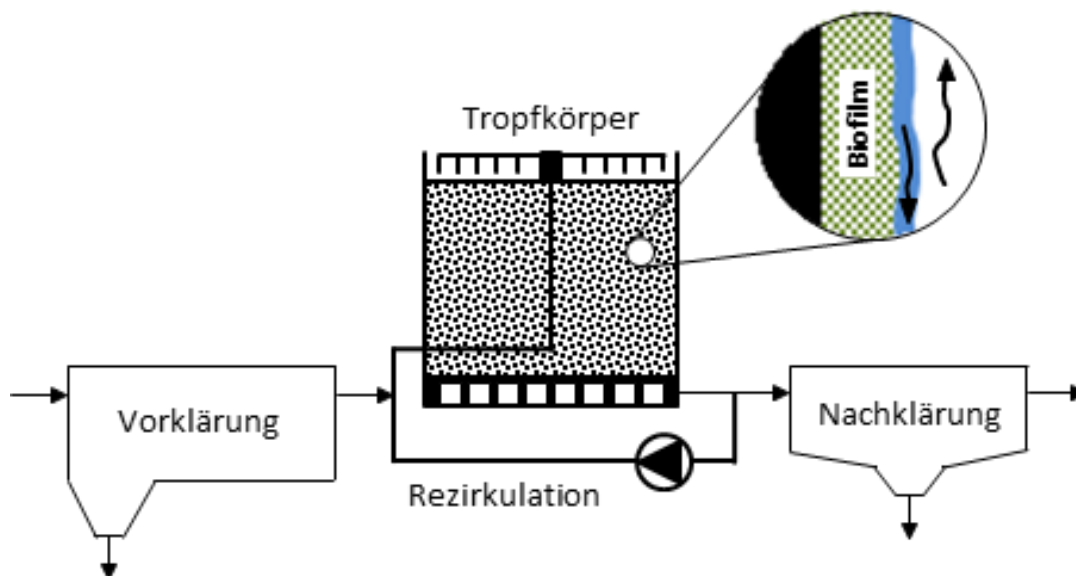


Abbildung 1: Verfahrensschema einstufiger Tropfkörperanlagen [in Anlehnung an Gujer, 1999; S. 364 / 365]

Allgemeine Verfahrensbeschreibung

Zur Vermeidung von Verstopfungen des Füllmaterials sind bei Tropfkörperanlagen absetzbare Stoffe und Störstoffe aus dem Zufluss durch eine mechanische Vorbehandlung zu entfernen [ATV-A 281, 2001]. Wird auf eine Vorklärung verzichtet, sind zumindest über einen Feinrechen (Stabweite 3 mm) die Grobstoffe abzuscheiden [Daigger and Boltz, 2011]. Das vorgereinigte Abwasser wird über einen hydraulisch- oder motorgetriebenen Drehsprenger gleichmäßig auf der Tropfkörperoberfläche verteilt und fließt durch das Füllmaterial nach unten, wobei es im Kontakt mit dem Biofilm gereinigt wird. Der für die aeroben Stoffwechselprozesse erforderliche Sauerstoff, wird durch einen konvektiven Luftstrom bereitgestellt, der sich aufgrund von Dichte- und Temperaturunterschieden zwischen der Luft in den Hohlräumen des Füllmaterials und der Umgebungsluft ausbildet [Johnson, 1952]. Eine technische Belüftung ist damit i.d.R. nicht erforderlich. Die Implementierung einer Abwasserrezirkulation ermöglicht die Entkopplung der hydraulischen Belastung von der Zulaufkraft. Über die Rezirkulation können Konzentrations- und hydraulische Spitzen im Abwasserzufluss ausgeglichen und in Verbindung mit der Drehsprengerkonfiguration die erforderliche Spülkraft für den Überschussschlammaustrag eingestellt werden. Um die Vor- und Nachklärung hydraulisch nicht zu überlasten, erfolgt die Abwasserrezirkulation dabei üblicherweise intern. Die Abtrennung des anfallenden Überschussschlammes erfolgt in der Nachklärung. Dabei ist aufgrund des festsitzenden Biofilms auf dem Füllmaterial eine Schlammrückführung nicht erforderlich.

Während Abbildung 1 eine einstufige Tropfkörperanlage darstellt, werden auch mehrstufige Anlagen realisiert, bei denen eine Trennung der Biozönosen durch eine Zwischenklärung stattfindet.

Reinigungsziele

Sowohl ein- als auch mehrstufige Tropfkörperanlagen können für die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination und Nitrifikation eingesetzt werden [Riße und Koch, 2012]. Ferner konnte durch Untersuchungen an abgedeckten Tropfkörpern auch deren Tauglichkeit als Denitrifikationsstufe nachgewiesen werden [Dorias, 1996]. Aufgrund verschiedener Nachteile, wie z.B. dem Verlust der Denitrifikationsleistung bei Leckagen in der Abdeckung sowie deren Öffnung für Wartungsarbeiten, blieb die Umsetzung von

Denitrifikationstropfkörpern jedoch auf wenige Anlagen beschränkt. Für das Reinigungsziel der Stickstoffelimination bietet sich dann z.B. eine Kombination aus nitrifizierenden Tropfkörpern mit einer Denitrifikation im Belebtschlammverfahren an [Maisch and Schwentner, 1994].

Eigenschaften und Einsatzgebiete

Zu Beginn der kommunalen Abwasserbehandlung wurden in Deutschland vielerorts Tropfkörperanlagen in unterschiedlichen Ausbaugrößen errichtet. Mit steigenden Anforderungen an die Ablaufqualität, vor allem der Forderung nach einer gezielten Stickstoffelimination, wurden diese dann ab den 1990er Jahren zunehmend durch Belebtschlammanlagen ersetzt [Riße und Koch, 2012]. Rund 30 Jahre später führen verschiedene verfahrenstechnische Nachteile, wie z.B. die Gefahr von Verstopfungen des Füllmaterials [Rincke, 1967] und einer häufig saisonal variablen Reinigungsleistung aufgrund von Schwankungen im Biofilminventar [Gebert, 2001], in Verbindung mit der hohen Ablaufqualität und betrieblichen Flexibilität der Belebtschlammanlagen dazu, dass Tropfkörperanlagen heutzutage in Deutschland nichtmehr dem Stand der Technik entsprechen. Lediglich für kleine Anlagen, bei denen sich der Betrieb modernerer Verfahren als zu komplex und zeitintensiv darstellt und keine gezielte Stickstoffelimination gefordert wird, kommen Tropfkörper noch zum Einsatz [Ewida et al., 2006; Zhao et al., 2013].

Anders stellt sich die Situation in Entwicklungs- und Schwellenländern dar, in denen sich die Infrastruktur zur Abwasserbehandlung noch im Aufbau befindet und die Reinigungsanforderungen selten über eine Nitrifikation hinausgehen. Hier stellen sich Tropfkörper durch Vorteile, wie der geringen Investitions- und Betriebskosten, der lokalen Verfügbarkeit und Langlebigkeit der eingesetzten Materialien und insbesondere des einfachen und stabilen Betriebs, als besonders geeignetes Verfahren für alle Ausbaugrößen dar [Sato et al., 2006; Von Sperling and Chernicharo, 2002; Von Sperling, 1996].

2.3 Der (Tropfkörper-)Biofilm

Beim Tropfkörperverfahren erfolgt die biologische Abwasserreinigung durch sessile Mikroorganismen, die sich in einer gelartigen Matrix aus extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) agglomerieren und so einen Biofilm auf dem Füllmaterial ausbilden [Sheng and Liu, 2011]. Über dem Biofilm rinnt das auf dem Tropfkörper verteilte Abwasser in einem dünnen Film nach unten, der sich in einen frei fließenden und einen stagnierenden Anteil, die sog. Grenzschicht, unterteilen lässt [Suschka, 1987; De Beer et al., 1993, 1996]. Das vorbeifließende Abwasser versorgt den Biofilm mit Substraten und gelöstem Sauerstoff und wird dabei selbst kontinuierlich durch die in den Zwischenräumen des Füllmaterials strömende Luft wieder mit Sauerstoff angereichert [Gujer, 1999], vgl. Abbildung 2.

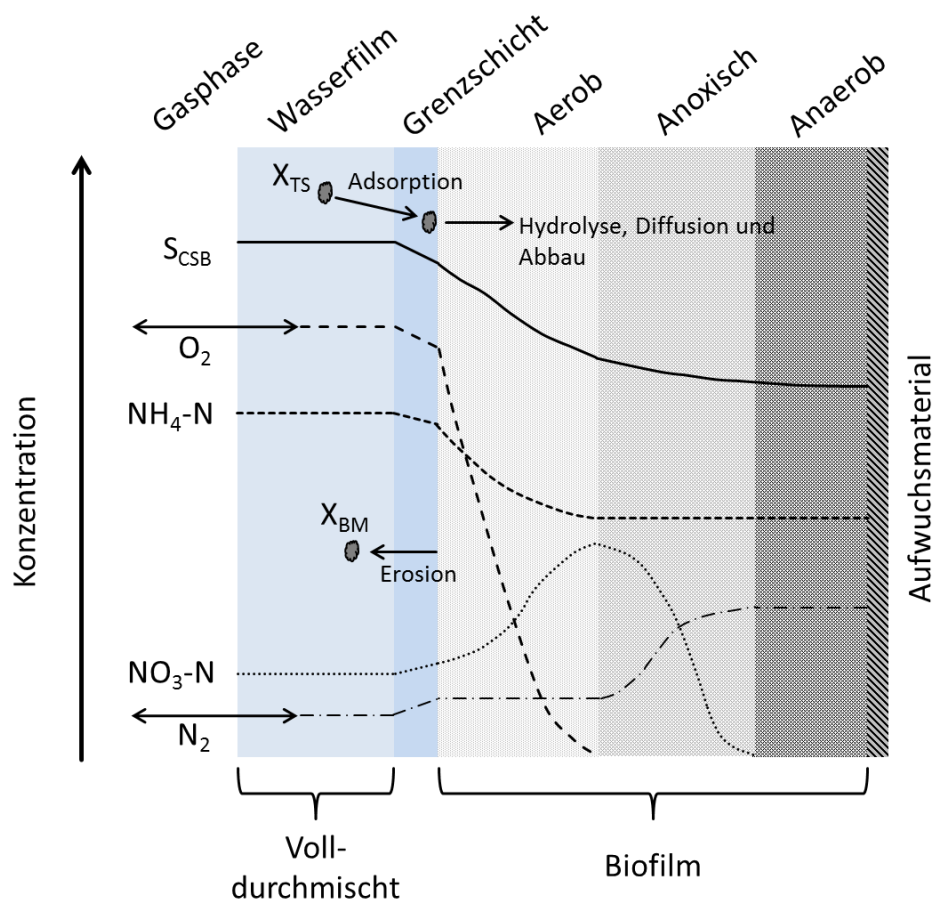


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Konzentrationsprofile, der Adsorption und Hydrolyse von Feststoffen (X_{TS}), der Erosion von Biofilm (X_{BM}) sowie der Schichten im Bio- und Wasserfilm [in Anlehnung an ATV Handbuch, 1997 (modifiziert nach Särner, 1981; Särner, 1986; Wik and Lindeborg, 1994)]

Da nur ein geringer Anteil der Mikroorganismen im Biofilm in direktem Kontakt zum Abwasser und den darin enthaltenen Substraten steht [Siegrist and Gujer, 1987], wird die Umsatzleistung eines Biofilms maßgeblich durch den Stofftransport in das Filminnere bestimmt. Im Fall von gelösten Substraten und Sauerstoff erfolgt der Transport im Wesentlichen über Diffusion [De Beer et al., 1996]. Im Gegensatz dazu sind partikuläre Stoffe zu groß für einen diffusiven Transport in das Filminnere, so dass diese zunächst an die Biofilmoberfläche adsorbieren und hydrolysiert werden müssen [Rohold and Harremoes, 1993]. Dabei weisen verschiedene Untersuchungen darauf hin, dass auf der Biofilmoberfläche adsorptiv gebundene Partikel eine Barriere für den Transport gelöster Substrate und Sauerstoff darstellen, wodurch deren Abbau gehemmt wird [Wolf, 1987; Särner and Marklund, 1984; Särner, 1981].

Im Inneren eines Biofilms kommt es durch die Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen und die stoffspezifischen Diffusionseigenschaften zur Ausbildung von Konzentrationsprofilen [Mudrack und Kunst, 2003; S. 62]. So kann in Bezug auf den gelösten Sauerstoff festgestellt werden, dass dieser üblicherweise bereits nach rund 30 - 300 µm im Biofilm durch aerobe Stoffwechselprozesse aufgezehrt ist [Wik, 2003; Schramm et al., 1997; Zhang et al., 1995; De Beer et al., 1993]. Infolgedessen können in dicken Biofilmen hinter der äußeren aeroben Schicht auch anoxische und anaerobe Schichten vorliegen, wobei die Ausbreitung einer anoxischen Schicht von der Verfügbarkeit der oxidierten Stickstoffverbindungen (Nitrit und Nitrat) abhängt [Dorias, 1996; Biesterfeld, 2003].

Die Zusammensetzung der Arten von Mikroorganismen in einem Biofilm (die Biozönose), wird aufgrund der Ausbildung von Konzentrationsprofilen von den lokal vorhandenen Milieubedingungen und Substratverhältnissen bestimmt [ATV-Handbuch, 1997; S. 213; Wik, 1999]. So kommt es in der aeroben Schicht eines Biofilms zu einer Konkurrenz zwischen den heterotrophen Kohlenstoffoxidierern und den autotrophen Nitrifikanten um den gemeinsamen Elektronenakzeptor Sauerstoff. Hierbei können sich die langsam wachsenden Nitrifikanten nur dann im Biofilm ansiedeln, wenn nach einem weitgehenden Abbau der organischen Stoffe niedrige Substratkonzentrationen die Wachstumsraten der heterotrophen Bakterien limitieren [Wanner and Gujer, 1984; Van Loosdrecht et al., 1995]. Unter geeigneten Randbedingungen können aber auch die für Biofilme charakteristischen Mikrokonsortien entstehen, in denen auf engem Raum unterschiedliche Spezies von Mikroorganismen über ihre Stoffwechselprozesse synergetische Gemeinschaften bilden

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

[ATV-Handbuch, 1997; S. 214]. So wird beispielsweise durch die enge Nachbarschaft von ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien ein schneller Umsatz von Ammonium zu Nitrat sichergestellt [Schramm et al., 1997] oder gar eine Stickstoffelimination durch die Kooperation mit heterotrophen Denitrifikanten [Watanabe et al., 1995] erzielt. Auch spezialisierte Mikroorganismen mit langen Generationszeiten können sich unter den passenden Randbedingungen im Biofilm einnisten und den Abbau von schwer abbaubaren Stoffen (z.B. Xenobiotika) ermöglichen [Bishop et al., 1997]. Komplettiert wird die Lebensgemeinschaft des Biofilms durch unterschiedliche Makroinvertebraten, wie Würmer, Schnecken oder Insektenlarven, die sich vom Biofilm sowie daran adsorbierten Schmutzstoffen ernähren und dabei den Biofilm auflockern [Mudrack und Kunst, 2003].

Neben der Fraßtätigkeit der Makroinvertebraten, wird die Dicke eines Biofilms grundsätzlich von den ansässigen Mikroorganismen und ihren Wachstumsraten bestimmt. Bei hohen Konzentrationen an organischem Substrat, können heterotrophe Bakterien dicke (> 10 mm) Biofilme formen, wohingegen nitrifizierende Biofilme allgemein dünn sind (< 1 mm) [Wik, 2003]. Darüber hinaus wird die Biofilmdicke maßgeblich durch die Scherkraft bestimmt, die vom vorbeifließenden Abwasser erzeugt wird. Zudem konnte Gebert, 2001 in verschiedenen Tropfkörperanlagen einen saisonalen Verlauf der Biofilmdicke, mit dicker anwachsenden Biofilmen im Winter sowie einer verstärkten Biofilmablösung im Frühjahr nachweisen.

2.4 Einstufige Tropfkörper mit und ohne Nitrifikation

Die Hydraulik in einem Tropfkörper wird im Allgemeinen idealisiert als Pfropfenströmung angenommen, in der radial sowohl Geschwindigkeit des Abwassers als auch die Konzentrationen der Inhaltsstoffe homogen sind [Grady et al., 1999; S. 133]. Aufgrund der Pfropfenströmung kann dann auch ein in Fließrichtung fortschreitender Abbau der Schmutzstoffe festgestellt werden, der zur Ausbildung von Konzentrationsprofilen über die Tropfkörperhöhe führt [Almstrand et al., 2011]. Abbildung 3 stellt schematisch die Konzentrationsverläufe in einstufigen Tropfkörpern dar, wobei zu beachten ist, dass es bei den Stickstoffkonzentrationen durch eine Substratlimitierung in den unteren Tropfkörperschichten auch zu einem Abflachen des Kurvenverlaufs kommen kann (s. 2.5.2).

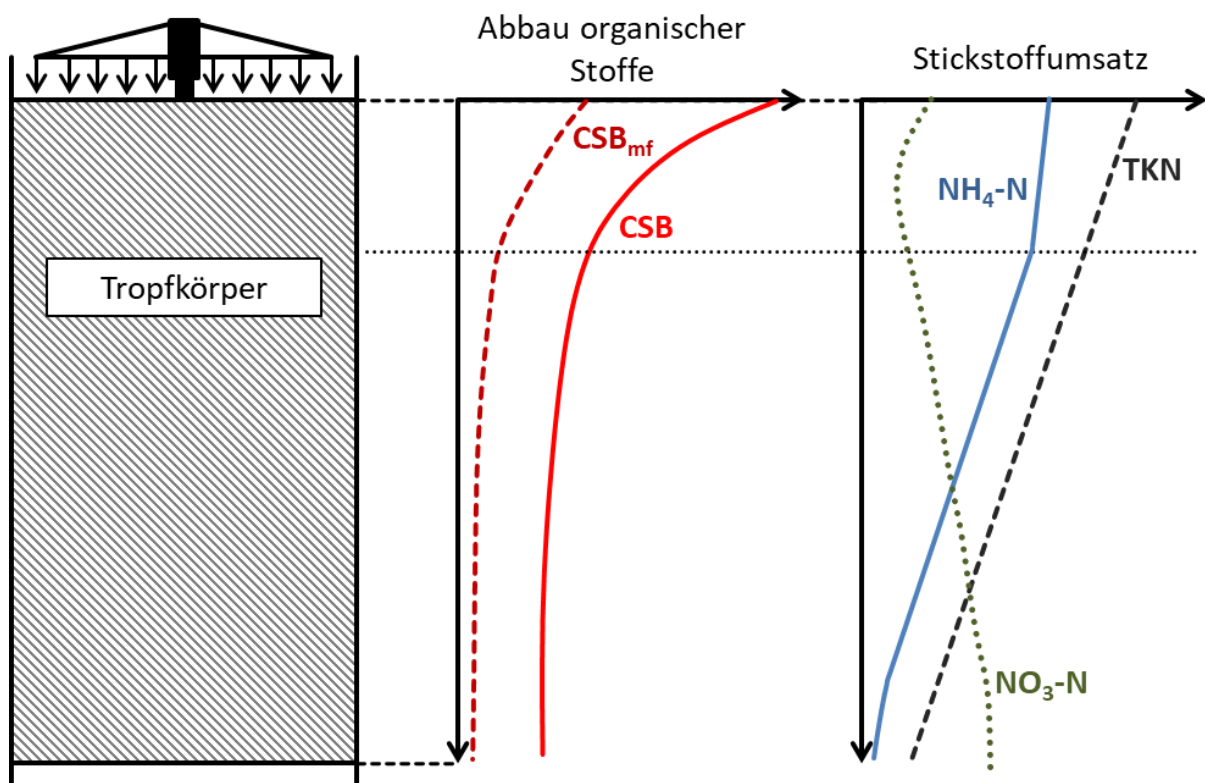


Abbildung 3: Konzentrationsprofile über die Füllmaterialhöhe in einem aeroben Tropfkörper zur kombinierten Kohlenstoffoxidation und Nitrifikation [Gebert, 2001 (Abb. 6.3; S. 67); modifiziert]

Aufgrund ihrer hohen Wachstumsraten besiedeln die heterotrophen Kohlenstoffoxidierer die oberen Tropfkörperschichten, in denen ein rascher Abbau der organischen Verbindungen

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

(CSB) stattfindet. Des Weiteren kommt es in den oberen Tropfkörperregionen zu einer Adsorption und Hydrolyse von partikulären Stoffen, der sich im Fall des organisch gebundenen Stickstoffs eine Ammonifikation anschließt. Zudem können sich in dem dicken heterotrophen Biofilm anoxische Schichten ausbilden, die neben einer Stickstoffelimination durch Inkorporation in die Biomasse auch eine Stickstoffelimination über simultane Denitrifikation ermöglichen [Gebert, 2001; Rincke, 1967; Pearce and Williams, 1999]. Aufgrund der i.d.R. vernachlässigbaren Konzentrationen an oxidierten Stickstoffverbindungen im Zulauf einer Kläranlage, ist für die Ausbildung von anoxischen Schichten in den oberen Tropfkörperregionen eine Rezirkulation von Nitrathaltigem Tropfkörperablauf erforderlich. Während sich so in aeroben Tropfkörpern unter günstigen Randbedingungen eine Stickstoffelimination von bis zu 50 % erzielen lässt, gibt u.a. Wolf, 1984 zu bedenken, dass die Stickstoffelimination über Denitrifikation bei erhöhten Sauerstoffkonzentrationen im Tropfkörperzulauf oder der Verdünnung des Zulaufs bei einsetzendem Mischwasserzufluss schnell zum Erliegen kommt [Dorias, 1996; Maisch and Schwentner, 1994; Wolf, 1984].

Nach dem weitgehenden Abbau organischer Stoffe werden die autotrophen Nitrifikanten bei noch hohen Substratkonzentrationen ($\text{NH}_4\text{-N}$) zunehmend konkurrenzfähig, wodurch diese den Biofilm in den unteren Tropfkörperschichten dominieren und es zu einer Nitrifikation kommt. Vor diesem Zusammenhang wird deutlich, dass die Nitrifikanten mit steigender organischer Belastung im Tropfkörper nach unten verdrängt werden und es damit bei einem unzureichenden Füllmaterialvolumen zu einer Einschränkung der Nitrifikationsleistung bzw. zu einem Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte kommen kann [Boller and Gujer, 1986; Wik, 2003].

In Bezug auf die räumliche Trennung halten Gebert, 2001 und F.C. Pressinotti (pers. Kommunikation am 18.04.2018) nach Untersuchungen zum Reinigungsfortschritt im vertikalen Profil von halbtechnischen nitrifizierenden Tropfkörpern fest, dass der Punkt an dem die Nitrifikation einsetzt nur schwer zu bestimmen ist. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass sich die verschiedenen Stoffwechselprozesse z.T. überlagern. So ist unter den Substratverhältnissen im Übergangsbereich auch eine Koexistenz von heterotrophen und autotrophen Bakterien im selben Biofilmsegment möglich (vgl. 2.3) [Wanner and Gujer, 1984]. In erster Näherung gehen verschiedene Studien jedoch davon aus, dass mit dem Einsetzen einer Nitrifikation ab einer organischen Restverschmutzung

von rd. 20 - 45 mg/l $BSB_{5,mf}$ [Pearce and Edwards, 2011; Parker and Richards, 1986; Parker et al., 1998] bzw. 65 mg/l CSB_{mf} [Gullicks and Cleasby, 1990] zu rechnen ist.

Die dargestellte Stratifikation der Umsatzprozesse manifestiert sich auch in den gängigen empirischen Bemessungsansätzen, wie z.B. dem deutschsprachigen *ATV-A 281, 2001* oder dem amerikanischen „Fact-Sheet“ *U.S. EPA 832-F-00-014, 2000*, in denen das erforderliche Füllmaterialvolumen für einstufige Tropfkörper mit den Reinigungsziel Nitrifikation zunächst getrennt für die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation anhand der Zulaufbelastung ermittelt und anschließend addiert wird (vgl. 2.7). Im Zuge der Auslegung von einstufigen Tropfkörperanlagen spielt dann auch die Auswahl des Füllmaterials eine entscheidende Rolle, um im Betrieb eine hohe und stabile Reinigungsleistung erzielen zu können. Dabei haben sich sowohl Brockenfüllungen als auch moderne Kunststoffmaterialien für den Einsatz in Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation bewährt. Um ein Verstopfen des Füllmaterials zu vermeiden, sollte beim Einsatz von Kunststoffmaterialien eine spezifische Oberfläche von $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ nicht überschritten werden (vgl. 2.6.2) [*ATV-Handbuch, 1997*].

Neben dem eingesetzten Füllmaterial spielt die Einstellung der hydraulischen Randbedingungen eine entscheidende Rolle für das Betriebsverhalten von Tropfkörpern. So ist neben einer homogenen Abwasserverteilung auf der Tropfkörperoberfläche die Beschickungswassermenge so einzustellen, dass eine möglichst weitgehende Benetzung und damit Ausnutzung des eingesetzten Füllmaterials erzielt wird. Zudem muss über die Einstellung der Spülkraft ein kontinuierlicher Austrag überschüssiger Biomasse sichergestellt werden, da sonst zu dick anwachsende Biofilme die Hohlräume des Füllmaterials verstopfen können (vgl. 2.6.5) [*ATV-A 281, 2001*].

Der aus dem Tropfkörper ausgetragene Überschussschlamm wird allgemein als gut absetzbar beschrieben und in nachgeschalteten Sedimentationsbecken abgetrennt [*U.S. EPA 832-F-00-014 (2000)*]. Richards and Reinhart, 1986 und Parker and Newman, 2006 weisen darauf hin, dass keine verlässlichen Angaben zur anfallenden Überschussschlammmenge existieren, die für die Auslegung und den Betrieb weitergehender Schlammbehandlungsmaßnahmen erforderlich wären. Mit Verweis auf eine große Schwankungsbreite in Abhängigkeit der betrieblichen Randbedingungen, geht das *ATV-A 281, 2001* von einem Überschussschlammfall in Höhe von $0,75 \text{ kg TS/kg } BSB_{5,abgebaut}$ aus.

Ähnliche Angaben machen *Stenquist and Kelly, 1980*, die bei einer Tropfkörperanlage in Stockton, USA eine spezifische Überschussschlammproduktion von 0,83 kg TS/kg BSB_{5,abgebaut} bilanzierten. *Benjes, 1977* nennen eine spezifische Überschussschlammproduktion von 0,67 kg TS/kg BSB_{5,abgebaut} [zitiert in *Stenquist and Kelly, 1980*].

Weiterhin ist bei nitrifizierenden Tropfkörpern zu beachten, dass eine ausreichende Restsäurekapazität im Tropfkörperablauf von rd. 1,5 mmol/l vorhanden ist [ATV-A 281, 2001], um eine Hemmung der Nitrifikation auszuschließen (vgl. 2.6.4).

2.5 Nitrifikationstropfkörper in zweiter Stufe

2.5.1 Aufbau und Reinigungsverlauf

In Kapitel 2.4 wurde die Abwasserreinigung mit einstufigen Tropfkörperanlagen dargestellt, bei denen im Wesentlichen die organische Belastung über die Konkurrenz zwischen den heterotrophen und autotrophen Bakterien über die Nitrifikationsleistung entscheidet. Im Gegensatz dazu zeichnen sich Nitrifikationstropfkörper in zweiter Stufe dadurch aus, dass in ihnen kein signifikanter Abbau organischer Stoffe (CSB) mehr stattfindet und die Nitrifikation damit bereits in den obersten Tropfkörperschichten einsetzt [*Stenquist et al., 1974*]. Dabei kann auch in Nitrifikationstropfkörpern in den obersten Schichten eine Hydrolyse von partikulären Substraten sowie eine Ammonifikation von organisch gebundenem Stickstoff stattfinden. Da für eine Maximierung der Nitrifikationsleistung die Feststoffbelastung von Nitrifikationstropfkörpern allgemein niedrig gehalten wird [*Andersson et al., 1993*], spielt die Hydrolyse von partikulärem Substrat hier jedoch nur eine untergeordnete Rolle.

In Abbildung 4 werden die, aus den Umsatzprozessen resultierenden, Konzentrationsverläufe im vertikalen Profil von Nitrifikationstropfkörpern schematisch dargestellt. Hierbei ist zu beachten, dass es durch eine Substratlimitierung in den unteren Tropfkörperschichten auch zu einem Abflachen des Kurvenverlaufs kommen kann (s. 2.5.2).

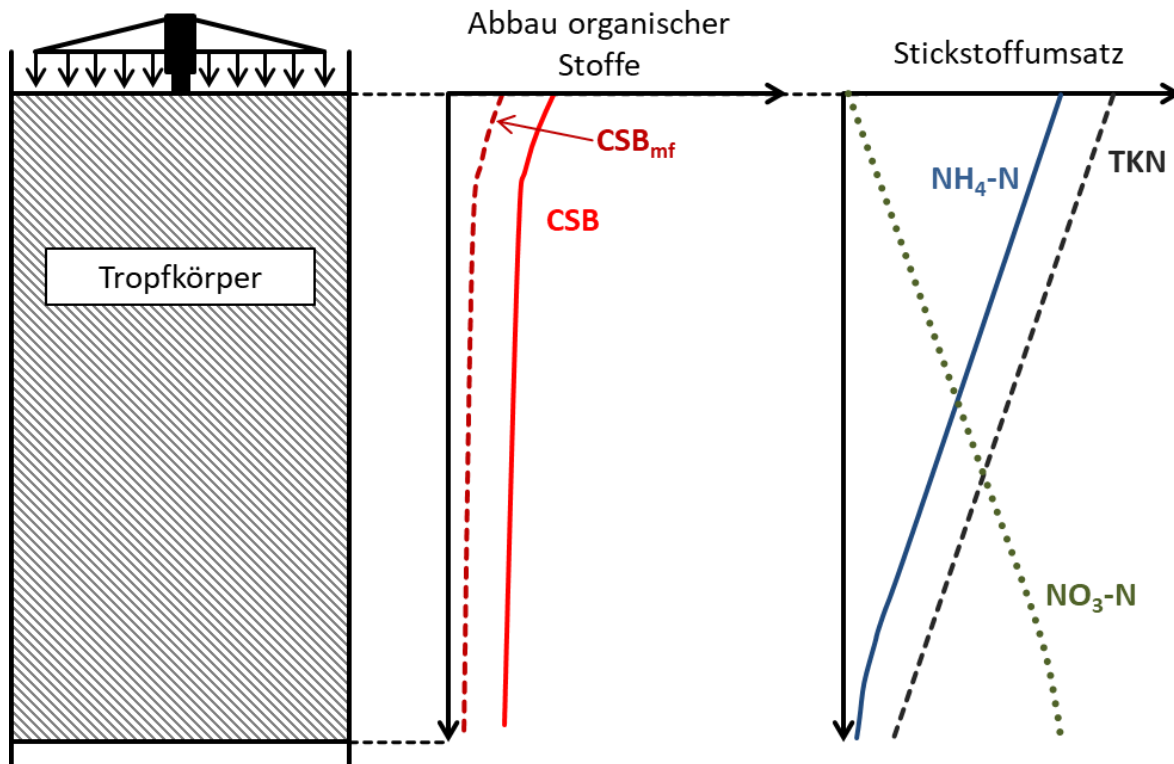


Abbildung 4: Konzentrationsprofile über die Füllmaterialhöhe in einem Nitrifikationstropfkörper [in Anlehnung an *Gullicks and Cleasby, 1990 (Abb. 3 und 4)*]

Da die autotrophen Nitrifikanten vergleichsweise dünne Biofilme ausbilden (< 1 mm), können in Nitrifikationstropfkörpern auch Füllmaterialien mit sehr hohen spezifischen Oberflächen, von z.T. > 200 m²/m³, eingesetzt werden [*Wik, 2003; Bounds et al., 2010*]. Mit steigender spezifischer Oberfläche erhöhen sich die Anforderungen an den Feststoffrückhalt in den vorgeschalteten Behandlungsstufen, um eine Verstopfung des Füllmaterials zu vermeiden. Wie in Kapitel 2.5.2 anhand der erzielbaren Nitrifikationsraten gezeigt wird, kommen aufgrund der höheren Leistungsfähigkeit überwiegend kreuzstrukturierte Packungen zum Einsatz.

Für eine weitgehende Benetzung des eingesetzten Füllmaterials, steigt mit zunehmender spezifischer Oberfläche auch die erforderliche Flächenbeschickung. So geben beispielsweise *Gujer and Boller, 1986* eine erforderliche Flächenbeschickung von rd. 4,0 m/h für eine weitgehende Benetzung eines Füllmaterials mit einer spezifischen Oberfläche von 230 m²/m³ an (vgl. 2.6.5). Trockenstellen auf dem Füllmaterial bieten der Tropfkörperfliege eine Ablagemöglichkeit für ihre Eier. In diesem Zusammenhang wurde bereits häufig dokumentiert, dass ein massenhaftes Auftreten von Tropfkörperfliegen durch das abgrasen

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

des dünnen Biofilms zu einem drastischen Einbruch der Nitrifikationsleistung führte. Gleiches gilt für einen übermäßigen Befall mit Schnecken [Parker et al., 1989 und 1995; Andersson et al., 1993; Palsdottir and Bishop, 1997].

Auch in Abwesenheit grasender Makroinvertebraten kann bei Nitrifikationstropfkörpern, die darauf ausgelegt sind niedrige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen zu erzeugen, ein in Fließrichtung zunehmend dünner werdender und zum Teil lückenhafter Biofilm auf dem Füllmaterial festgestellt werden. Dies lässt sich auf den in Abbildung 4 dargestellten zunehmenden Substratmangel aufgrund der fortschreitenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Oxidation zurückführen. Der Substratmangel ist vor allem zu Zeiten der Schwachlast besonders ausgeprägt. Bei Belastungsspitzen weisen die unteren Tropfkörperschichten dann eine reduzierte Leistungsfähigkeit aufgrund des Mangels an aktiver Biomasse auf [Pearce and Jarvis, 2011; Persson et al., 2002; Gujer and Boller, 1986]. Dies ist mit ein Grund dafür, dass das erforderliche Füllmaterialvolumen bei Nitrifikationstropfkörpern die dauerhaft niedrige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen erzielen sollen, überproportional ansteigt [Parker et al., 1989; Pearce and Williams, 2011]. Eine Möglichkeit zur Verringerung des Biomassegradienten bildet die „alternierende Doppelfiltration (ADF)“, bei der zwei Nitrifikationstropfkörper in Reihe geschaltet werden und der Führungstropfkörper regelmäßigen Intervallen wechselt. Mit der ADF werden auch die unteren Tropfkörperschichten des Führungstropfkörpers mit Substrat versorgt, wodurch sich ein homogener Biofilm ausbilden kann [Gujer and Boller, 1986].

Die Überschussschlammproduktion in Nitrifikationstropfkörpern fällt aufgrund des geringen Zellertrags der autotrophen Nitrifikanten ($0,16 \text{ g TS/ g N}_{\text{oxidiert}}$ [Metcalf and Eddy, 2003; S. 613]) sehr gering aus. So konnte in zahlreichen Studien aufgrund der Hydrolyse von Feststoffen aus dem Zulauf, eine Abnahme des Feststoffgehalts zwischen Tropfkörperzu- und Ablauf festgestellt werden [Zimmermann et al., 2003; Wall, 2002; Albertson and Okey, 2001]. In Abhängigkeit der geforderten Ablaufqualität können so Schönungsteiche oder einfache Filter eine konventionelle Nachklärung ersetzen oder gar vollständig auf eine Nachbehandlung verzichtet werden [ATV-AG 2.6.5 (1989); Parker et al., 1997].

2.5.2 Umsatzraten

Die in Nitrifikationstropfkörper erzielten Umsatzraten werden üblicherweise über die NH₄-N-Zu- und Abauffrachten berechnet und mit Bezug auf die spezifische Oberfläche des eingesetzten Füllmaterials in g NH₄-N/(m²·d) angegeben [Parker and Richards, 1986], vgl. Gleichung (1):

$$k_{NH_4} = \frac{(B_{d,NH_4,ZU} - B_{d,NH_4,AB}) \cdot 1000}{A_S \cdot V_{TK}} \quad [g/(m^2 \cdot d)] \quad (1)$$

mit:	k_{NH_4} :	Spezifische Nitrifikationsrate	[g/(m ² ·d)]
	$B_{d,NH_4,ZU}$:	NH ₄ -N-Fracht im Tropfkörperzulauf	[kg/d]
	B_{d,NH_4} :	NH ₄ -N-Fracht im Tropfkörperablauf	[kg/d]
	A_S :	Spezifische Oberfläche des Füllmaterials	[m ² /m ³]
	V_{TK} :	Tropfkörpervolumen	[m ³]

Allgemein besteht eine Abhängigkeit der Nitrifikationsraten von der Abwassertemperatur und der NH₄-N-Konzentration [ATV-Handbuch, 1997]. Die Abhängigkeit der Nitrifikationsraten im Biofilm von der Substratkonzentration wird i.d.R. über eine Monod-Gleichung dargestellt [Boller et al., 1990 zitiert in Gujer, 2010], vgl. Gleichung (2):

$$k_{NH_4} = k_{NH_4,max} \cdot \frac{k_{NH_4}}{K_m + k_{NH_4}} \quad [g/(m^2 \cdot d)] \quad (2)$$

mit:	$k_{NH_4,max}$:	Maximale spezifische Nitrifikationsrate	[g/(m ² ·d)]
	K_m :	Halbsättigungskonstante	[mg/l]

Für die Halbsättigungskonstante (K_m) werden Werte zwischen 1 und 2 mg/l genannt [Dorias, 1996; Boller et al., 1990 zitiert in Gujer, 2010]. Zahlreiche Publikationen weisen darauf hin, dass bei NH₄-N-Ablaufkonzentrationen von rd. > 3 - 5 mg/l kein signifikanter Einfluss der Substratkonzentration auf die Umsatzraten mehr vorliegt; d.h. eine Reaktion 0. Ordnung bzgl. der NH₄-N-Konzentration angenommen werden kann [Parker et al., 1989; Boller and Gujer,

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

1986]. Im Bereich hoher Substratkonzentrationen werden die Umsatzraten dann durch die Verfügbarkeit des gelösten Sauerstoffs bestimmt [Okey and Albertson, 1989; Hem et al., 1994]. Eine Verbindung zwischen den Umsatzraten und der Abwassertemperatur ergibt sich im Bereich der Sauerstofflimitierung neben der temperaturabhängigen Stoffwechselaktivität der Nitrifikanten auch über die Temperaturabhängigkeit der Sauerstofflöslichkeit im Wasserfilm. Wie in Kapitel 2.6.1 dargelegt wird, besteht aufgrund der komplexen Interaktion verschiedener Einflussfaktoren jedoch bislang keine Einigkeit über das Ausmaß des Temperatureinflusses auf die Nitrifikationsraten [u.a. Okey and Albertson, 1989b; Zhu and Chen, 2002; Logan, 1993].

Tabelle 1 fasst Literaturangaben zu maximalen Nitrifikationsraten in Abhängigkeit der Abwassertemperatur und des eingesetzten Füllmaterials zusammen.

Tabelle 1: Maximale Nitrifikationsraten in Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe

Anlage	Füllmaterial *	T _w [°C]	k _{NH₄,max} [g NH ₄ -N/(m ² ·d)]	Quelle
Midland, USA	VF 89 m ² /m ³	7 - 13	0,9 - 1,2	Parker, 1998
Lima, USA	VF 89 m ² /m ³	18 - 22	1,2 - 1,8	Parker, 1998
Bloom Township, USA	VF 89 m ² /m ³	17 - 22	1,1 - 1,2	Parker, 1998
Zürich, Schweiz	VF 92 m ² /m ³	N.A.	1,6	Metcalf and Eddy, 2003
Central Valley, USA	XF 140 m ² /m ³	11 - 20	2,3 - 3,2	Parker, 1998
Malmö, Schweden	XF 140 m ² /m ³	13 - 20	1,6 - 2,8	Parker, 1998
Littleton, USA	XF 140 m ² /m ³	15 - 20	1,7 - 2,3	Parker, 1998
Zürich, Schweiz	XF 223 m ² /m ³	N.A.	1,2	Metcalf and Eddy, 2003

* VF = vertikal strukturierte Packung; XF = kreuzstrukturierte Packung

Aus Tabelle 1 sticht hervor, dass sich bei vergleichbaren Abwassertemperaturen mit den kreuzstrukturierten Packungen höher Nitrifikationsraten erzielen lassen als mit den vertikal strukturierten Packungen. Zu der erhöhten Leistungsfähigkeit tragen u.a. eine bessere Sauerstoffversorgung des Biofilms durch eine höhere Turbulenz im Wasserfilm sowie allgemein eine bessere Benetzung der Füllmaterialoberfläche bei [Bounds et al., 2010; Metcalf and Eddy, 2003]. Ferner wird ersichtlich, dass die kreuzstrukturierte Packung mit der höchsten spezifischen Oberfläche (223 m²/m³) die niedrigsten Umsatzraten aufweist. Hierbei kann nur vermutet werden, dass die Nitrifikationsraten durch den Bezug auf eine unzureichend benetzte Füllmaterialoberfläche unterschätzt wurden. Ein Bezug auf die aktive Oberfläche ist jedoch nicht möglich, da diese nicht bestimmt werden kann [Gullicks and

Cleasby, 1990]. Weiterhin geben *Parker et al., 1989* zu bedenken, dass sich über Zu- und Ablaufkonzentrationen nur „scheinbar maximale Nitrifikationsraten“ berechnen lassen, da die Biomassegradienten in den unteren Tropfkörperschichten die Leistungsfähigkeit einschränken (vgl. 2.5.1). So lassen sich streng genommen nur in den obersten Füllmaterialschichten maximale Nitrifikationsraten erzielen, die dann über Profilmessungen bestimmt werden müssen.

Des Weiteren stellt die ATV-Arbeitsgruppe 2.3.6. in ihrem Arbeitsbericht „Mehrstufige biologische Kläranlagen“ einen Zusammenhang zwischen der Feststoffbelastung eines Nitrifikationstropfkörpers und den maximal erzielbaren Nitrifikationsraten her [*ATV-AG 2.6.5, 1989*]. So hängen die maximalen Umsatzraten in Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe wie folgt von der Vorbehandlung ab:

- 1,0 g NH₄-N/(m²·d) ohne Feststoffabtrennung
- 2,0 g NH₄-N/(m²·d) nach Zwischenklärung
- 3,0 g NH₄-N/(m²·d) nach Filtration

Die angegebenen Werte beziehen sich dabei auf eine Abwassertemperatur von 10 °C sowie eine NH₄-N-Ablaufkonzentration von 5 mg/l. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommt *Boller et al., 1990* der in Scheibentauchkörpern nach Filtration eine maximale Umsatzleistung von 3,1 g NH₄-N/(m²·d) und ohne Filtration von 2,0 NH₄-N/(m²·d) feststellte [*zitiert in Gujer, 2010*]. Wie in Kapitel 2.3 erläutert wurde, blockieren adsorbierte Feststoffe die Biofilmoberfläche und hemmen damit die Diffusion von gelösten Stoffen. Zudem fördern organische Partikel die Konkurrenz zwischen heterotrophen Kohlenstoffoxidierern und autotrophen Nitrifikanten.

Umsatzraten für die Bemessung von Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe

Im Gegensatz zu einstufigen Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Nitrifikation, spielt die organische Raumbelastung für die Auslegung von Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe keine Rolle. Hier basiert die Bemessung i.d.R. auf flächenbezogenen Nitrifikationsraten [*Dorias, 1996*]. Wie bereits bei der Diskussion der maximalen Nitrifikationsraten angedeutet wurde, werden diese jedoch von zahlreichen, zum Teil interagierenden Faktoren beeinflusst, weshalb kein Konsens über einen Auslegungswert besteht [*Zimmermann et al., 2003*].

Okey and Albertson, 1989b schlagen nach der Auswertung von Betriebsdaten verschiedener Nitrifikationstropfkörper einen Bemessungswert von $\leq 1,2 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ vor, um eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Elimination $> 80 \%$ $\text{NH}_4\text{-N}$ -Elimination erzielen zu können. Nach ihren Angaben bedarf es keiner Anpassung des Auslegungswertes im Temperaturbereich von 7 bis 29 °C. Die fehlende Temperatursensitivität begründen sie damit, dass die mit der Temperatur steigende Enzymaktivität der Nitrifikanten durch die gleichzeitig sinkende Sauerstoffverfügbarkeit im Biofilm weitgehend kompensiert wird (s. auch 2.6.1). Von einer vergleichbaren Größenordnung gehen *Müller et al., 2006* aus, die anhand verschiedener Publikationen für Tropfkörper mit Kunststofffüllmaterial einen Auslegungswert von 0,85 bis 1,5 $\text{g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ empfehlen. Die Water Environment Federation [*WEF, 2010*] schlägt vor, in Abhängigkeit der angestrebten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration eine Flächenbelastung zwischen 0,5 und 2,4 $\text{g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ anzusetzen. Hierbei werden Ablaufwerte im Bereich von 0,5 bis 3,0 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ prognostiziert [zitiert in *Li et al., 2014*].

Das im deutschsprachigen Raum weit verbreitete Bemessungsregelwerk *ATV-A 281, 2001*, empfiehlt für die Dimensionierung von Nitrifikationstropfkörpern eine TKN-Raumbelastung von $\leq 0,2 \text{ kg TKN}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ für Füllmaterialien mit einer spezifischen Oberfläche von $\leq 200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ anzusetzen (vgl. 2.7.2). Ein mathematischer Modellansatz, der die Abwassertemperatur bei der Bemessung von Nitrifikationstropfkörpern berücksichtigt, wird mit der *Gujer and Boller* Gleichung in Kapitel 2.7.6 vorgestellt. *Gujer and Boller, 1986* setzten eine maximale Nitrifikationsrate von 0,85 $\text{g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ bei einer Abwassertemperatur von 10 °C als Bemessungswert an.

2.6 Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung

2.6.1 Temperatur

Die Abwassertemperatur wird neben der Erwärmung von Trinkwasser in Haushalten wesentlich durch die klimatischen Randbedingungen bestimmt und kann je nach geografischer Lage im Bereich von ca. 3 bis 35 °C liegen [Metcalf and Eddy, 2003; S. 54]. In diesem Temperaturbereich wird sowohl in Bezug auf die Kohlenstoffelimination als auch die Nitrifikation mit einer Zunahme der Reinigungsleistung mit steigender Abwassertemperatur gerechnet [Wolf, 1980; 1984]. Jedoch weisen die Literaturangaben zum Ausmaß des Temperatureinflusses ein breites Spektrum auf, was sich nicht zuletzt auf die unterschiedlichen und z.T. interagierenden Wirkungspfade der Abwassertemperatur zurückführen lässt:

- **Stoffwechselkinetik und Wachstum von Organismen**

Ein direkter Temperatureinfluss kann auf die Wachstumsraten und damit den Substratabbau von Organismen beobachtet werden [Grady et al., 1999; S. 111]. Sowohl für heterotrophe als auch autotrophe Bakterien ist mit einer Zunahme der maximalen Wachstumsrate (μ_{\max}) mit steigender Abwassertemperatur zu rechnen [Henze et al., 2002; S. 85/93]. Neben μ_{\max} konnten auch die Halbsättigungskonstante (K_S) und der Zellertrag (Y) als temperaturabhängige Faktoren identifiziert werden. Aufgrund der z.T. widersprüchlichen Ergebnisse in Studien, bleibt der Temperatureinfluss bei diesen Faktoren i.d.R. jedoch unberücksichtigt [Painter, 1970; Grady et al., 1999; S. 111].

- **Tropfkörperbelüftung und Sauerstofflöslichkeit in Wasser**

Für die aeroben Stoffwechselprozesse in einem Tropfkörper spielt die Sauerstoffversorgung des Biofilms eine entscheidende Rolle. Hierbei gilt es zunächst die Temperaturabhängigkeit des konvektiven Luftzugs in natürlich belüfteten Tropfkörpern zu betrachten, da über die Belüftung der Wasserfilm und schließlich der Biofilm mit Sauerstoff versorgt werden. Gleichen sich die Temperaturen der Umgebungsluft und des Abwassers an, kann der konvektive Luftstrom durch den Tropfkörper zum Erliegen kommen [Pressinotti, 2010]. Durch die Implementierung einer technischen Belüftung kann einer mangelhaften Luftversorgung jedoch

entgegengewirkt werden [Wik, 2003]. Des Weiteren ist die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasserfilm eine Funktion der Wassertemperatur, wobei die Sauerstofflöslichkeit mit zunehmender Temperatur sinkt [Howland, 1953]. Ist der Abbau organischer Stoffe oder die Nitrifikation von $\text{NH}_4\text{-N}$ bei hohen Substratkonzentrationen sauerstofflimitiert, wird damit die Leistungsfähigkeit eines Biofilms mit steigender Temperatur zunehmend beeinträchtigt [Okey and Albertson, 1989b]. Für den Temperaturbereich zwischen 0 und 40 °C kann die Sauerstoffsättigungskonzentration in Abhängigkeit der Wassertemperatur nach Gleichung (3) berechnet werden [Zhu and Chen, 2002]:

$$C_{DO,sat}(T) = \frac{468}{31,6 + T_W} \quad [\text{mg/l}] \quad (3)$$

mit $C_{DO,sat}(T)$: Sättigungskonzentration des gelösten Sauerstoffs
in Abhängigkeit der Wassertemperatur [mg/l]
 T_W : Wassertemperatur [°C]

Erhöht sich die Abwassertemperatur von 5 auf 30 °C, ergibt sich nach Gleichung (3) eine Reduktion der Sauerstoffsättigungskonzentration um rd. 41 %. Neben der Sättigungskonzentration, weisen auch die Diffusion und die Viskosität des Wassers eine Temperaturabhängigkeit auf. Unter anderem besteht dabei sowohl über die Diffusion als auch über die Viskosität des Wassers ein indirekter Temperatureinfluss auf die Sauerstoffversorgung des Biofilms.

- **Diffusion und Viskosität**

In Kapitel 2.3 wurde auf die Bedeutung der Diffusion für die Stoffwechselprozesse und damit Reinigungsleistung von Biofilmprozessen hingewiesen. Unter anderen verweisen Zhu and Chen, 2002, Gullicks and Cleasby, 1986, Okey and Albertson, 1989b und Salvetti et al., 2006 auf die Temperaturabhängigkeit des diffusiven Stofftransports, wobei sich bei höheren Temperaturen steigende Diffusionskoeffizienten positiv auf den Substratflux in den Biofilm auswirken. Darüber hinaus ist die Dicke des Wasserfilms proportional zur Viskosität des Wassers und damit invers proportional zur Abwassertemperatur [Logan and Parker, 1990; Schröpfer et al., 1933]. Hierbei wirkt sich eine niedrigere Viskosität über eine

abnehmende Grenzschichtdicke ebenfalls positiv auf den Substratflux aus [Logan, 1993]. Demgegenüber steht eine Verkürzung der hydraulische Aufenthaltszeit aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeit, die sich wiederum negativ auf die Reinigungsleistung auswirkt [Logan et al., 1987]. Logan et al., 1987 fassen den Temperatureinfluss in Abhängigkeit der Diffusionskoeffizienten und der Wasserviskosität wie folgt zusammen:

$$D_T = D_{20} \cdot \frac{T}{293} \cdot \frac{v_{20}}{v_T} \quad [mg/l] \quad (4)$$

mit	D_T :	Diffusionskoeffizient in Abhängigkeit der Abwassertemperatur	[m ² /s]
	T:	Wassertemperatur	[K]
	v:	Viskosität des Wassers	[m ² /s]

Da der Flux in den Biofilm neben dem Diffusionskoeffizienten und der Viskosität des Wassers hauptsächlich vom Konzentrationsgradienten des Substrates bestimmt wird, kommt es bei der Diffusion von gelöstem Sauerstoff durch die sinkenden Sättigungskonzentrationen mit steigender Temperatur zu einem gegenläufigen Prozess [Di Trapani et al., 2011].

- **Biofilmdicke**

Allgemein ist bekannt, dass die Dicke des Biofilms im Tropfkörper einen saisonalen Verlauf aufweist. Hierbei kann im Herbst und Winter eine Zunahme der Biofilmdicke festgestellt werden. Im Frühjahr kommt es dann zu einer Phase des verstärkten Überschussschlammaustrags mit der die Dicke des Biofilms wieder abnimmt. Im Sommer liegen dann vergleichsweise dünne Biofilme vor [Gebert, 2001; Honda and Matsumoto, 1983; Gray, 1983 zitiert in Gray and Learner, 1984b; Gromiec et al., 1972; Gullicks and Cleasby, 1990]. Wie Honda and Matsumoto, 1983 anhand einer Literaturrecherche zeigen konnten, wird der saisonale Verlauf der Biofilmdicke häufig auf eine reduzierte Fraßtätigkeit der Makroinvertebraten (Fliegen, Würmer, etc.) im Winter bzw. eine Zunahme der Aktivität im Frühjahr und Sommer zurückgeführt.

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

Sowohl *Honda and Matsumoto, 1983* als auch *Gray, 1983* [zitiert in *Gray and Learner, 1984b*] machen jedoch hauptsächlich eine verringerte endogene Atmung bei niedrigen Abwassertemperaturen für die Zunahme der Biofilmdicke verantwortlich. Des Weiteren konnte *Gebert, 2001* in umfangreichen Untersuchungen an halbtechnischen und technischen Tropfkörpern zeigen, dass die Differenz zwischen Luft und Abwassertemperatur einen entscheidenden Einfluss auf das Anwachsen und die Abstoßung des Biofilms hat. So kühlt der Biofilm zunächst bei niedrigen Lufttemperaturen im Herbst und Winter aus bevor er anwächst und erwärmt sich im Frühjahr bei steigenden Lufttemperaturen vor seiner Abstoßung.

In Bezug auf die Abwasserreinigung konnte *Gebert, 2001* zudem zeigen, dass sich eine hohe Biomassekonzentration im Winter positiv auf die Reinigungsleistung eines Tropfkörpers auswirkt. Er führte dies darauf zurück, dass geringere Umsatzraten der einzelnen Mikroorganismen durch ihre höhere Anzahl ausgeglichen werden können. Zudem konnte er mit Verweilzeitmessungen nachweisen, dass die hydraulische Aufenthaltszeit bei dicken Biofilmen zunimmt. Jedoch sorgt die Biofilmlösung im Frühjahr dann für instabile Betriebsverhältnisse, die durch erhöhte Ablaufwerte charakterisiert sein können.

Abgesehen von den einzelnen temperaturabhängigen Faktoren gibt *Wolf, 1987* zu bedenken, dass bei schwach belasteten Tropfkörpern eine Volumenreserve besteht, die jeglichen Temperatureinfluss auf die Reinigungsleistung verschleiern kann.

Wird jedoch versucht den Temperatureinfluss zu quantifizieren, erfolgt dies i.d.R. über einen Van't Hoff-Arrhenius Ansatz [*Wolf, 1987*]:

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad [-] \quad (5)$$

mit	k_T :	Reaktionsgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Wassertemperatur	[-]
	T:	Wassertemperatur	[°C]
	θ :	Temperaturfaktor	[-]

Mit Gleichung (5) wird die Abhängigkeit einer prozessspezifischen Reaktionsgeschwindigkeit - z.B. einer flächenbezogenen Nitrifikationsrate bei 10 °C ($k_{\text{NH}_4,10}$) - von der Abwassertemperatur über einen Temperaturfaktor (Θ) beschrieben. Obwohl sich der Temperaturfaktor für verschiedene Temperaturbereiche beträchtlich ändern kann, wird Θ häufig als konstant angenommen [Metcalf and Eddy, 2003]. Ferner weisen Pressinotti, 2010 und Okey and Albertson, 1989b darauf hin, dass Θ sowohl bei der Kohlenstoffelimination als auch der Nitrifikation von der Belastung des Tropfkörpers abhängig sein kann.

Um den Dissens über den Temperatureinfluss auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in Biofilmprozessen zu verdeutlichen, fasst Tabelle 2 Angaben zu Temperaturfaktoren aus verschiedenen Studien zusammen.

Tabelle 2: Übersicht zu Temperaturfaktoren (Θ) für die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in Biofilmreaktoren

Θ [-]	Bemerkung	Quelle
Nitrifikation		
1,000 - 1,030	Nitrifikationstropfkörper im Bereich von 0,5 bis 2,0 g N/(m ² ·d); Zunahme mit steigendem $k_{\text{NH}_4}/k_{\text{NH}_4,\text{max}}$	Okey and Albertson, 1989b
1,000	Kein Temperatureinfluss auf schwach belastete Nitrifikationstropfkörper im Bereich 11 - 28,6 °C	Li et al., 2014
1,045	Nitrifikation im Tropfkörper	Gujer and Boller, 1986
1,010	Annahme basierend auf Betriebsdaten verschiedener Nitrifikationstropfkörper	Okey and Albertson, 1989
1,008 ^a	Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern mit Kunststofffüllmaterial; 10 - 20 °C	Pearce and Edwards, 2011
1,029 ^a	Nitrifikationsraten: 13,8 - 20,2 °C	Parker et al., 1995
1,041 ^a	Basieren auf Untersuchungen an halbtechnischen und technischen Nitrifikationstropfkörpern: 10 - 20 °C	Parker et al., 1986 in Logan, 1993
1,014 ^a	Einfluss der Temperatur auf die maximalen Nitrifikationsraten im Tropfkörpermodell	Logan, 1993
1,021	Untersuchungen zur Nitrifikation in Tropfkörpern zur Behandlung von Teichablauf	Bounds et al., 2010

... Fortsetzung auf nächster Seite

...Fortsetzung Tabelle 2

Kohlenstoffelimination		
1,047	BSB ₅ -Elimination im Tropfkörper	<i>Velz, 1948</i>
1,035	BSB ₅ -Elimination in technischen Tropfkörpern; Temperaturbereich: „nahe“ 0 bis 29,4 °C	<i>Terence and Christian, 2015</i>
1,037	Glucoseelimination in labortechnischen Scheibentauchkörpern	<i>Särner and Marklund, 1984</i>
1,049 ^a	BSB ₅ -Elimination in Tropfkörpern mit mineralischem Füllmaterial; 10 - 20 °C	<i>Rincke, 1967</i>
1,035	BSB ₅ -Elimination in moderat belasteten Tropfkörpern	<i>Howland, 1953</i>
1,025	BSB ₅ -Elimination im halbtechnischen Tropfkörper	<i>Gromiec et al., 1972</i>
1,038	BSB ₅ -Elimination im halbtechnischen Tropfkörper mit mineralischem Füllmaterial	<i>Christoulas et al., 1990</i>
1,030	BSB ₅ -Elimination im halbtechnischen Tropfkörper	<i>Moodie and Greenfield, 1978</i>
1,032	BSB ₅ -Elimination in Tropfkörpern	<i>Howland, 1958</i> aus Daten von <i>Schröpfer et. al., 1952</i>
1,033	BSB ₅ -Elimination in Tropfkörpern inkl. Nachklärung	
^a Berechnet aus Angaben zu prozentualen Änderungen oder Umsatzraten		

Aus Tabelle 2 geht hervor, dass bei der Kohlenstoffelimination allgemein mit einer höheren Temperatursensitivität als bei der Nitrifikation gerechnet wird, wobei Θ üblicherweise im Bereich von 1,035 liegt. Bei der Nitrifikation wird ein deutlich größerer Bereich angegeben, der zwischen „keinem Einfluss“ $\Theta = 1,000$ und einem starken Einfluss $\Theta = 1,045$ streut.

2.6.2 Füllmaterial

Tropfkörperfüllmaterialien lassen sich zunächst anhand ihrer Werkstoffe in Brocken (Lavaschlacke / Steine) und Kunststofffüllmaterialien unterteilen. Bei den Kunststofffüllmaterialien können weiter unstrukturierte Schüttungen (analog zu den mineralischen Füllmaterialien) und strukturierte Packungen unterschieden werden. Die strukturierten Kunststoffpackungen lassen sich wiederum anhand der Struktur ihrer Kanäle in vertikal strukturierte (vertical-flow; VF) und kreuzstruktur (cross-flow; XF) Packungen separieren. Als Sonderform der Kunststofffüllmaterialien sind noch aufgehängte Kunststoffstreifen bzw. Schnüre zu nennen.

Neben ihrem Werkstoff und ihrer Geometrie, lassen sich Füllmaterialien im Wesentlichen durch ihre spezifische Oberfläche (A_s), angegeben in m^2/m^3 , charakterisieren. Der für die

Abwasserreinigung entscheidende Biomassegehalt bzw. die aktive Biofilmoberfläche stehen dabei grundsätzlich in Relation zur spezifischen Oberfläche des Füllmaterials. In der Praxis besteht jedoch eine Differenz zwischen der aktiven Biofilmoberfläche und der spezifischen Füllmaterialoberfläche, die aus einer unvollständigen Benetzung sowie der Akkumulation überschüssiger Biomasse resultiert. Zwischen der spezifischen Oberfläche des Füllmaterials und der aktiven Biofilmoberfläche (A_{aktiv}) kann folgender Zusammenhang hergestellt werden [Atkinson and Ali, 1978]:

$$A_{\text{aktiv}} (\text{dünner Biofilm}) < A_{\text{aktiv}} (\text{dicker Biofilm}) < A_s (\text{Füllmaterial})$$

Während die spezifische Oberfläche von Lavaschlackebrocken mit $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$ angesetzt wird [ATV-A, 281, 2001], können moderne Kunststoffmaterialien spezifische Oberflächen $> 200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ aufweisen. In diesem Zusammenhang bleibt zudem festzuhalten, dass die spezifische Füllmaterialoberfläche einen definierten Wert darstellt, den die Hersteller bei der Produktion ermitteln. Die im Betrieb mit Biofilm bedeckte und mit Abwasser benetzte Oberfläche ist hingegen messtechnisch nicht zu erfassen und stellt damit einen Schätzwert dar [ATV-A 281, 2001; ATV-Handbuch, 1997].

Für die Reinigungsleistung ist zudem der Hohlraumanteil des Füllmaterials entscheidend. Mit steigendem Hohlraumanteil wird der Überschussschlammaustrag erleichtert, der Luftdurchsatz durch den Tropfkörper erhöht und damit die Sauerstoffversorgung des Biofilms verbessert. Während der Hohlraumanteil von mineralischen Füllmaterialien auf < 40 bis 60% geschätzt wird [Grady et al., 1999 - S. 850; U.S. EPA 832-F-00-014, 2000; ATV-A 281, 2001], besitzen strukturierte Kunststoffpackungen i.d.R. einen Hohlraumanteil $> 90 \%$ [Grady et al., 1999; S. 850].

Im Vergleich zu mineralischen Füllmaterialien können mit Kunststofffüllmaterialien aufgrund ihres größeren Hohlraumanteils und der höheren spezifischen Oberfläche höhere Raumbelastungen behandelt und Stoßbelastungen besser abgefangen werden [Harrison and Hansford, 1976]. Dabei konnten in verschiedenen Studien sowohl bei der Kohlenstoffelimination als auch bei der Nitrifikation mit kreuzstrukturierten Packungen die höchsten Reinigungsleistungen erzielt werden. Eine Ursache für die erhöhte Leistungsfähigkeit wird in der Unterbrechung und Belüftung des Wasserfilms an den

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

Kreuzungspunkten der Kanäle gesehen, wodurch die Verfügbarkeit von gelöstem Sauerstoff an der Biofilmoberfläche steigt. Zudem wirkt sich die Füllmaterialgeometrie über das Fließmuster des Abwassers positiv auf die Füllmaterialbenetzung und die hydraulische Aufenthaltszeit aus [Harris and Hansford, 1976P; Richards and Reinhart 1986; Harrison and Daigger, 1987; Logan et al., 1987; Atkinson and Ali, 1978; Ulug and Ucuncu, 1992; Parker and Merril, 1984]. Bei kohlenstoffoxidierenden Tropfkörpern können Füllmaterialien mit spezifischen Oberflächen zwischen 100 und 150 m²/m³ eingesetzt werden. Die spezifische Oberfläche sollte dabei in Abhängigkeit der organischen Belastung und damit im Hinblick auf die Verstopfungsgefahr durch das Biomassewachstum gewählt werden [ATV-A 281, 2001]. Bei organisch hochbelasteten Tropfkörpern erweisen sich vertikal strukturierte Kunststoffmaterialien als vorteilhaft, da die vertikale Durchgängigkeit der Kanäle den Überschussschlammaustrag erleichtert und die Anfälligkeit für Verstopfungen reduziert [Randall et al., 1997]. Im Bereich niedriger Raumbelastungen (< 0,35 bis 0,45 kg BSB₅/(m³·d)) ist die Reinigungsleistung von Kunststoff- und mineralischen Füllmaterialien vergleichbar [Gray and Learner, 1984; Ulug and Ucuncu, 1992; Harrison and Daigger, 1987].

Aufgrund der dünnen autotrophen Biofilme besteht bei nitrifizierenden Tropfkörpern allgemein keine Verstopfungsgefahr. Wird über die hydraulische Beschickung die Benetzung des Füllmaterials mit Abwasser sichergestellt (vgl. 2.6.5), steigt die Nitrifikationsleistung annähernd proportional zur spezifischen Oberfläche des Füllmaterials. In nitrifizierenden Tropfkörpern werden aus diesen Gründen kreuzstrukturierte Packungen mit spezifischen Oberflächen im Bereich von 150 bis > 200 m²/m³ eingesetzt [Gujer and Boller, 1986; Parker et al., 1989]. Parker et al., 1989 geben jedoch zu bedenken, dass mit zunehmender spezifischer Oberfläche die Füllmaterialbenetzung und damit die Ausnutzung der theoretisch zur Verfügung stehenden Oberfläche erschwert wird bzw. nicht möglich ist. Die Entwicklung von Trockenstellen birgt die Gefahr eines Fliegenbefalls welche die Nitrifikationsleistung beeinträchtigen oder gar zum Erliegen bringen kann [Parker et al., 1989].

2.6.3 Organische Belastung

Die organische Belastung ist ein grundlegender Parameter für die Bemessung von Tropfkörpern, da sie u.a. über die Konkurrenz zwischen den heterotrophen Kohlenstoffoxidierern und den autotrophen Nitrifikanten das Reinigungsziel - Kohlenstoffelimination mit oder ohne Nitrifikation - sowie die dabei erreichbare Ablaufqualität bestimmt. Aus historischen Gründen bezieht sich die Angabe der organischen Belastung bei Tropfkörpern auf den Summenparameter BSB₅ und wird normiert auf das Tropfkörpervolumen mit der Einheit kg BSB₅/(m³·d) als BSB₅-Raumbelastung angegeben [u.a. ATV-A281, 2001; U.S. EPA 832-F-00-014], vgl. Gleichung (6):

$$B_{R,BSB} = \frac{B_{d,BSB}}{V_{TK}} \quad [kg \text{ BSB}_5 / (m^3 \cdot d)] \quad (6)$$

mit: $B_{R,BSB}$: BSB₅-Raumbelastung [kg BSB₅/(m³·d)]
 $B_{d,BSB}$: BSB₅-Fracht im Tropfkörperzulauf [kg BSB₅/d]
 V_{TK} : Volumen des Tropfkörpers [m³]

Einfluss auf die Kohlenstoffelimination

Durch die Auswertung der Betriebsdaten von 44 brockengefüllten Tropfkörperanlagen des Ruhrverbandes konnte *Imhoff, 1979* über ein breites Spektrum an BSB₅-Raumbelastungen die Abhängigkeit der CSB-Elimination und der CSB-Ablaufkonzentration von der organischen Belastung ermitteln. Auch *Wolf, 1984* konnte bei verschiedenen brockengefüllten Tropfkörperanlagen der Größenklasse (GK) 2 und 3 in Deutschland, einen Zusammenhang zwischen der BSB₅-Raumbelastung und den CSB-Konzentrationen im Ablauf feststellen, vgl. Abbildung 5.

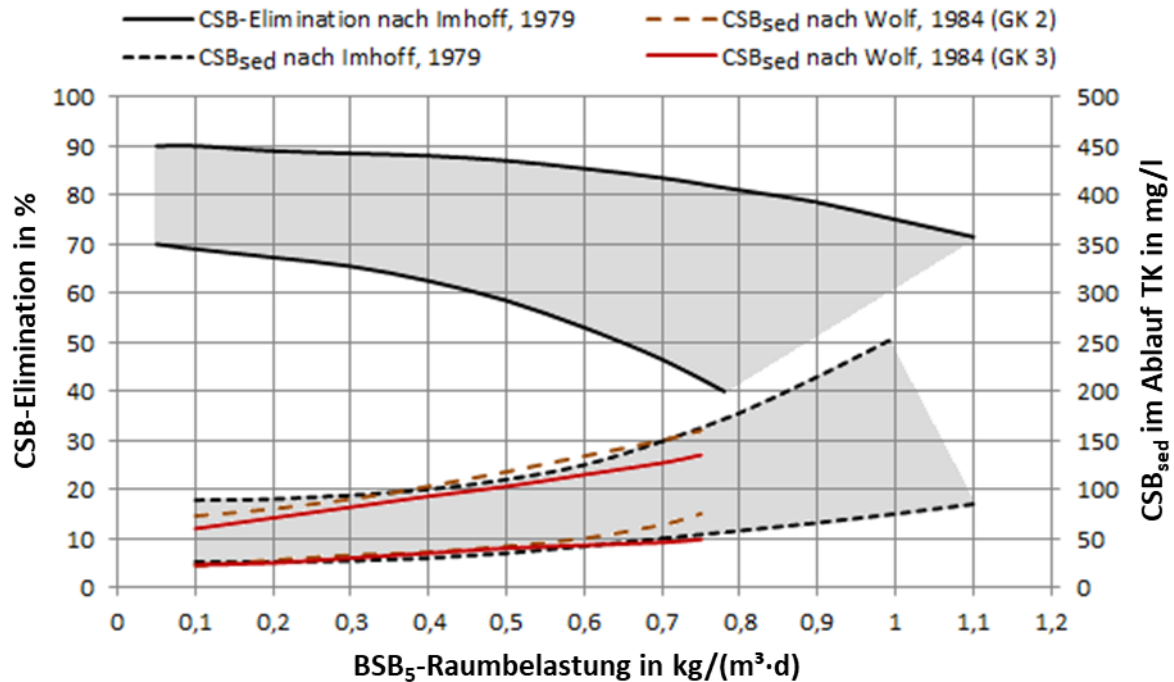


Abbildung 5: CSB-Elimination und CSB_{sed}-Ablaufkonzentration brockengefüllter Tropfkörper Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung im gemäßigten Klima [Imhoff, 1979; Wolf, 1984]; Ablaufkonzentrationen nach Imhoff, 1979: 24 h-Mischproben aus dem Ablauf der Nachklärung inkl. erneutem Absetzen der Probe im Labor für 2 h; Ablaufkonzentrationen nach Wolf, 1984: Mittelwert aus 5 aufeinanderfolgenden 2 h-Mischproben aus dem Ablauf der Nachklärung; GK = Größenklasse

Während der in Abbildung 5 dargestellte Vertrauensbereich der CSB-Elimination nach den Erfahrungen von Imhoff, 1979 auf verschiedene Zulaufkonzentrationen anwendbar ist, sind die CSB-Konzentrationen im Tropfkörperablauf (sedimentierte Probe) nur für eine CSB-Konzentration von rd. 400 mg/l (rd. 200 mg/l BSB₅) im Ablauf der Vorklärung sowie einer normalen Lastdynamik gültig.

Aus dem Verlauf der Vertrauensbereiche kann abgeleitet werden, dass die CSB-Elimination mit zunehmender BSB₅-Raumbelastung abnimmt bzw. die CSB-Ablaufkonzentrationen steigen. Dabei können die Ergebnisse von Imhoff, 1979 bezüglich der CSB-Ablaufkonzentrationen von Wolf, 1984 bestätigt werden. Das Auffächern der Vertrauensbereiche der CSB-Elimination und CSB-Ablaufkonzentration mit steigender BSB₅-Raumbelastung verweist zudem darauf, dass mit steigender organischer Belastung mit einer erhöhten Variabilität in der Reinigungsleistung gerechnet werden muss.

Über die dargestellten Ergebnisse in Bezug auf die CSB-Elimination und CSB-Konzentrationen im Ablauf der Tropfkörperanlagen, können den Publikationen von *Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984* auch Hinweise zur erzielbaren BSB₅-Elimination sowie den BSB₅-Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung entnommen werden.

Während die von *Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984* an technischen Tropfkörpern in Deutschland gewonnenen Ergebnisse für gemäßigte Klimate repräsentativ sind, konnte *Pressinotti, 2010* mit einem halbtechnischen Tropfkörper, der zur Hälfte mit brocken und zur anderen Hälfte mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($A_5 = 150 \text{ m}^2/\text{m}^3$) gefüllt war, die Auswirkungen der BSB₅-Raumbelastung auf die CSB-Elimination bei erhöhten Abwassertemperaturen ($T_w = 25 \text{ °C}$) erforschen, vgl. Abbildung 6. *Pressinotti, 2010* verwendete für seine Untersuchungen vorgeklärtes Abwasser aus einer kommunalen Kläranlage mit CSB-Konzentrationen im Bereich von rd. 150 - 400 mg/l (CSB:BSB₅ ca. 1,8). Für einen Vergleich mit den Daten von *Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984* ist zu beachten, dass *Pressinotti, 2010* nicht den sedimentierten, sondern den filtrierte CSB (0,45 µm Porenweite) aus 24 h Mischproben im Ablauf der beiden Tropfkörperhälften auswertete. Damit schloss er den Einfluss der Absetzeigenschaften der Feststoffe des Tropfkörperablaufs aus der Auswertung aus.

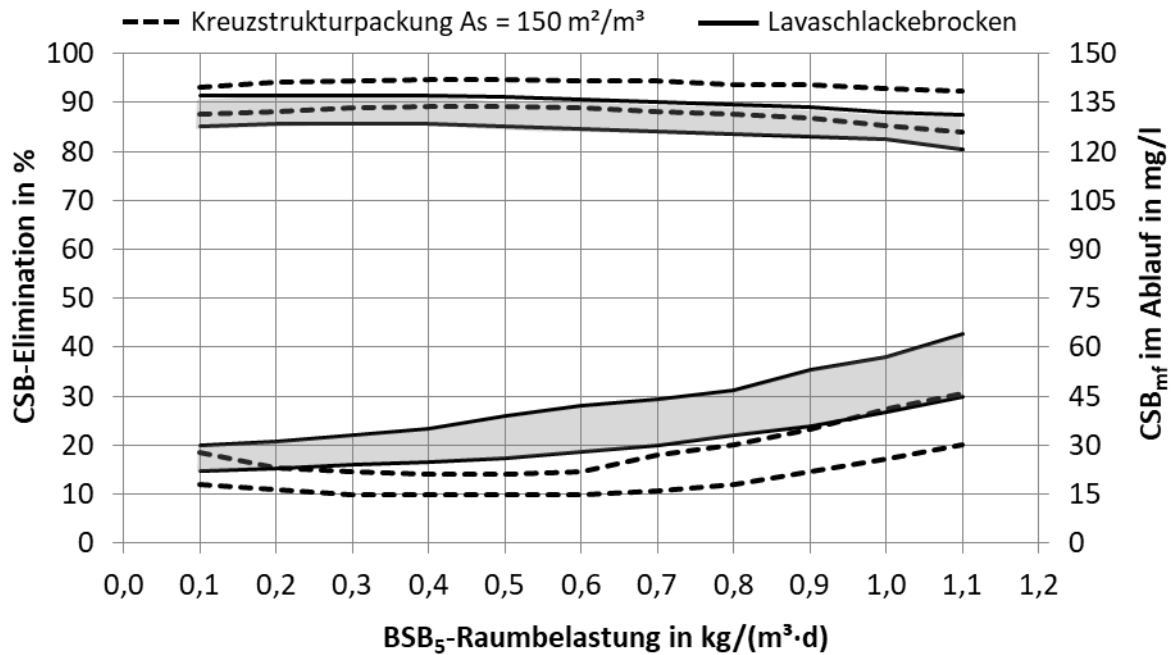


Abbildung 6: CSB-Elimination und CSB_{mf}-Ablaufkonzentration eines halbtechnischen Tropfkörpers, gefüllt zur Hälfte mit Lavaschlackebrocken und zur anderen Hälfte mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($A_s = 150 \text{ m}^2/\text{m}^3$), in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C [Pressinotti, 2010]

Sowohl für die Lavaschlackebrocken als auch für die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung konnte mit dem halbtechnischen Tropfkörper bis zu einer BSB₅-Raumbelastung von 1,15 kg BSB₅/(m³·d) eine CSB-Elimination > 80 % erzielt werden. Analog zu den Ergebnissen von Imhoff, 1979 und Wolf, 1984 konnte auch Pressinotti, 2010 ein Abfallen der CSB-Elimination bei gleichzeitig steigenden CSB_{mf}-Ablaufwerten mit zunehmender BSB₅-Raumbelastung feststellen. Im Vergleich der beiden Füllmaterialien konnte mit der kreuzstrukturierten Kunststoffpackung aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche (150 m²/m³ vs. rd. 90 m²/m³) über das gesamte Belastungsspektrum eine höhere Reinigungsleistung, bei gleichzeitig niedrigeren Ablaufwerten erzielt werden. Die im Vergleich zu Abbildung 5 wesentlich geringere Streuung der Werte kann dabei auf einen sehr stabilen Betrieb aufgrund der stark kontrollierten Randbedingungen zurückgeführt werden [Pressinotti, 2010]. Im Vergleich mit den Daten von Imhoff, 1979 (vgl. Abbildung 5) kam Pressinotti, 2010 zu der Schlussfolgerung, dass die Abwassertemperatur vor allem bei hohen BSB₅-Raumbelastungen (> 0,3 kg/(m³·d)) einen entscheidenden Einfluss auf die Reinigungsleistung

hat. So können mit steigender Abwassertemperatur höhere Raumbelastungen zugelassen bzw. höhere Reinigungsleistungen erzielt werden.

Einfluss auf die Nitrifikation (in einstufigen Tropfkörperanlagen)

Wie bereits in Kapitel 2.4 dargelegt wurde, kann durch die Limitierung der organischen Belastung in einstufigen Tropfkörperanlagen nach dem weitgehenden Abbau organischer Stoffe auch eine Nitrifikation erzielt werden. Den Zusammenhang zwischen der BSB₅-Raumbelastung und der Nitrifikationsleistung konnte *Wolf, 1984* durch die Auswertung von Betriebsdaten brockengefüllter Tropfkörpern in Deutschland ($T_w > 10\text{ °C}$) aufzeigen. Als Indikator für die Nitrifikation verwendete er dabei den Nitratanteil im Tropfkörperablauf ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}}/(\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} + \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})$), vgl. Abbildung 7.

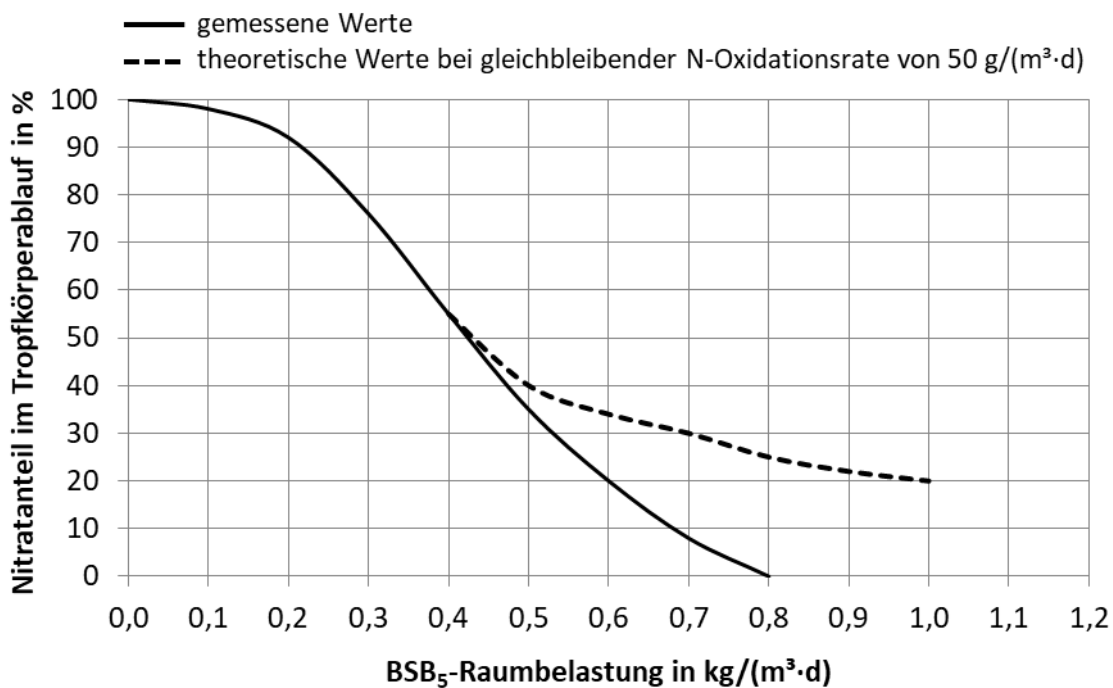


Abbildung 7: Nitratanteil im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper in Deutschland ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}}/(\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} + \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})$) in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung; Abwassertemperatur $> 10\text{ °C}$ [*Wolf, 1984*]

Wie aus Abbildung 7 hervor geht, liegt die Ammoniumoxidation bis zu einer BSB₅-Raumbelastung von knapp über 0,2 kg/(m³·d) bei $> 90\%$. Bis zu einer BSB₅-Raumbelastung von rd. 0,4 kg/(m³·d) entspricht die Nitrifikationsrate ca. 50 g NH₄-N/(m³·d) bzw.

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

0,56 g NH₄-N/(m²·d) bei Bezug auf die spezifische Oberfläche von rd. 90 m²/m³. Steigt die BSB₅-Raumbelastung auf über 0,4 kg/(m³·d) ist eine zunehmende Hemmung der Nitrifikation festzustellen, die bei 0,8 kg/(m³·d) zu einer vollständigen Inhibition führt. *Wolf, 1984* weist jedoch auch darauf hin, dass vor allem im Belastungsbereich > 0,4 kg/(m³·d) i.d.R. Nitrifikation und Denitrifikation simultan ablaufen, wodurch der Nitratanteil im Tropfkörperablauf verringert wird.

Während die Untersuchungsergebnisse von *Wolf, 1984* erneut für die im Inland herrschenden gemäßigten Klimate repräsentativ sind, konnte *Pressinotti, 2010* mit der bereits zuvor beschriebenen halbtechnischen Tropfkörperanlage Erkenntnisse zur Nitrifikation in Abhängigkeit der organischen Belastung bei erhöhten Abwassertemperaturen (T_w = 25 °C) sammeln. Aufgrund der von *Wolf, 1984* bereits erwähnten Problematik mit der simultanen Denitrifikation, entschied sich *Pressinotti, 2010* als Indikator für die Stickstoffoxidation eine TKN-Elimination heranzuziehen ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - N_{org,AB})/TKN_{ZU}$; mit N_{org,AB} = 2,0 mg/l), vgl. Abbildung 8.

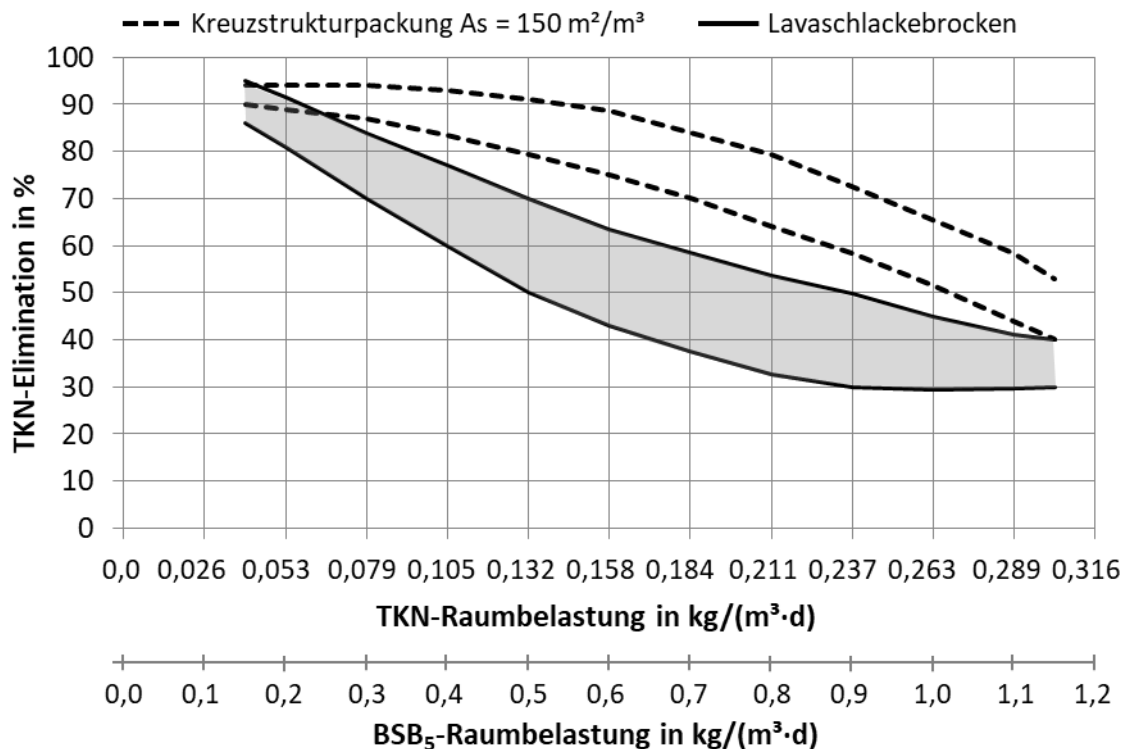


Abbildung 8: TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - N_{org,AB})/TKN_{ZU}$; mit N_{org,AB} = 2,0 mg/l) eines halbtechnischen Tropfkörpers, gefüllt zur Hälfte mit Lavaschlackebrocken und zur anderen Hälfte mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (A_s = 150 m²/m), in Abhängigkeit der TKN- bzw. BSB₅-Raumbelastung (BSB₅:TKN = 3,8) bei einer Abwassertemperatur von 25 °C [*Pressinotti, 2010*]

Die von *Pressinotti, 2010* publizierte TKN-Elimination wurden mit Bezug auf die TKN-Raumbelastung angegeben. Da er bereits an anderer Stelle festhielt, dass bei seinen Versuchen keine Abhängigkeit zwischen dem BSB₅:TKN-Verhältnis auf die NH₄-N-Elimination festgestellt werden konnte [*Pressinotti et al., 2007*], werden im Sinne einer einheitlichen Bezugsgröße die Ergebnisse von *Pressinotti, 2010* in Bezug auf die berechneten BSB₅-Raumbelastungen bewertet. Für die Umrechnung wurde ein BSB₅:TKN-Verhältnis von 3,8 - Mittelwert über die Dauer seiner Versuche - verwendet.

Analog zu *Wolf, 1984* konnte auch *Pressinotti, 2010* anhand der TKN-Elimination für beide Füllmaterialien eine Abnahme der Stickstoffoxidation mit zunehmender BSB₅-Raumbelastung feststellen. Für die Tropfkörperhälfte mit Lavaschlackebrockenfüllung lag die TKN-Elimination bis zu einer BSB₅-Raumbelastung von rd. 0,2 kg/(m³·d) bei ≥ 80 %. Bei einer BSB₅-Raumbelastung von > 0,8 kg/(m³·d), bei der nach *Wolf, 1984* eine vollständige Inhibition der Ammoniumoxidation zu erwarten ist, konnte *Pressinotti, 2010* noch bis zu einer BSB₅-Raumbelastung von rd. 1,15 kg/(m³·d) eine Teilnitrifikation mit einer TKN-Elimination > 30 % nachweisen. Unter Berücksichtigung des simultan über Denitrifikation eliminierten Stickstoffs, führte *Pressinotti, 2010* die im Vergleich zu den Daten von *Wolf, 1984* erhöhte Nitrifikationsleistung - insbesondere bei hohen Raumbelastungen - hauptsächlich auf den positiven Einfluss der erhöhten Abwassertemperatur (T_w = 25 °C) zurück.

Zudem ist festzustellen, dass über den gesamten Raumbelastungsbereich mit der kreuzstrukturierten Kunststoffpackung eine höhere TKN-Elimination als mit der Lavaschlackebrockenfüllung erzielt werden konnte. Wie *Pressinotti, 2010* durch eine Normierung auf die spezifische Oberfläche des Füllmaterials zeigen konnte, ist die höhere Leistungsfähigkeit des Kunststoffmaterials im Wesentlichen auf die deutlich höhere spezifische Oberfläche von 152 m²/m³ zurückzuführen. So lag die TKN-Elimination bis zu einer BSB₅-Raumbelastung von rd. 0,45 kg/(m³·d) noch bei ≥ 80 %. Ferner konnte auch bei einer BSB₅-Raumbelastung von 1,0 kg/(m³·d) noch eine TKN-Elimination von ≥ 50 % erzielt werden.

2.6.4 Säurekapazität

Die Säurekapazität des Abwassers spiegelt dessen Pufferkapazität gegenüber Säuren wieder und ist damit für die Stabilität des pH-Werts verantwortlich. Im Abwasser stellt das Kohlensäure-Bikarbonat-Karbonat-Gleichgewicht das dominante pH-Puffersystem dar [Gujer, 1999; S. 47]. Im kommunalen Abwasser, ohne größeren industriellen Einfluss, liegt die Säurekapazität i.d.R. zwischen 3 bis 7 mmol/l [Henze et al., 2002].

Durch die Entstehung von H^+ -Ionen, wird die Säurekapazität bei der Nitrifikation pro mg oxidiertem Ammonium um 0,14 mmol verringert [Müller et al., 2006]. Kommt es aufgrund einer unzureichenden Säurekapazität zu einem Abfall des pH-Werts – optimaler pH-Bereich für die Nitrifikation liegt bei 6,5 bis 8,0 [U.S. EPA 832-F-00-015, 2000] – kann dies zu einer Hemmung der Nitrifikation führen. Das ATV-A 281, 2001 geht davon aus, dass mit einer Säurekapazität von $\geq 0,5$ mmol/l im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper eine Hemmung vermieden werden kann. Konservativere Empfehlungen gehen von 1,5 - 2,0 mmol/l als unteren Grenzwert für den Tropfkörperablauf aus, vgl. Tabelle 3.

Tabelle 3: Erforderliche Säurekapazität im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper zur Vermeidung einer Hemmung der Nitrifikation

Säurekapazität [mmol/l]	Quelle
$\geq 0,1 - 0,2$	Wall, 2002
$\geq 0,5$	ATV-A 281, 2001
$\geq 0,8$	Chen et al., 1989 zitiert in Chen et al., 2006
$\geq 1,0$	U.S. EPA, 2000b
$\geq 1,0$	Siegrist and Gujer, 1987
$\geq 1,5$	Wolf, 1987
$\geq 1,5 - 2,0$	Gujer and Boller, 1986

Palsdottir and Bishop, 1997 und Siegrist and Gujer, 1987 geben ergänzend zu bedenken, dass durch die Diffusionslimitierung und die daraus entstehenden Konzentrationsgradienten (vgl. 1.2), im inneren eines nitrifizierenden Biofilms eine Limitierung der Säurekapazität und damit ein kritischer Abfall des pH-Werts vorliegen kann, der im Wasserfilm so nicht festzustellen ist. Aufgrund dessen kann bei einer instabilen Nitrifikation der pH-Wert, bei einer Messung im Ablauf des Tropfkörpers, als Ursache nicht unmittelbar ausgeschlossen werden [Szwierinski et al., 1986].

2.6.5 Hydraulik

Die hydraulischen Einstellungen umfassen beim Tropfkörperverfahren die Teilaspekte Oberflächenbeschickung (q_A), Spülkraft (SK) sowie eine ggf. vorhandene Rezirkulation. Wie im Folgenden beschrieben wird, sind diese Faktoren eng miteinander verbunden und müssen für eine hohe Reinigungsleistung an die Belastung des Tropfkörpers und das eingesetzte Füllmaterial angepasst werden.

Oberflächenbeschickung und Rezirkulation

Die Oberflächenbeschickung setzt sich aus dem Abwasserzufluss und dem Rezirkulationsvolumenstrom zusammen und trägt mit Bezug auf die Tropfkörperoberfläche die Einheit $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bzw. m/h , vgl. Gleichung (7):

$$q_A = \frac{(Q_{ZU} + Q_{RZ})}{A_{TK}} \quad [\text{m}/\text{h}] \quad (7)$$

mit:	q_A :	Oberflächenbeschickung	$[\text{m}/\text{h}]$
	Q_{ZU} :	Zufluss	$[\text{m}^3/\text{h}]$
	Q_{RZ} :	Rezirkulationsvolumenstrom	$[\text{m}^3/\text{h}]$
	A_{TK} :	Querschnittsfläche des Tropfkörpers	$[\text{m}^2]$

Für die Abwasserreinigung im Tropfkörper spielt die Kontaktzeit zwischen Abwasser und Biofilm eine entscheidende Rolle. Obwohl die Kontaktzeit mit steigender Oberflächenbeschickung abnimmt [Stenquist et al., 1974; Bloodgood et al., 1959], war jedoch in zahlreichen Untersuchungen sowohl bei der Kohlenstoffelimination als auch der Nitrifikation eine Verbesserung der Reinigungsleistung mit zunehmender Oberflächenbeschickung festzustellen [Marquet et al., 2007; Boller and Gujer, 1986; Hosono and Kubota, 1980]. Dieser Zusammenhang lässt sich im Wesentlichen auf eine zunehmende Füllmaterialbenetzung und damit Erhöhung der zur Reinigungsleistung beitragenden wirksamen Oberfläche zurückführen (vgl. 2.4.1) [Sharvelle et al., 2008]. Zusätzlich wird durch eine erhöhte Fließgeschwindigkeit die laminare Grenzschichtdicke reduziert und somit der

Transport von Substraten und gelöstem Sauerstoff zum Biofilm gesteigert (vgl. 1.2) [Särner, 1986]. Ferner kann durch die Vermeidung von Trockenstellen auf dem Füllmaterial ein massenhaftes Auftreten von Tropfkörperfliegen unterbunden werden. Dabei kann sich vor allem bei dünnen nitrifizierenden Biofilmen die Fraßtätigkeit der Fliegenlarven in einem, z.T. drastischen, Rückgang der Reinigungsleistung bemerkbar machen (vgl. 2.7) [Parker et al., 1989]. Die für eine vollständige Füllmaterialbenetzung erforderliche Oberflächenbeschickung, auch „minimum wetting rate“ genannt, steigt mit der spezifischen Oberfläche des eingesetzten Füllmaterials. Da die Benetzung der spezifischen Oberfläche zusätzlich eine starke Abhängigkeit von der Struktur des Füllmaterials [Parker and Merril, 1984] sowie betrieblichen Randbedingungen - u.a. dem Bewuchs mit Biofilm [Gebert, 2001] - aufweist und kein einheitliches Verfahren zur Bestimmung des Benetzungsgrades besteht [ATV-Handbuch, 1997], lässt sich eine große Streuung in den Erfahrungswerten zur „minimum wetting rate“ erkennen, vgl. Tabelle 4.

Tabelle 4: Empfohlene Oberflächenbeschickung in Abhängigkeit des eingesetzten Füllmaterials

Füllmaterial	q_A [m/h]	Quelle / Bemerkung
Brocken	0,036 - 0,144	<i>U.S. EPA 832-F-00-014, 2000</i> Hydraulisches Limit für Brocken
Brocken	$\geq 0,4$	<i>ATV-A 281, 2001</i>
Kunststoffmaterial	$\geq 0,8$	Einzuhalten bei maximalem Trockenwetterzufluss, um ein Verstopfen der Hohlräume in den oberen TK Schichten zu vermeiden.
VF 89 m ² /m ³	1,26	Closure by Logan in <i>Hinton and Stensel, 1995</i> Weitgehende Benetzung
Kunststoffmaterial 85 m ² /m ³	1,5	<i>Rincke and Wolters, 1970</i> in <i>Harris and Hansford, 1976</i>
XF 230 m ² /m ³	≥ 3 bzw. 4,0	<i>Boller and Gujer, 1986</i> Versuche mit einem halbtechnischen N-TK: $\geq 3,0$ m/h zur Vermeidung von Fliegen und 4,0 m/h um eine vollständige Benetzung sicherzustellen.
XF 150 - 200 m ² /m ³	$> 2,0$	Empfehlung für die Bemessung von N-TK: $> 2,0$ m/h
VF 88,6 m ² /m ³	1,22	<i>Gullicks and Cleasby, 1986</i> Die 1,2 m/h sind proportional zur spezifischen Oberfläche des Füllmaterials zu erhöhen für die „minimum wetting rate“.
Kunststoffmaterial	2,45	2,45 m/h sind für alle Kunststofffüllmaterialien geeignet.
VF 90 m ² /m ³ und XF 138 m ² /m ³	2,52	<i>Parker et al., 1989</i> Nach dem Model von Logan et al., 1987 hat die hydraulische Belastung über 2,52 m/h keinen signifikanten Einfluss mehr auf die Nitrifikationsleistung in einem N-TK für die beiden untersuchten Füllmaterialien.
Kunststofffüllmaterial	1,8	<i>Logan et al., 1987</i> 1,8 m/h ist ein typischer Wert, um eine ausreichende Benetzung des Füllmaterial in C-TK zu gewährleisten.
XF190 m ² /m ³	$\geq 1,83$	<i>Palsdottir and Bishop, 1997</i> Angabe des Füllmaterialherstellers, die für nicht länger als 2 - 4 h am Stück unterschritten werden sollte.

...Fortsetzung auf nächster Seite

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

...Fortsetzung Tabelle 4

XF 142 m ² /m ³	> 1,5 - 2,3	<i>Mofokeng et al., 2009</i> Bei > 1,5 m/h konnte der Fliegenbefall des N-TK reduziert und bei einer Erhöhung von 1,5 auf 2,3 m/h konnten höhere Nitrifikationsraten (0,50 auf 0,90 g N/(m ² ·d)) erzielt werden.
Brocken / Kunststoffmaterial	> 0,015 · A _S	<i>Wolf, 1987</i> A _S = spezifische Füllmaterialoberfläche (z.B. 200 m ² /m ³) zur Vermeidung von Fliegenlarven
Kunststofffüllmaterial	1,2 - 2,46	<i>U.S. EPA, 1975; S. 4-40</i>
Kunststofffüllmaterial	≥ 1,44 m/h	<i>U.S. EPA 832-F-00-014, 2000</i> Minimum wetting rate für „High rate Plastic media“
Brocken / Kunststofffüllmaterial	1 - 3	<i>U.S. EPA 832-F-00-015, 2000</i> Empfehlung für N-TK; abhängig vom Füllmaterial
Brocken	0,35 - 0,75	<i>Grady et al., 1999 (S. 863)</i>
Kunststoffmaterial	1,8	
VF Material	> 1,8	<i>Metcalf and Eddy, 2003</i> > 1,8 m/h um bei VF die Benetzung und die C-Elim. zu maximieren. 0,4 - 1,1 m/h werden in flachen TK mit XF Füllmaterial angewendet.
XF Material	0,4 - 1,1	
Füllmaterialkodierung:		
XF	Kreuzstrukturierte Packung	(Cross Flow Media)
VF	Vertikalstrukturierte Packung	(Vertical Flow Media)

Für die Einstellung der „minimum wetting rate“ lässt sich die Oberflächenbeschickung durch die Implementierung einer Rezirkulation von der Schmutzfracht entkoppeln und damit unabhängig von der Raumbelastung erhöhen. Diesbezüglich verweist *Rincke, 1967* darauf, dass mit Hilfe der Rezirkulation der Tagesgang im Zufluss ausgeglichen und damit sowohl hydraulische als auch Konzentrationsspitzen gedämpft werden können. Darüber hinaus empfiehlt *Wolf, 1984*, die BSB₅-Konzentration im Tropfkörperzulauf in Abhängigkeit der geforderten Ablaufqualität über die Rezirkulationsmenge auf Werte ≤ 150 mg/l zu verdünnen. In der Praxis haben sich Rückführverhältnisse von 0,5 bis 4,0 bezogen auf die Zulaufmenge bewährt [*Daigger and Boltz, 2011*].

Neben der Füllmaterialbenetzung wirkt sich die Oberflächenbeschickung in Verbindung mit dem Aufbau und der Einstellung des Drehsprengers über die erzeugte Spülkraft auf den Austrag überschüssiger Biomasse aus.

Spülkraft

Die Verlangsamung des Drehsprengers zur Spülung von Tropfkörpern wurde in den 1940er Jahren von englischen Forschern untersucht. Darauf aufbauend wurde in den 1980er Jahren von deutschen Forschern die Spülkraft als Faktor eingeführt [Albertson, 1995]. Bildlich gesprochen gibt die Spülkraft an, um wieviel Millimeter der Wasserspiegel in einem Gefäß auf der Tropfkörperoberfläche ansteigt, wenn sich ein Arm des Drehsprengers darüber hinweg bewegt. Sie ist ein Maß für die vom Abwasser erzeugte und für die Ablösung und den Austrag überschüssiger Biomasse erforderliche Scherkraft [Bishop et al., 1995]. Anhand der Oberflächenbeschickung und der Drehsprengerkonfiguration, d.h. der Armzahl und der Umdrehungsgeschwindigkeit, lässt sich die Spülkraft wie folgt berechnen [ATV-A 281, 2001]:

$$SK = \frac{q_A \cdot 1000}{a \cdot u \cdot 60} \text{ [mm/(Arm} \cdot \text{Umd)]} \quad (8)$$

mit	SK:	Spülkraft	[mm/(Arm · Umd)]
	a:	Armzahl des Drehsprengers	[-]
	u:	Umdrehungsgeschwindigkeit	[Umd/min]

Durch die Einstellung einer adäquaten Spülkraft sollen zu dicke Biofilme auf dem Füllmaterial vermieden werden, da sie zur diskontinuierlichen Ablösung - dem sog. „Sloughing“ - neigen und damit instabile Betriebszustände einhergehen, die durch eine variable Reinigungsleistung und eine erhöhte Verstopfungsgefahr charakterisiert sind [Liu and Tay, 2002; Stenquist et al., 1974]. Zudem reduzieren dicke Biofilme die spezifische und folglich auch die wirksame Oberfläche des Füllmaterials [Albertson and Eckenfelder, 1984 zitiert in Daigger and Boltz, 2011].

Da das Biofilmwachstum maßgeblich vom Angebot an organischem Substrat abhängt [Okabe et al., 1996], steigt mit zunehmender organischer Belastung auch die erforderliche Spülkraft [Albertson, 1995; Daigger and Boltz, 2011]. Mit zunehmender Tropfkörperhöhe sollte ebenfalls eine höhere Spülkraft vorgesehen werden, um Verstopfungen durch einen zu stark anwachsenden Biofilm im oberen Tropfkörperbereich zu vermeiden. Gleichermaßen ist die Spülkraft mit steigender spezifischer Oberfläche des eingesetzten Füllmaterials zu erhöhen [ATV-A 281, 2001].

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

Nach *DWA, 2016* kann ein Richtwert für die erforderliche Spülkraft in Abhängigkeit der genannten Einflussfaktoren wie folgt ermittelt werden:

$$SK_{\text{Richtwert}} = \vartheta_1 \cdot \vartheta_2 \cdot \vartheta_3 \cdot 1 \quad [\text{mm}/(\text{Arm} \cdot \text{Umd})] \quad (9)$$

mit	$SK_{\text{Richtwert}}$:	Spülkraft	[mm/(Arm · Umd)]
	ϑ_1 :	Faktor für die Tropfkörperhöhe	[-]
	ϑ_2 :	Faktor für die CSB-Raubelastung	[-]
	ϑ_3 :	Faktor für das Füllmaterial	[-]

Die Richtwerte für die einzelnen Spülkraftfaktoren sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Richtwerte für die Spülkraftfaktoren (Zwischenwerte können interpoliert werden) [*DWA, 2016*]

Tropfkörperhöhe he [m]	ϑ_1 [-]	Mittlere CSB-Raubelastung [kg CSB/(m ³ ·d)]	ϑ_2 [-]	Füllmaterial [-]	ϑ_3 [-]
≤ 1,8	1,0	≤ 0,6	1,5	Vertikale Kanäle	
≤ 3,0	2,0	≤ 0,8	1,8	≤ 100 m ² /m ³	1,0
≤ 4,6	3,0	≤ 1,2	2,5	≤ 125 m ² /m ³	1,5
≤ 6,1	4,0	≤ 2,0	3,2	≤ 150 m ² /m ³	2,0
> 6,1	5,0	≤ 3,0	4,0	60° kreuzende Kanäle	
		≤ 4,0	5,0	≤ 100 m ² /m ³	1,5
		≤ 5,0	6,5	≤ 125 m ² /m ³	2,0
		≤ 6,0	8,0	≤ 150 m ² /m ³	2,5
		> 6,0	10	≤ 250 m ² /m ³	3,5
				Schüttkörper	
				≤ 100 m ² /m ³	4,0
				≤ 150 m ² /m ³	6,0
				≤ 200 m ² /m ³	8,0
				Stein/Lavaschlackebrocken	
				~ 60 - 90 m ² /m ³	2,0

Hinweis: Die Werte für die einzelnen Spülkraftfaktoren in Tabelle 5 basieren im Wesentlichen auf den Erfahrungswerten der Fa. ENEXIO Water Technologies GmbH, die sie bei der Projektierung und Betriebsbetreuung zahlreicher Tropfkörperanlagen im In- und Ausland gewinnen konnte.

Allgemein haben sich für moderat belastete Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Nitrifikation Spülkräfte im Bereich von 2 – 8 mm bewährt [Imhoff und Imhoff, 1990; ATV-A 281, 2001; Daigger and Boltz, 2011; Albertson and Okey, 2001; Wolf, 1980].

Abwasserverteilung

Eine homogene Abwasserverteilung stellt die Voraussetzung für eine gleichmäßige Raumbelastung und Füllmaterialbenetzung dar und ist somit die Grundlage für eine hohe Reinigungsleistung. Da die von einem Drehsprengerarm überstrichene Fläche mit zunehmender Entfernung vom Zentrum eines Tropfkörpers steigt, nimmt auch die zu verteilende Wassermenge entlang des Drehsprengerarms zu. Um eine Flächenproportionale Abwasserverteilung über die Austrittsöffnungen eines Drehsprengerarms überprüfen und diese ggf. anpassen zu können, bietet sich die Durchführung eines Wannen-Tests (engl. Pan-Test) an. Bei einem Wannen-Test werden radial auf der Tropfkörperoberfläche in regelmäßigen Abständen Wannen aufgestellt, in denen die Änderung des Wasserspiegels bei Überstreichung eines Drehsprengerarmes gemessen werden kann. Bei einer homogenen Abwasserverteilung ist die Wasserstandsänderung in allen Wannen gleich.

Sowohl Gebert, 2001 als auch Pearce and Williamson, 1999 konnten durch das Verschließen von Auslassöffnungen entlang der Drehsprengerarme die Abwasserverteilung verschiedener Tropfkörper optimieren und damit die $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper verbessern. Im Zusammenhang mit seinen Untersuchungen wies Gebert, 2001 zudem darauf hin, dass mit steigendem Tropfkörperdurchmesser die nach außen hin zunehmende Teilfüllung der Drehsprengerarme eine homogene Abwasserverteilung erschwert.

2.6.6 Salzgehalt

Kommunales Abwasser weist üblicherweise Salzgehalte im Bereich von 0,4 bis 1,5 g/l NaCl auf [Cortés-Lorenzo et al., 2012]. Erhöhte Salzgehalte können durch die Einleitung von Abwässern verschiedener Industriebranchen (Molkereien, Erdöl und Lederverarbeitungsindustrie, Verarbeitung von Fisch und Meeresfrüchten...) [Lefebvre and Moletta, 2006; Panswad and Anan, 1999], durch den Einsatz von Meerwasser für die Toilettenspülung [Chen et al., 2003; Kessick and Manchen, 1976], durch Infiltration von Meerwasser in das Kanalnetz [Panswad and Anan, 1999] oder durch Streusalz von den Straßen [Ludzack and Noran, 1965] hervorgerufen werden.

Erhöhte Salzkonzentrationen können sich durch den osmotischen Druck negativ auf die Bakterien in der biologischen Stufe und damit die Reinigungsleistung einer Kläranlage auswirken. Bei Salzkonzentrationen über 10 g/l NaCl kann es zur Plasmolyse von Bakterienzellen und damit zu einem Verlust der Stoffwechselaktivität kommen [Kargi and Dincer, 1999; Lay et al., 2010, Kargi and Dincer, 1997 und 1996b; Liu et al., 2008; Uygur and Kargi, 2004; Cortés-Lorenzo et al., 2012]. Vor allem Schockbelastungen, dazu zählen sowohl ein schneller Anstieg als auch Abfall der Salzkonzentration, haben sich dabei als besonders schädlich erwiesen [Kincannon and Gaudy, 1966 und 1968; Lawton and Eggert, 1957]. Bei Schockbelastungen kommt es durch die Plasmolyse von Bakterienzellen zur Freisetzung von Zellmaterial, wodurch die Konzentration an gelöstem CSB im Ablauf der biologischen Stufe ansteigen kann [Kincannon and Gaudy, 1968; Kargi and Dincer, 1996b; Lawton and Eggert, 1957]. Verschiedene Studien konnten jedoch zeigen, dass sich bei einer schrittweisen Erhöhung der Salzkonzentration sowohl heterotrophe als auch autotrophe Bakterien an erhöhte Salzkonzentrationen akklimatisieren und damit negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung umgangen werden können [Rene et al., 2008; Kartal et al., 2006; Lawton and Eggert, 1957; Bassin et al., 2011]. Bassin et al., 2011 verweisen in diesem Zusammenhang darauf, dass sich Biofilmreaktoren durch die langen Organismenaufenthaltszeiten besonders für eine Akklimatisation und damit die Behandlung von salzhaltigem Abwasser eignen.

Beispiele für erhöhte Salzgehalte in der kommunalen Abwasserbehandlung stellen u.a. die Küstenstädte Dschiddah (Saudi-Arabien) mit bis zu 4 g/l NaCl [Abu-Ghararah and Sherrard, 1993], Hong Kong (chinesische Sonderverwaltungszone) mit 9,9 g/l NaCl [Tam et al., 2006]

oder Walvis Bay (Namibia) mit 6 g/l NaCl [*Pers. Kommunikation, A. Burger am 14.12.2014*] dar. In der Ingenieurspraxis ergeben sich jedoch häufig Unsicherheiten, wenn es um die Berücksichtigung erhöhter Salzgehalte bei der Auslegung einer Tropfkörperanlage geht. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die gängigen Bemessungsregelwerke - wie z.B. das *ATV-A 281, 2001*, *U.S. EPA 832-F-00-014, 2000* oder *U.S. EPA 832-F-00-015, 2000* - keine Hinweise zum Salzeinfluss enthalten. Ferner müssen Literaturangaben zu den Auswirkungen erhöhter Salzgehalte immer kritisch hinterfragt werden, da diese i.d.R. auf Untersuchungen an labor- oder halbtechnischen Anlagen basieren, die mit synthetischem Abwasser betrieben wurden. Darüber hinaus wurden in solchen Studien häufig spezialisierte Biozönosen, z.B. aus salztoleranten oder gar halophilen Bakterien, eingesetzt, da der Fokus der Untersuchungen auf deutlich höheren Salzgehalten (bis > 30 g/l NaCl) lag. Eine Übertragbarkeit auf das Vielstoffgemisch, welches ein reales Abwasser darstellt, sowie die darauf basierende Autoselektion an Mikroorganismen in einer biologischen Stufe ist damit nicht oder nur bedingt möglich.

Im Folgenden werden Ergebnisse zu den Auswirkungen erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation aus verschiedenen Studien zusammengefasst:

- **Kohlenstoffelimination**

Lawton and Eggert, 1957 untersuchten mit Hilfe eines synthetischen Abwassers die Auswirkungen erhöhter Salzkonzentrationen auf die BSB₅-Elimination in labortechnischen Tropfkörpern. Bei Umstellung von salzarmem Abwasser auf Abwasser mit erhöhten Salzgehalten war eine Akklimatisationszeit von 1 - 5 Tagen ausreichend, um bei Salzgehalten von bis zu 20 g/l NaCl eine stabile BSB₅-Elimination (≈ 95 %; Vergleichbar zur BSB₅-Elimination bei salzarmem Abwasser) erzielen zu können.

Auch mit Scheibentauchkörpern [*Kargi and Dincer, 1999; Poon et al., 1979*], getauchten Festbetten [*Kargi and Uygur, 1996*] sowie verschiedenen Belebtschlammsystemen [*Panswad and Anan, 1999b; Rene et al., 2008; Tam et al., 2006; Kargi and Dincer, 1996b; Abou-Elala et al., 2009; Uygur and Kargi, 2004; Uygur, 2006*] konnte eine Akklimatisation von heterotrophen Organismen an Salzgehalte von bis zu 20 g/l NaCl nachgewiesen und damit ein Rückgang der Reinigungsleistung im

Vergleich zum salzarmen Medium vermieden werden. Mit 36 Tagen machen jedoch lediglich *Rene et al., 2008* eine konkrete Aussage zur Dauer der Akklimation der Biozönose in ihren labortechnischen SBR-Reaktoren an Salzgehalte von bis zu 20 g/l NaCl. Des Weiteren sind *Poon et al., 1979* und *Tam et al., 2006* die einzigen, die für ihre Untersuchungen reales Abwasser von lokalen Kläranlagen verwendeten. In den übrigen Studien wurde synthetisches Abwasser eingesetzt.

Lay et al., 2010 und *McAdam and Judd, 2008* halten es nach ihren Literaturstudien sogar für möglich, dass sich heterotrophen Bakterien an Salzgehalten von bis zu 30 g/l NaCl akklimatisieren können.

- **Nitrifikation**

Bassin et al., 2011 dokumentieren eine stabile Nitrifikation (> 80 %) in einem Wirbelbettreaktor, der zur Behandlung von kommunalem Abwasser der Stadt Rio de Janeiro mit einem Salzgehalt von rd. 13 g/l NaCl eingesetzt wurde. Eine Akklimation der Biozönose wurde hierbei durch eine schrittweise Anhebung der Salzkonzentration im Reaktor über eine Dauer von rd. 140 Tagen erreicht.

Mit Hilfe von synthetischem Abwasser konnten *Aslan and Simsek, 2012* in einem getauchten Festbettreaktor bei niedrigen Salzgehalten (1 g/l NaCl) eine Stimulation der ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien feststellen, die sich in einer leichten Erhöhung der Stoffwechselraten - im Vergleich zum Ausgangszustand mit salzfreiem Abwasser (0 g/l NaCl) - äußerte. Bei einer weiteren Erhöhung des Salzgehalts, wurde ab 15 g/l NaCl ein drastischer Rückgang der Aktivität beider Organismengruppen verzeichnet.

Auch mit suspendierter Biomasse konnte in verschiedenen Studien eine hohe und stabile Nitrifikation bei Salzgehalten im Bereich von 10 bis 15 g/l nach einer Adaption der Mikroorganismen nachgewiesen werden [*Uygur and Kargi, 2004; Panswad and Anan, 1999 und 1999b; Dincer and Kargi, 1999; Artiga et al., 2008*].

Ferner halten *Lay et al., 2010* nach ihrer Literaturstudie fest, dass eine Adaption der Nitrifikanten sogar an Salzgehalte von bis 30 g/l NaCl möglich sein sollte.

Im Hinblick auf das Einfahren nitrifizierender Tropfkörper geben *Nijhof and Bovendeur, 1990* jedoch zu bedenken, dass dies in Gegenwart erhöhter Salzgehalte

deutlich länger dauern kann und aufgrund der sensitiveren Nitritoxidierer mit einer Nitritakkumulation gerechnet werden muss.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass verschiedene Studien darauf hinweisen, dass im Bereich bis 10 g/l NaCl (für kommunales Abwasser in Küstenregionen üblich) mit keinen negativen Auswirkungen auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation zu rechnen ist. Im Hinblick auf die Praxis sind die Ergebnisse jedoch häufig mit Unsicherheiten behaftet, da synthetisches Abwasser anstelle einer realen Abwassermatrix verwendet bzw. spezialisierte (halophile / halotolerante) Bakterien eingesetzt wurden und kein direktes Referenzsystem mit salzarmem / salzfreiem Abwasser bei gleichen Betriebsbedingungen zu Kontrolle vorhanden war.

2.7 Bemessungsansätze für Tropfkörper

2.7.1 Hintergrund

Für die Dimensionierung von Tropfkörpern existiert eine Vielzahl unterschiedlicher Bemessungsansätze. Die Bemessungsansätze lassen sich dabei grundsätzlich in zwei Gruppen einteilen. Die erste Gruppe umfasst die rein empirischen Ansätze, wie das im deutschsprachigen Raum vertretene *ATV-A 281, 2001* (vgl. 2.7.2) oder dessen nordamerikanische Pendant, die „Fact-Sheets“ *U.S. EPA 832-F-00-014, 2000* und *U.S. EPA 832-F-00-015, 2000*. Diese Bemessungsansätze geben Empfehlungen zu den einzuhaltenden organischen und Stickstoffraumbelastungen in Abhängigkeit des Reinigungsziels und des eingesetzten Füllmaterials. Die zweite Gruppe besteht aus den empirisch mathematischen Modellansätzen, wie der modifizierten Velz Gleichung nach *Parker and Merrill, 1984* (vgl. 2.7.5) zur Berechnung der Kohlenstoffelimination oder der Gujer- und -Boller-Gleichung (vgl. 2.7.6) [*Gujer and Boller, 1986*], welche die Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe beschreibt. Da die mathematischen Modellansätze unterschiedliche Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern, wie z.B. die Abwassertemperatur oder die spezifische Oberfläche des Füllmaterials, berücksichtigen, können diese ein deutlich breiteres Anwendungsspektrum als die rein empirischen Bemessungsansätze aufweisen.

Für einen Einblick in die Tropfkörperbemessung soll im Folgenden eine Auswahl gängiger empirischer Bemessungsansätze sowie empirisch mathematischer Modellansätze für

einstufige Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation sowie für Nitrifikationstropfkörper in zweiter Stufe präsentiert werden. Hierbei sollen zugleich die Schwächen der jeweiligen Bemessungsansätze aufgezeigt werden, da sich aus diesen auch das Hauptziel dieser Arbeit - die Entwicklung und Validierung eines praxistauglichen Bemessungsansatzes für einstufige Tropfkörperanlagen unter Berücksichtigung klimatischer Randbedingungen (vgl. 0) - ableiten lässt.

Für eine umfassendere Zusammenstellung von Bemessungsansätzen wird auf einschlägige Fachbücher wie *Metcalf and Eddy, 2003* oder *Grady et al., 1999* verwiesen. Ferner bietet *Roberts, 1973* einen fundierten Einblick in die Entstehung und chronologische Entwicklung verschiedener empirisch mathematischer Modellansätze. Darüber hinaus kann *Pressinotti, 2010* eine Gegenüberstellung der in verschiedenen Bemessungsansätzen genannten zulässigen organischen und Stickstoffraumbelastungen in Abhängigkeit des Reinigungsziels entnommen werden.

Da Denitrifikationstropfkörper im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet werden, wird im Folgenden auch nicht auf deren Bemessung eingegangen. Eine umfassende Arbeit zu den Grundlagen der Denitrifikation mit Tropfkörpern sowie zu deren Bemessung liefert *Dorias, 1996*. Gleichermaßen wird aufgrund der fehlenden Relevanz für die Ingenieurspraxis, die mathematische Biofilmmodellierung als Bemessungsgrundlage für Tropfkörper nicht näher betrachtet. Detaillierte Beschreibungen und Bemessungsbeispiele finden sich hierzu in „*Mathematical Modeling of Biofilms*“ von *Eberl et al., 2006*.

2.7.2 ATV-A 281, 2001

Stellvertretend für die Kategorie der empirischen Bemessungsansätze, die auf der Auswertung von Leistungskurven basieren, wird im Folgenden das im deutschsprachigen Raum weit verbreitete *ATV-A 281, 2001* vorgestellt. Im *ATV-A 281, 2001* werden für die Dimensionierung von Tropfkörpern Empfehlungen zu BSB₅- und TKN-Raumbelastungen in Abhängigkeit des Reinigungsziels, Kohlenstoffoxidation mit oder ohne Nitrifikation, und der Art des Füllmaterials, mineralisch oder Kunststoff, gegeben. Für die Auslegung von Nitrifikationstropfkörpern in einer zweiten Stufe sind ebenfalls Bemessungshinweise enthalten, s. Tabelle 6.

Tabelle 6: Empfehlungen zu Raumbelastungen für die Auslegung von Tropfkörpern zur Kohlenstoffoxidation mit oder ohne Nitrifikation, sowie nitrifizierenden Tropfkörpern in zweiter Stufe nach dem ATV-A 281, 2001 (KS = Kunststoff; BR = Lavaschlackebrocken)

Reinigungsziel	Füllmaterial	Raumbelastung	
		$B_{R,BSB}$ kg/(m ³ ·d)	$B_{R,TKN}$ kg/(m ³ ·d)
Kohlenstoffoxidation ohne Nitrifikation	KS mit ≥ 100 m ² /m ³ und BR	$\leq 0,40$	-
	KS ≤ 150 m ² /m ³	$\leq 0,60$	-
Kohlenstoffoxidation mit Nitrifikation	KS ≥ 100 m ² /m ³ und BR	$\leq 0,40$	$\leq 0,10$
	KS ≤ 150 m ² /m ³	$\leq 0,60$	$\leq 0,15$
Nitrifikationstropfkörper in zweiter Stufe	BR	-	$\leq 0,10$
	KS ≤ 200 m ² /m ³	-	$\leq 0,20$

Bei den in Tabelle 6 angegebenen Raumbelastungen für Kunststofffüllmaterialien mit einer spezifischen Oberfläche von ≤ 150 m²/m³ wird jedoch empfohlen, diese durch Versuche oder Referenzen zu belegen. Nach Auswahl der zulässigen Raumbelastung in Abhängigkeit des Füllmaterials und des Reinigungsziels, kann das erforderliche Tropfkörpervolumen über Gleichung (10) berechnet werden [ATV-A 281, 2001]:

$$V_{TK} = V_{TK,C} + V_{TK,N} = \frac{B_{d,BSB}}{B_{R,BSB}} + \frac{B_{d,TKN}}{B_{R,TKN}} \quad [m^3] \quad (10)$$

mit: V_{TK} : Füllmaterialvolumen des Tropfkörpers [m³]
 $B_{d,XXX}$: BSB₅ oder TKN Fracht im Tropfkörperzulauf [kg/d]
 $B_{R,XXX}$: BSB₅ oder TKN Raumbelastung in Abhängigkeit des Reinigungsziels (s. Tabelle 6) [kg/(m³·d)]

Wird ein Tropfkörper zur Kohlenstoffoxidation ohne Nitrifikation ausgelegt, entfällt $V_{TK,N}$ in Gleichung (10). Nach der Berechnung des Tropfkörpervolumens muss geprüft werden ob und in welchem Umfang die Rezirkulation von Abwasser erforderlich ist. Hierbei stellt eine maximal zulässige BSB₅ Konzentration von 150 mg/l am Drehsprenger das erste und eine Mindestflächenbeschickung bei maximalem Trockenwetterzufluss von 0,40 m/h für mineralische bzw. 0,80 m/h für Kunststofffüllmaterialien das zweite Prüfkriterium dar [ATV-A 281, 2001].

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

Für das Kriterium der Mindestflächenbeschickung muss die Tropfkörpergeometrie näher definiert werden. Für brockengefüllte Tropfkörper haben sich Füllmaterialhöhen von 4 m bewährt. Eine Füllmaterialhöhe von 2 m sollte jedoch nicht unterschritten werden und benötigt eine sehr feine und gleichmäßige Abwasserverteilung. Beim Einsatz von Kunststoffmaterialien mit einer hohen vertikalen Durchgängigkeit werden Füllhöhen über 4 m empfohlen [ATV-A 281, 2001].

Ferner bestimmt die Flächenbeschickung in Verbindung mit der Konfiguration des Drehsprengers, d.h. Armzahl und Umdrehungsgeschwindigkeit, auch die Spülkraft. Für einen kontinuierlichen Überschussschlammaustrag haben sich Spülkräfte im Bereich von 4 bis 8 mm bewährt. Es wird darauf hingewiesen, dass mit zunehmender Tropfkörperhöhe und spezifischer Oberfläche des Füllmaterials steigende Spülkräfte zur Sicherstellung des Schlammaustrags notwendig werden [ATV-A 281, 2001].

Schwächen des ATV-A 281, 2001

Obwohl sich das *ATV-A 281, 2001* seit seiner Einführung vielfach bei der Bemessung neuer und dem verfahrenstechnischen Nachweis bestehender Tropfkörperanlagen als tauglich erweisen konnte, lassen sich auch Kritikpunkte feststellen. So basiert die Bemessung der Kohlenstoffelimination noch immer auf dem organischen Summenparameter BSB_5 , der aufgrund verschiedener Nachteile, wie z.B. der schlechten Reproduzierbarkeit, mangelnden Bilanzierbarkeit und langen Bestimmungsdauer [Vestner et al., 2003], zunehmend durch den CSB ersetzt wird. Weiterhin enthält das *ATV-A 281, 2001* keine Angaben zu erzielbaren Ablaufkonzentrationen, die vor allem bei niedrigeren Ablaufanforderungen durch eine Anpassung der Raumbelastung eine Volumenreduzierung ermöglichen würden. Im Hinblick auf die Anwendbarkeit der Bemessungswerte auf Regionen mit anderen klimatischen Randbedingungen, muss aufgrund der fehlenden Berücksichtigung des Temperatureinflusses mit einer Fehldimensionierung gerechnet werden [Pressinotti, 2010].

Die genannten Kritikpunkte lassen sich auch auf andere gängige empirische Bemessungsansätze, wie z.B. die in Nordamerika verbreiteten „Fact-Sheets“ *U.S. EPA 832-F-00-014, 2000* und *U.S. EPA 832-F-00-015, 2000*, übertragen.

2.7.3 Wolf, 1987

Basierend auf einem Model zur Bemessung von Scheibentauchkörpern von *Gujer, Krejci and Fleckseder 1983*, entwickelte *Wolf, 1987* einen Bemessungsansatz für einstufige Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffoxidation mit und ohne Nitrifikation. Bei der Bemessung nach *Wolf, 1987* wird neben der spezifischen Oberfläche des Füllmaterials auch die Abwassertemperatur - in Form von Temperaturabhängigen Parametern (s. Tabelle 7) - berücksichtigt, vgl. Gleichung (11):

$$B_{A,h} = B_{A,0} \cdot e^{(-k_{BSB} \cdot H_{TK} \cdot A_S / (q_A \cdot 24))} \quad [g/(m^2 \cdot d)] \quad (11)$$

mit	$B_{A,h}$:	BSB ₅ -Flächenbelastung auf der Füllmaterialhöhe h	[g/(m ² ·d)]
	$B_{A,0}$:	BSB ₅ -Flächenbelastung im Tropfkörperzulauf	[g/(m ² ·d)]
	k_{BSB} :	BSB ₅ -Abbaurrate (Temperaturabhängig)	[m/d]
	H_{TK} :	Füllmaterialhöhe	[m]
	A_S :	Spezifische Füllmaterialoberfläche	[m ² /m ³]
	q_A :	Hydraulische Belastung	[m/h]

Die Nitrifikation im Tropfkörper beginnt, nachdem die BSB₅-Flächenbelastung weitgehend reduziert wurde und sich Nitrifikanten im Biofilm ansiedeln können. Die erforderliche Füllmaterialhöhe für die Reduktion der BSB₅-Flächenbelastung bis zum Beginn der Nitrifikation kann nach Gleichung (12) berechnet werden:

$$h_{BSB} = \frac{(\ln(B_{A,0}) - \ln(B_{A,N})) \cdot 24 \cdot q_A}{k_{BSB} \cdot A_S} \quad [m] \quad (12)$$

mit	$B_{A,N}$:	BSB ₅ -Flächenbelastung für den Beginn der Nitrifikation	[g/(m ² ·d)]
-----	-------------	---	-------------------------

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

Die Berechnung der erforderlichen Füllmaterialhöhe für die Nitrifikation erfolgt anschließend nach Gleichung (13):

$$H_N = \frac{\Delta NH_4 - N}{k_{NH_4} \cdot A_S \cdot A_{TK}} \quad [m] \quad (13)$$

mit ΔNH_4 -N: NH_4 -N Differenz Zulauf / Ablauf Tropfkörper [g/d]
 k_{NH_4} : Nitrifikationsgeschwindigkeit [g/(m²·d)]
 A_{TK} : Querschnittsfläche des Tropfkörpers [m²]

Durch Addition von H_{BSB} und H_N ergibt sich abschließend die benötigte Tropfkörperhöhe, vgl. Gleichung (14):

$$H_{TK} = H_{BSB} + H_N \quad [m] \quad (14)$$

mit H_{TK} : Erforderliche Tropfkörperhöhe [m]

Das erforderliche Tropfkörpervolumen ist dann aus der eingangs gewählten Flächenbeschickung (q_A) und der zugehörigen Tagesabwassermenge (Q_d) abzuleiten.

Die von *Wolf, 1987* in Abhängigkeit der Temperatur angegebenen Werte für k_B , $B_{A,N}$ und k_{NH_4} sind in Tabelle 7 zusammengestellt.

Tabelle 7: Schätzwerte für k_B , $B_{A,N}$ und k_{NH_4} in Abhängigkeit der Abwassertemperatur nach *Wolf, 1987*

Parameter	Einheit	Abwassertemperatur			
		5 °C	10 °C	15 °C	20 °C
k_{BSB}	m/d	0,1	0,2	0,3	0,4
$B_{A,N}$	g/(m ² ·d)	2,5 - 4	4 - 7	7 - 12	10 - 16
k_{NH_4}	g/(m ² ·d)	0,3 - 0,4	0,4 - 0,6	0,6 - 1,0	1,0 - 1,6

Für k_{NH_4} empfiehlt *Wolf, 1987* die oberen Bereichsgrenzen für eine Dimensionierung anzusetzen. Zudem verweist er ausdrücklich darauf, dass es sich bei den Werten aus Tabelle 7 um Schätzungen und nicht um Erfahrungswerte handelt und für eine vollständige Nitrifikation (NH_4 -N Ablauf TK < 5 mg/l), niedrige Wassertemperaturen und extreme BSB_5 -N-

Verhältnisse, die Ergebnisse des Bemessungsansatzes kritisch betrachtet und ggf. durch halbtechnische Versuche bestätigt werden sollten.

Abbildung 9 stellt den Verlauf des BSB₅- und NH₄-N-Umsatzes nach den Modellvorstellungen von Wolf, 1987 grafisch dar.

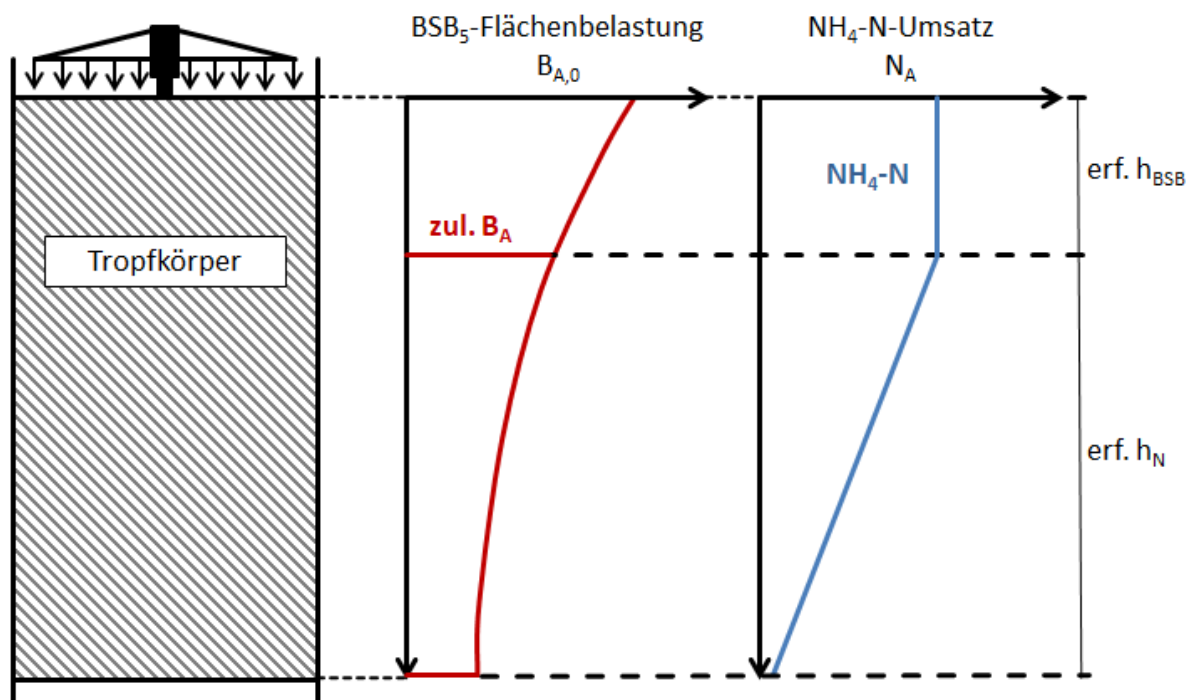


Abbildung 9: BSB₅- und NH₄-N-Abbau im vertikalen Profil eines Tropfkörpers nach der Modellvorstellung von Wolf, 1987 (modifiziert)

Schwächen des Bemessungsansatzes nach Wolf, 1987

Ein Hauptkritikpunkt an diesem Bemessungsansatz lässt sich direkt aus den Angaben von Wolf, 1987, dass die temperaturabhängigen Bemessungswerte, wie z.B. die Nitrifikationsgeschwindigkeit (vgl. Tabelle 16), Schätzungen und keine Erfahrungswerte darstellen, ableiten. Darüber hinaus wird bei der Auslegung nitrifizierender Tropfkörper explizit nur die NH₄-N-Konzentration bzw. Fracht im Zulauf berücksichtigt. Die durch Hydrolyse und Ammonifikation des organisch gebundenen Stickstoffs zusätzlich entstehende NH₄-N-Fracht wird somit vernachlässigt.

Pressinotti, 2010 konnte so bei einer Abwassertemperatur von 25 °C eine deutliche Abweichung zwischen der nach Wolf, 1987 berechneten und der gemessenen TKN-

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

Elimination seiner halbtechnischen Tropfkörperanlage - gefüllt mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($150 \text{ m}^2/\text{m}^3$) - feststellen.

In Bezug auf die Kohlenstoffelimination ist analog zur Kritik am *ATV-A 281, 2001* (vgl. 2.7.2) erneut festzustellen, dass auch der Ansatz nach *Wolf, 1987* noch auf dem organischen Summenparameter BSB_5 basiert, der zunehmend durch den CSB ersetzt wird.

Die genannten Defizite führen schließlich dazu, dass der Bemessungsansatz nach *Wolf, 1987* bis auf wenige tropfkörperbezogene Dissertationen [*Gebert, 2001; Dorias, 1996; Pressinotti, 2010*], bis dato nur geringen Anklang in nationalen oder internationalen Publikationen fand und auch in der Ingenieurspraxis nur selten zum Einsatz kommt.

2.7.4 Pressinotti, 2010

Ein im Vergleich zu *Wolf, 1987* wesentlich komplexerer Bemessungsansatz, der ebenfalls die Abwassertemperatur als bemessungsrelevanten Parameter berücksichtigt und zudem erstmals auf dem organischen Summenparameter CSB basiert, wurde von *Pressinotti, 2010* entwickelt. Grundlage seines Bemessungsansatzes war ein mathematisches Modell. Dieses wurde anhand von Betriebsdaten, die er aus Untersuchungen an einem halbertechnischen Tropfkörper in einer Klimakammer bei erhöhten Abwassertemperaturen (25 °C) gewinnen konnte (vgl. 2.6.3), kalibriert und validiert.

Bemessung von Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination ohne Nitrifikation

Die für die Bestimmung des erforderlichen Tropfkörpervolumens zulässige organische Flächenbelastung, kann anhand der Abwasserzusammensetzung wie folgt bestimmt werden, vgl. Gleichung (15):

$$B_{A,CSB} = \frac{k_{CSB,T} \cdot CSB_{hom,ZU}}{(CSB_{hom,ZU} - 0,5 \cdot (CSB/AFS)_{ZU} \cdot AFS_{ZU} - CSB_{mf,AB})} \left[\frac{g \text{ CSB}}{m_{aktiv}^2 \cdot d} \right] \quad (15)$$

mit:	$B_{A,CSB}$:	CSB Flächenbelastung bezogen auf die aktive Füllmaterialoberfläche	$[g/(m^2_{aktiv} \cdot d)]$
	$k_{CSB,T}$:	CSB Umsatzrate bezogen auf die aktive Füllmaterialoberfläche in Abhängigkeit der Temperatur	$[g/(m^2_{aktiv} \cdot d)]$
	$CSB_{hom,ZU}$:	CSB-Konzentration im Tropfkörperzulauf	$[mg/l]$
	AFS_{ZU} :	AFS-Konzentration im Tropfkörperzulauf	$[mg/l]$
	$CSB_{mf,AB}$:	Konzentration des filtrierten CSB im Tropfkörperablauf	$[mg/l]$

Hierbei ist $k_{CSB,T}$ eine Funktion von $k_{CSB,20}$ und der Abwassertemperatur, die ihrerseits wiederum von $B_{A,CSB}$ abhängig sind. Dieser Zusammenhang lässt sich nach Gleichung (16) wie folgt darstellen:

$$k_{CSB,T} = k_{CSB,20}(B_{A,CSB}) \cdot \theta_{CSB}(B_{A,CSB})^{(T-20)} \left[\frac{g \text{ CSB}}{m_{aktiv}^2 \cdot d} \right] \quad (16)$$

mit: Θ_{CSB} : Temperaturfaktor der CSB-Umsatzraten [-]
 T_w : Abwassertemperatur [°C]

Zur Lösung der Gleichungen (15) und (16) bietet *Pressinotti, 2010* in seiner Arbeit eine grafische Lösung an, die jedoch in Abhängigkeit der Abwasserzusammensetzung ggf. anzupassen ist. Aus der organischen Belastung im Tropfkörperzulauf und der zuvor bestimmten zulässigen CSB-Flächenbelastung ergibt sich das Tropfkörpervolumen dann wie folgt, vgl. Gleichung (17):

$$V_{TK} = \frac{Q_{ZU} \cdot CSB_{hom,ZU}}{A_S \cdot 0,5 \cdot B_{A,CSB}} \quad [m^3] \quad (17)$$

mit: Q_{ZU} : Abwasserzufluss [m³/d]
 A_S : Spezifische Oberfläche des Füllmaterials [m²/m³]

Hierbei wird angenommen, dass 50 % der spezifischen Füllmaterialoberfläche aktiv sind.

Wird neben der Kohlenstoffelimination noch eine Nitrifikation angestrebt, ist anstelle der organischen Belastung die TKN-Belastung im Zulauf zu betrachten und das Tropfkörpervolumen entsprechend größer zu wählen.

Bemessung von Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Nitrifikation

Analog zur Bestimmung der zulässigen CSB-Flächenbelastung für die Kohlenstoffelimination, ist für Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Nitrifikation die zulässige TKN-Flächenbelastung der maßgebende Bemessungswert, vgl. Gleichung (18):

$$B_{A,TKN} = \frac{k_{NH_4,T} \cdot TKN_{ZU}}{(TKN_{ZU} - NH_4 - N_{AB})} \left[\frac{g \text{ TKN}}{m_{aktiv}^2 \cdot d} \right] \quad (18)$$

mit:	$B_{A,TKN}$:	TKN-Flächenbelastung bezogen auf die aktive Füllmaterialoberfläche	$[g/(m^2_{aktiv} \cdot d)]$
	$k_{NH_4,T}$:	NH_4 -N-Umsatzrate bezogen auf die aktive Füllmaterialoberfläche in Abhängigkeit der Temperatur	$[g/(m^2_{aktiv} \cdot d)]$
	TKN_{ZU} :	TKN-Konzentration im Tropfkörperzulauf	$[mg/l]$
	$NH_4 - N_{AB}$:	NH_4 -N-Konzentration im Tropfkörperablauf	$[mg/l]$

Hierbei wird angenommen, dass der TKN im Zulauf vollständig ammonifiziert wird, d.h. der organisch gebundene Stickstoff im Ablauf der Nachklärung Null ist, und keine Stickstoffinkorporation in die Biomasse stattfindet. $k_{NH_4,T}$ ist eine Funktion von $k_{NH_4,20}$ und Θ_{NH_4} , die wiederum von $B_{A,TKN}$ abhängig sind. Dieser Zusammenhang lässt sich nach Gleichung (19) wie folgt darstellen:

$$k_{NH_4,T} = k_{NH_4,T}(B_{A,TKN}) \cdot \theta_{NH_4}(B_{A,TKN})^{(T-20)} \left[\frac{g \text{ } NH_4 - N}{m_{aktiv}^2 \cdot d} \right] \quad (19)$$

mit:	Θ_{NH_4} :	Temperaturfaktor der NH_4 -N-Umsatzraten	$[-]$
------	-------------------	--	-------

Auch hier bietet *Pressinotti, 2010* in seiner Arbeit grafische Lösung für die Gleichungen (18) und (19) an.

Aus der TKN-Belastung im Tropfkörperzulauf und der oben bestimmten zulässigen TKN-Flächenbelastung, ergibt sich das Tropfkörpervolumen wie folgt, vgl. Gleichung (20):

$$V_{TK} = \frac{Q_{ZU} \cdot TKN_{ZU}}{A_S \cdot 0,5 \cdot B_{A,TKN}} \quad [m^3] \quad (20)$$

Schwächen der Tropfkörperbemessung nach Pressinotti, 2010

Während bei dem Bemessungsansatz von *Pressinotti, 2010* positiv auffällt, dass dieser auf dem organischen Summenparameter CSB basiert, die Abwassertemperatur berücksichtigt und durch die Angabe von Ablaufkonzentrationen eine Bemessung für eine Teilreinigung ermöglicht, liegt dessen Schwäche in seiner Komplexität. Insbesondere die iterative Berechnung bzw. die Erstellung der Graphen (in Abhängigkeit der Abwasserzusammensetzung) zum Ablesen der kinetischen Konstanten, birgt für den ungeübten Anwender ein hohes Fehlerpotential.

Darüber hinaus wurde der Bemessungsansatz für erhöhte Abwassertemperaturen bislang nur anhand von Daten einer halbtechnischen Tropfkörperanlage in einer Klimakammer, bei einer Abwassertemperatur von 25 °C, validiert (s. Abbildung 6 und Abbildung 8 in 2.6.3). Hierzu gibt *Pönninger, 1965* zu bedenken, dass aufgrund der Randeffekte bei kleinen Durchmessern von halbtechnischen Tropfkörpern die Reinigungsleistung niedriger ausfällt, als bei technischen Tropfkörpern. Demnach steht für eine sichere Anwendung in warmen Klimaten eine Validierung an technischen Anlagen noch aus.

2.7.5 Modifizierte Velz Gleichung

Velz, 1948 entwickelte als erster die Theorie, dass die Elimination organischer Stoffe durch einen Tropfkörper und dem zugehörigen Sedimentationsbecken durch eine Reaktion erster Ordnung in Abhängigkeit der Füllmaterialhöhe beschrieben werden kann, s. Gleichung (21).

$$S_{BSB,AN} = \frac{S_{BSB,ZU}}{e^{k_V \cdot H_{TK}}} \quad [mg/l] \quad (21)$$

mit:	$S_{BSB,ZU}$:	Gelöster BSB ₅ im Tropfkörperzulauf	[mg/l]
	$S_{BSB,AN}$:	Gelöster BSB ₅ im Ablauf der Nachklärung	[mg/l]
	k_V :	Konstante für die Reinigungsleistung	[1/m]
	H_{TK} :	Füllmaterialhöhe	[m]

Später führten *Howland, 1958* und *Schulze, 1960* Untersuchungen zu den Auswirkungen der hydraulischen Belastung auf die Leistung kohlenstoffoxidierender Tropfkörpern durch, wobei *Howland, 1958* den in Gleichung (22) dargestellten Zusammenhang zwischen der hydraulischen Aufenthaltszeit, der hydraulischen Belastung und der Füllmaterialhöhe eines Tropfkörpers feststellte.

$$t = \frac{k \cdot H_{TK}}{q_A^n} \quad [m/(m/h)^n] \quad (22)$$

mit:	t:	Faktor für die hydraulische Aufenthaltszeit	[m/(m/h) ⁿ]
	k:	Konstante (Füllmaterialspezifisch)	[-]
	n:	Hydraulischer Koeffizient (Füllmaterialspezifisch)	[-]
	q_A :	Hydraulische Beschickung des Tropfkörpers	[m/h]

Schulze, 1960 ergänzte anschließend Gleichung (21) um die hydraulische Aufenthaltszeit nach *Howland, 1958* und fasste die Füllmaterialabhängigen Konstanten „ k_V “ und k zu einer Konstanten k_T zusammen ($k_T = k_V \cdot k$). Wird zusätzlich noch die spezifische Füllmaterialoberfläche (A_S) berücksichtigt, erhält man die in der Literatur am häufigsten zitierte Modifikation der ursprünglichen Velz Gleichung [*Parker and Merril, 1984*]:

$$S_e = \frac{S_{in}}{\exp(k_{BSB,20} \cdot A_S \cdot \theta^{(T-20)} \cdot H_{TK}/q_A^n)} \quad [mg/l] \quad (23)$$

mit:	A_S :	Spezifische Oberfläche des Füllmaterials	$[m^2/m^3]$
	$k_{BSB,20}$:	Konstante für die Reinigungsleistung bei 20 °C	$[(l/m^2 \cdot s)^n]$
	T_W :	Abwassertemperatur	$[°C]$
	θ :	Temperaturkorrekturfaktor, i.d.R. = 1,035	$[-]$

Anhand von Betriebsdaten halbtechnischer Tropfkörper konnten *Parker and Merril, 1984* einen $k_{BSB,20}$ -Wert von $0,00188 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})^{0,5}$ für ein kreuzstrukturiertes Kunststoffmaterial ($A_S = 98 \text{ m}^2/\text{m}^3$) bzw. einen $k_{BSB,20}$ -Wert von $0,00140 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})^{0,5}$ für ein vertikal strukturiertes Kunststoffmaterial ($A_S = 101 \text{ m}^2/\text{m}^3$) ableiten. Um dem Einfluss der Abwassertemperatur auf die Reinigungsleistung Rechnung zu tragen, enthält Gleichung (23) einen Van't Hoff-Arrhenius Term für die Korrektur des k_{20} -Wertes (vgl. 2.6.1). Der Temperaturkorrekturfaktor θ wird dabei i.d.R. zu 1,035 angenommen.

Der dimensionslose hydraulische Koeffizient n , ist abhängig von der Struktur und spezifischen Oberfläche des Füllmaterials und modifiziert den Einfluss der hydraulischen Belastung auf die Reinigungsleistung des Tropfkörpers [*Germain, 1966; Raj and Murthy, 1999*]. Hohe n -Werte stehen für eine Sensitivität des Materials gegenüber der hydraulischen Belastung [*Harrison and Daigger, 1987; Richards and Reinhart, 1986*]. Wenn keine analgenspezifischen Messwerte vorliegen wird n i.d.R. zu 0,5 angenommen [*Parker and Merril, 1984; Logan et al., 1987*].

Schwächen der modifizierten Velz Gleichung

Früher wurde ein direkter Zusammenhang zwischen der Reinigungsleistung und der Tropfkörperhöhe vermutet, wobei mit steigender Tropfkörperhöhe eine erhöhte Reinigungsleistung vorhergesagt wurde [*Pönninger, 1965; Stanley, 1930; Imhoff und Imhoff, 1990*]. Entsprechend prognostizieren auch viele mathematische Modellansätze, u.a. auch die modifizierte Velz Gleichung, eine Zunahme der Reinigungsleistung bei steigender Tropfkörperhöhe [*Tawfik, 2012; Germain, 1966*]. In jüngerer Vergangenheit konnte *Pressinotti, 2010* jedoch zeigen, dass der Einfluss der Tropfkörperhöhe auf die

Reinigungsleistung minimal ist. Auch andere Autoren weisen darauf hin, dass die Raumbelastung und nicht die Tropfkörperhöhe für die Reinigungsleistung entscheidend ist [Logan et al., 1987b; Nijhof, 1995; Albertson, 1989; Albertson, 1990]. Dementsprechend beziehen empirische Bemessungsregelwerke, wie z.B. das ATV-A 281, 2001, die Tropfkörperhöhe auch nicht in die Berechnung des erforderlichen Füllmaterialvolumens mit ein (vgl. 2.7.2).

Des Weiteren wurde die modifizierte Velz Gleichung bislang nur für den Abbau des gelösten BSB₅ verwendet, so dass kinetische Konstanten für den CSB-Abbau ($k_{CSB,20}$) bislang nicht vorliegen.

Zudem ist die modifizierte Velz Gleichung für die Auslegung von Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination mit simultaner Nitrifikation nicht geeignet [Pearce and Williams, 1999].

2.7.6 Gujer und Boller Gleichung

Gujer and Boller, 1986 entwickelten ein Modell für die Bemessung von Nitrifikationstropfkörpern in zweiter Stufe, dem stöchiometrische Bilanzen, die Diffusionsgesetze nach Fick und die Stoffwechselkinetik nach Monod zugrunde liegen. Die weitgehende Elimination organischer Stoffe in der ersten Stufe ist für die Anwendbarkeit des Modells essentiell, da dieses keine Einschränkung der Nitrifikationsleistung durch die Konkurrenz zwischen heterotrophen und autotrophen Bakterien berücksichtigt.

Kapitel 2: Stand des Wissens (Literaturstudie)

Die Bemessung nitrifizierender Tropfkörper nach *Gujer and Boller, 1986* erfolgt anhand von Gleichung (24):

$$\Delta NH_4 - N = - \frac{A_S}{q_A} \cdot k_{NH_4, max, 10} \cdot \theta_N^{(T-10)} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_m + S_{NH_4}} \cdot e^{(-k_b \cdot H)} \cdot H_{TK} \quad [mg/l] \quad (24)$$

mit	ΔNH_4-N :	Nitrifiziertes NH_4-N	[mg/l]
	A_S :	Spezifische Füllmaterialoberfläche	[m ² /m ³]
	q_A :	Tropfkörperbeschickung	[m ³ /(m ² ·d)]
	$k_{NH_4, max, 10}$:	Spezifische maximale Nitrifikationsrate bei 10 °C	[g/(m ² ·d)]
	θ_N :	Temperaturfaktor	[-]
	T:	Abwassertemperatur	[°C]
	S_{NH_4} :	NH_4-N Konzentration im Tropfkörperzulauf	[mg/l]
	K_m :	Halbsättigungskonstante (1,0 mg/l)	[mg/l]
	k_b :	Empirischer Faktor zur Berücksichtigung der der inhomogenen Biofilmentwicklung (i.d.R. = 0,11)	[1/m]
	H_{TK} :	Füllmaterialhöhe	[m]

Die zunehmende Substratlimitierung durch eine fortschreitende NH_4-N -Oxidation wird in dem Ansatz von *Gujer and Boller, 1986* über einen Monod-Term berücksichtigt. Die Halbsättigungsrate (K_m) wird dabei zu 1,0 mg/l NH_4-N angesetzt. Darüber hinaus wird die Abnahme der Nitrifikationsraten in Fließrichtung aufgrund einer zunehmend inhomogenen Biofilmentwicklung (vgl. 2.5.1), über einen exponentiellen Ansatz in die Berechnung der Ablaufkonzentrationen mit einbezogen. Den dafür erforderlichen Proportionalitätsfaktor (k_b), konnten sie anhand von Abbauprofilen ihrer halbtechnischen Versuchsanlage zu 0,11 bestimmen [vgl. auch *Boller and Gujer, 1986*]. *Parker et al., 1989* fanden bei ihren Untersuchungen Werte von 0 (keine Substratlimitierung) bis 0,16 für k_b . Die bei einem voll ausgebildeten Biofilm maximal erzielbare Nitrifikationsrate ($k_{NH_4, max, 10}$) geben *Gujer and Boller, 1986* mit 0,85 g NH_4-N /(m²·d) an. Für eine Korrektur der Umsatzraten bzgl. der Abwassertemperatur wird analog zur modifizierten Velz Gleichung für die Kohlenstoffelimination (vgl. 2.7.5), ein Van't Hoff-Arrhenius-Term verwendet. Anhand ihrer eigenen Untersuchungsergebnisse sowie Daten der Amerikanischen Umweltbehörde (U.S. EPA), schätzen sie den Temperaturfaktor für die Nitrifikation (θ_N) auf 1,045.

Nachdem man mit Gleichung (24) über die Ablaufkonzentration die erforderliche Füllmaterialhöhe (H_{TK}) ermittelt hat, ergibt sich die benötigte Tropfkörperoberfläche aus der zu behandelnden Tagesabwassermenge und der in Gleichung (24) angesetzten Flächenbeschickung (q_A). Das gesamte erforderliche Füllmaterialvolumen ist schließlich das Produkt aus Füllmaterialhöhe und Tropfkörperoberfläche.

Schwächen der Gujer und Boller Gleichung

Das von *Gujer and Boller, 1986* entwickelte Modell eignet sich ausschließlich für die Bemessung von Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe, in denen kein signifikanter Abbau organischer Stoffe mehr stattfindet. Für die Bemessung von einstufigen Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Nitrifikation ist die Gleichung ungeeignet.

Zudem geben *Gujer and Boller, 1986* für die Bemessung von Nitrifikationstropfkörpern eine maximale Nitrifikationsrate von $0,85 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ an. Wie in Tabelle 1 in Kapitel 2.5.2 dargestellt wurde, konnten an verschiedenen halbtechnischen und technischen Nitrifikationstropfkörpern jedoch schon deutlich höhere Umsatzraten - von bis zu $3,2 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ - beobachtet werden. *Li et al., 2014* gehen davon aus, dass die von *Gujer and Boller, 1986* an einem halbtechnischen Tropfkörper experimentell ermittelte Umsatzrate, aufgrund einer unzureichenden Flächenbeschickung und damit mangelhaften Füllmaterialbenetzung zu niedrig ausfällt. Ferner geben *Parker et al., 1989* zu bedenken, dass der von *Gujer and Boller, 1986* notierte Fliegenbefall zu einer Minderung der Nitrifikationsraten beigetragen haben könnte.

Auch der von *Gujer and Boller, 1986* angegebene Temperaturkorrekturfaktor (Θ_N) von 1,045 wird in Frage gestellt, da bislang keine Daten existieren die diesen bestätigen können [*Okey and Albertson, 1989b*]. Auch *Gujer and Boller, 1986* verweisen darauf, dass es in der Literatur nur wenige Hinweise zur Abhängigkeit der Nitrifikationsraten von der Abwassertemperatur gibt, so dass ihr Temperaturfaktor eher einen Trend widerspiegelt als einen absoluten Zusammenhang angibt. Dieser Sachverhalt wurde bereits in Kapitel 2.6.1 diskutiert und manifestiert sich schließlich auch in der großen Spreizung der in der Literatur angegebenen Temperaturfaktoren (vgl. Tabelle 2 in 2.6.1).

2.8 Zwischenfazit

Die Literaturstudie befasste sich zunächst mit dem Aufbau, den Eigenschaften sowie den Einsatzgebieten von Tropfkörpern. Ein Eindruck über die Komplexität des Tropfkörperverfahrens, konnte durch die schematische Darstellung eines (Tropfkörper)Biofilms sowie der darin stattfindenden Stoffwechselprozesse gewonnen werden (s. 2.3). Anhand der am Biofilmsegment erläuterten Selektion der Biozönose, wurde anschließend u.a. die Entstehung der typischen Abbauprofile in Fließrichtung von Tropfkörpern erklärt (s. 2.4 und 2.5). Dabei konnte auch gezeigt werden, dass sich die Nitrifikation im Tropfkörper erst nach dem weitgehenden Abbau organischer Stoffe einstellt.

Für ein umfassenderes Prozessverständnis, wurden darauf folgend mit der Temperatur, dem Füllmaterial, der organischen Belastung, der Säurekapazität, den hydraulischen Randbedingungen sowie dem Salzgehalt des Abwassers, wesentliche Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern diskutiert. Häufig war dabei festzustellen, dass der Einfluss einzelner Faktoren unter Fachleuten kontrovers diskutiert wird. Deutlich wurde dies insbesondere beim Einfluss der Abwassertemperatur. So besteht bis heute weder bzgl. der Kohlenstoffelimination noch der Nitrifikation ein Konsens darüber, wie sich der Temperatureinfluss auf die Reinigungsleistung quantifizieren lässt (s. 2.6.1).

Das Fehlen allgemein anerkannter Temperaturfaktoren lässt sich neben den verschiedenen und z.T. interagierenden Wirkungspfaden der Temperatur, auch mit den in der Literatur nur eingeschränkt vorhandenen Betriebsdaten technischer Tropfkörper erklären. So liegen bislang nur für gemäßigte Abwassertemperaturen umfangreiche Leistungsdaten bzgl. der Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in Tropfkörpern vor (s. 2.6.3). Zur Ableitung und Validierung von Temperaturfaktoren wären jedoch auch Leistungskurven von technischen Tropfkörperanlagen, die bei erhöhten Abwassertemperaturen betrieben werden, erforderlich.

Ferner war bei der Betrachtung der Leistungskurven festzustellen, dass sich diese ausschließlich auf mineralische Brockenfüllungen beziehen und bislang keine vergleichbaren Daten für die Vielzahl an unterschiedlich strukturierten Kunststoffmaterialien bestehen. Eine Skalierung der Leistungsfähigkeit anhand der spezifischen Oberfläche der Kunststofffüllmaterialien ist dabei nicht ohne weiteres möglich, da der Anteil der im Betrieb aktiven Füllmaterialoberfläche nicht bestimmt werden kann. Zudem weisen Untersuchungen

darauf hin, dass neben der spezifischen Oberfläche auch die Struktur des Kunststoffmaterials einen entscheidenden Einfluss auf die Reinigungsleistung hat (s. 2.6.2).

Dass der im Betrieb mit Biofilm bedeckte und mit Abwasser benetzte - und somit aktive - Anteil der spezifischen Füllmaterialoberfläche weitgehend unbekannt ist, schlägt sich auch in den Empfehlungen zu den hydraulischen Betriebseinstellungen nieder. So weisen die Angaben zur erforderlichen „Mindest-Flächenbeschickung“, die für eine weitgehende Füllmaterialbenetzung einzuhalten ist, eine große Spreizung auf (s. 2.6.5).

Einen weiteren Faktor, der besonders die Abwasserbehandlung in Küstenregionen betrifft, stellen erhöhte Salzgehalte im Abwasser dar. Erhöhte Salzgehalte im Abwasser können z.B. durch die Infiltration von Meerwasser ins Kanalnetz oder die Verwendung von Meerwasser für die Toilettenspülung auftreten und durch die Plasmolyse von Bakterienzellen die biologische Abwasserbehandlung nachteilig beeinflussen. In diesem Zusammenhang weisen verschiedene Studien darauf hin, dass sich negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung durch eine Adaption der Biozönose an erhöhte Salzkonzentrationen vermeiden lassen (s. 2.6.6). Aufgrund der überwiegend im Labormaßstab und mit synthetischem Abwasser durchgeführten Untersuchungen, bestehen in der Praxis jedoch noch Unsicherheiten über den Einfluss erhöhter Salzkonzentrationen in einer realen Abwassermatrix. Entsprechend könnten Untersuchungen zu den Auswirkungen erhöhter Salzgehalte in einer realen Abwassermatrix dazu beitragen die vorhandenen Ergebnisse zu validieren und somit bestehende Unsicherheiten zu beseitigen.

Ein anderer Aspekt, der Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Nitrifikation betrifft, ist die erforderliche Restsäurekapazität im Tropfkörperablauf, um eine Hemmung der Nitrifikation durch einen Abfall des pH-Werts vermeiden zu können. Auch diesbezüglich kann mit Empfehlungen von $\geq 0,1$ bis $\geq 2,0$ mmol/l keine Einigkeit in der Fachwelt festgestellt werden (s. 2.6.4). Für eine adäquate Berücksichtigung der Säurekapazität bei der Auslegung nitrifizierender Tropfkörper, wären demnach weitere Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Restsäurekapazität im Tropfkörperablauf und dem pH-Wert erforderlich.

Sowohl der Dissens über die Quantifizierung verschiedener Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung als auch die eingangs erwähnte Komplexität der bei der Abwasserreinigung im Tropfkörper ablaufenden Prozesse, spiegeln sich schließlich auch in den Ansätzen für die Bemessung von Tropfkörpern wieder (s. 2.7). So basiert noch heute die

Ermittlung des erforderlichen Füllmaterialvolumens nach empirischen Ansätzen wie dem *ATV-A 281, 2001* vereinfacht auf der Angabe von zulässigen Raumbelastungen, ohne dabei den Reinigungsfortschritt über die Tropfkörperhöhe genauer abzubilden oder Einflussfaktoren wie die Abwassertemperatur zu berücksichtigen. Insbesondere durch die fehlende Berücksichtigung der Abwassertemperatur, ist der Anwendungsbereich solcher Regelwerke stark eingeschränkt. Im Gegensatz dazu können mathematische Modellansätze durch die Berücksichtigung verschiedener Einflussfaktoren, wie z.B. der Abwassertemperatur oder der spezifischen Oberfläche des Füllmaterials, ein breites Anwendungsspektrum aufweisen. Jedoch bestehen im Allgemeinen Unsicherheiten bei der Anwendung mathematischer Modellansätze, da diese i.d.R. durch Untersuchungen an labor- oder halbtechnischer Anlagen abgeleitet und nur selten anhand von Betriebsdaten technischer Anlagen validiert wurden.

Für die vorliegende Arbeit lässt sich aus der Literaturstudie der Schluss ziehen, dass zunächst verschiedene Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern - insbesondere der Einfluss der Abwassertemperatur - genauer untersucht werden müssen, bevor sich darauf aufbauend ein praxistauglicher Bemessungsansatz für einstufige Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation entwickeln lässt.

3 Methodik

3.1 Einleitung und allgemeine Hinweise

3.1.1 Einleitung

In der Literaturstudie (Kapitel 2) wurde zunächst allgemein der Aufbau und die Anwendungsgrenzen des Tropfkörperverfahrens dargestellt. Anhand von Beschreibungen zum Aufbau und den Stoffwechselprozessen im Biofilm, wurde dann die Abwasserreinigung in ein- und zweistufigen Tropfkörperanlagen nachvollzogen. Darauf basierend konnten die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung detailliert beschrieben und insbesondere die Abwassertemperatur als prozessrelevanter Parameter identifiziert werden. Allgemein wird dabei sowohl bei der Kohlenstoffelimination als auch der Nitrifikation davon ausgegangen, dass mit steigender Abwassertemperatur erhöhte Umsatzraten erzielt werden können. *Pressinotti, 2010* konnte diesen Zusammenhang in Untersuchungen an einem halbtechnischen Tropfkörper erstmals über ein breites Spektrum an organischen Raumbelastungen nachweisen (vgl. 2.6.3). Die von *Pressinotti, 2010* abgeleiteten Leistungskurven wurden bislang jedoch noch nicht mit Betriebsdaten technischer Tropfkörperanlagen validiert. Hierzu führt *Pönninger, 1965* aus, dass aufgrund von Randeffekten bei kleinen Durchmessern von halbtechnischen Tropfkörpern die Reinigungsleistung niedriger ausfallen kann, als bei technischen Tropfkörperanlagen.

Des Weiteren wurde in Kapitel 2.7 dargelegt, dass bislang noch kein praxistauglicher Bemessungsansatz existiert, der den Zusammenhang zwischen der Abwassertemperatur und der Reinigungsleistung bei der Berechnung des erforderlichen Füllmaterialvolumens adäquat berücksichtigt. Dies kann im Wesentlichen darauf zurückgeführt werden, dass die gängigen Bemessungsansätze für Tropfkörper, wie z.B. das *ATV-A 281, 2001*, auf Erfahrungswerten basieren, die aus Untersuchungen an technischen Tropfkörpern in gemäßigten Klimaten abgeleitet wurden und bislang keine vergleichbaren Betriebsdaten von Tropfkörperanlagen in warmen Klimaten existieren.

Um diese Datenlücke teilweise schließen und darauf aufbauend einen praxistauglichen Bemessungsansatz für Tropfkörper entwickeln und validieren zu können (vgl. 5), wurden Messkampagnen an technischen Tropfkörperanlagen in warmen Klimaten durchgeführt:

- Managua WWTP Managua, Nicaragua (T_w im Mittel rd. 30 °C; vgl. Kapitel 3.2)
- Al Aweer STP Dubai, VAE (T_w im Mittel rd. 31 °C; vgl. Kapitel 3.3)
- Adlia WWTP Batumi, Georgien (T_w im Mittel rd. 25 °C; vgl. Kapitel 3.3)

Parallel dazu wurden zwei halbtechnische Tropfkörper auf der Al Aweer STP in Dubai, VAE (vgl. 2) errichtet, an denen Probenahmestellen über die Füllmaterialhöhe integriert wurden. Über die Probenahme entlang der Füllmaterialhöhe konnte speziellen Fragestellungen, wie z.B. zum Reinigungsverlauf im vertikalen Profil eines Tropfkörpers - und dabei insbesondere der Interaktion von Kohlenstoffelimination und Nitrifikation - nachgegangen werden.

Ergänzend wurden zwei halbtechnische Tropfkörper in einer Klimakammer im Technikum des ISWA der Universität Stuttgart errichtet, mit deren Hilfe der Einfluss erhöhter Salzkonzentrationen (bis einschließlich 10 g/l NaCl) auf die Kohlenstoffelimination untersucht werden konnte (vgl. 3.5).

3.1.2 Anmerkung zur Planung und Durchführung der Messkampagnen

Die Planung und Durchführung der Messkampagnen in Managua, Nicaragua (s.3.2) und Dubai, VAE (s. 3.3) erfolgte durch Frau Lisa Magnusson (ehem. wissenschaftliche Mitarbeiterin am ISWA - Universität Stuttgart) und Frau Heidemarie Hüneborg (CTA und Leiterin des Abwassertechnischen Labors des ISWA - Universität Stuttgart). Die Messkampagne in Batumi, Georgien (s. 3.3) wurde eigenverantwortlich geplant und von Herrn Illya Deyneko (Student an der Ruhr Universität Bochum) durchgeführt. Alle gesammelten Betriebsdaten wurden für die Erstellung der vorliegenden Arbeit vollumfänglich bereitgestellt.

3.1.3 Betriebsdaten aus der Eigenkontrolle der untersuchten Anlagen

In Deutschland wird über Vorschriften, wie z.B. die Eigenkontrollverordnung in Baden-Württemberg [EKVO, 2014], der Mindestumfang der Eigenkontrolle von Abwasserbehandlungsanlagen sowie die Dokumentation von Betriebsdaten geregelt. Im Gegensatz dazu bestehen im Ausland häufig keine vergleichbaren Vorschriften, so dass oft nur wenige Betriebsdaten erfasst und dokumentiert werden bzw. die Erhebung (Art der Probenahme und Analysemethode) vorhandener Betriebsdaten nur unzureichend nachvollzogen werden kann. Für die vorliegende Arbeit ergab sich daraus die Konsequenz, dass keine Betriebsdaten aus der Eigenkontrolle der untersuchten Tropfkörperanlagen (sofern vorhanden) übernommen und ausgewertet werden konnten.

3.2 Managua (Nicaragua)

3.2.1 Beschreibung der Managua WWTP

Die Managua Wastewater Treatment Plant (WWTP) befindet sich am Südufer des Managua-Sees (Google-Maps-Koordinaten: 12.167697; -86.187661) und reinigt das Abwasser der Stadt Managua, Nicaragua. Die Managua WWTP ist im Jahr 2009 mit einem Bemessungszufluss von 2,1 m³/s (180.000 EW_{CSB}) und dem Reinigungsziel Kohlenstoffoxidation (Teilabbau) in Betrieb genommen worden. Die Überwachungswerte der Managua WWTP liegen in der Tagesmischprobe bei 30 mg/l gelöstem BSB₅, 90 mg/l BSB₅ und 180 mg/l CSB. Aufgrund technischer Probleme in der Pumpstation im Kläranlagenzulauf, erreichte die Anlage im Zeitraum der Untersuchungen nur ca. 60 % des Bemessungszuflusses ($\approx 110.000 \text{ m}^3/\text{d}$), weshalb sich zu Beginn der Messkampagne nur 4 der 6 Tropfkörper in Betrieb befanden. Die Belastung der 4 Tropfkörper entsprach damit annähernd der Normalbelastung (= 100 % Zufluss bei 6 Tropfkörpern). Das restliche Abwasser wurde ohne weitere Behandlung vor der Managua WWTP in den Managuasee entlastet.

Die mechanische Abwasserbehandlung umfasst einen Rechen (8 mm Stababstand), einen belüfteten Sandfang sowie eine Vorklärung (Lamellenklärbecken). Der mechanischen Behandlung schließen sich 6 parallel geschaltete Tropfkörper an.

Nach der Abtrennung von absetzbaren Stoffen in den Nachklärbecken wird das gereinigte Abwasser in den Managua See eingeleitet, s. Abbildung 10.

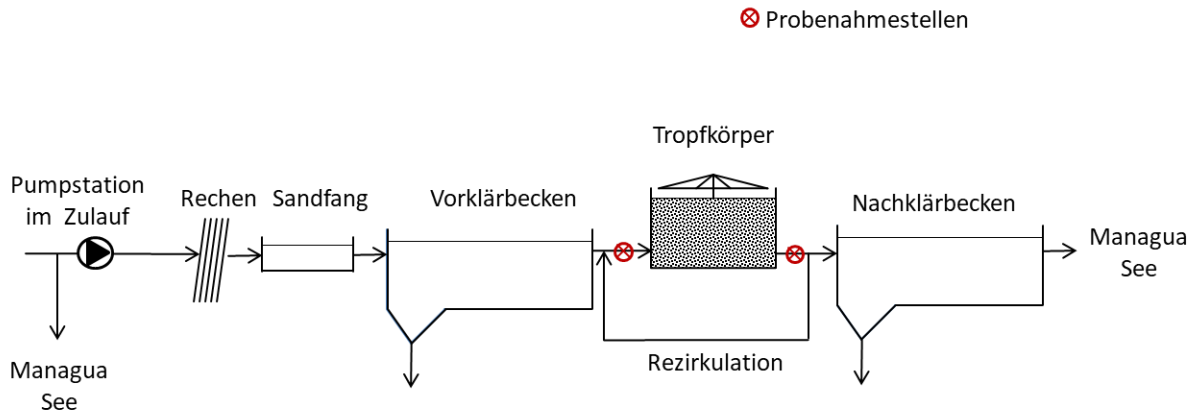


Abbildung 10: Anlagenschema der Managua WWTP (Managua, Nicaragua)

Eine Abwasserrezirkulation fand im Zeitraum der Untersuchungen nicht statt. Die Tropfkörper der Managua WWTP haben eine Füllmaterialhöhe von 5,2 m, einen Durchmesser von 35 m und sind mit Munters FB 10.27, einer Kreuzstrukturpackung mit einer spezifischen Oberfläche von $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$, gefüllt. Die Abwasserverteilung auf den Tropfkörpern erfolgt über hydraulisch getriebene 6 armige Drehsprenger. Die Belüftung der Tropfkörper erfolgt über natürliche Konvektion, vgl. Abbildung 11.

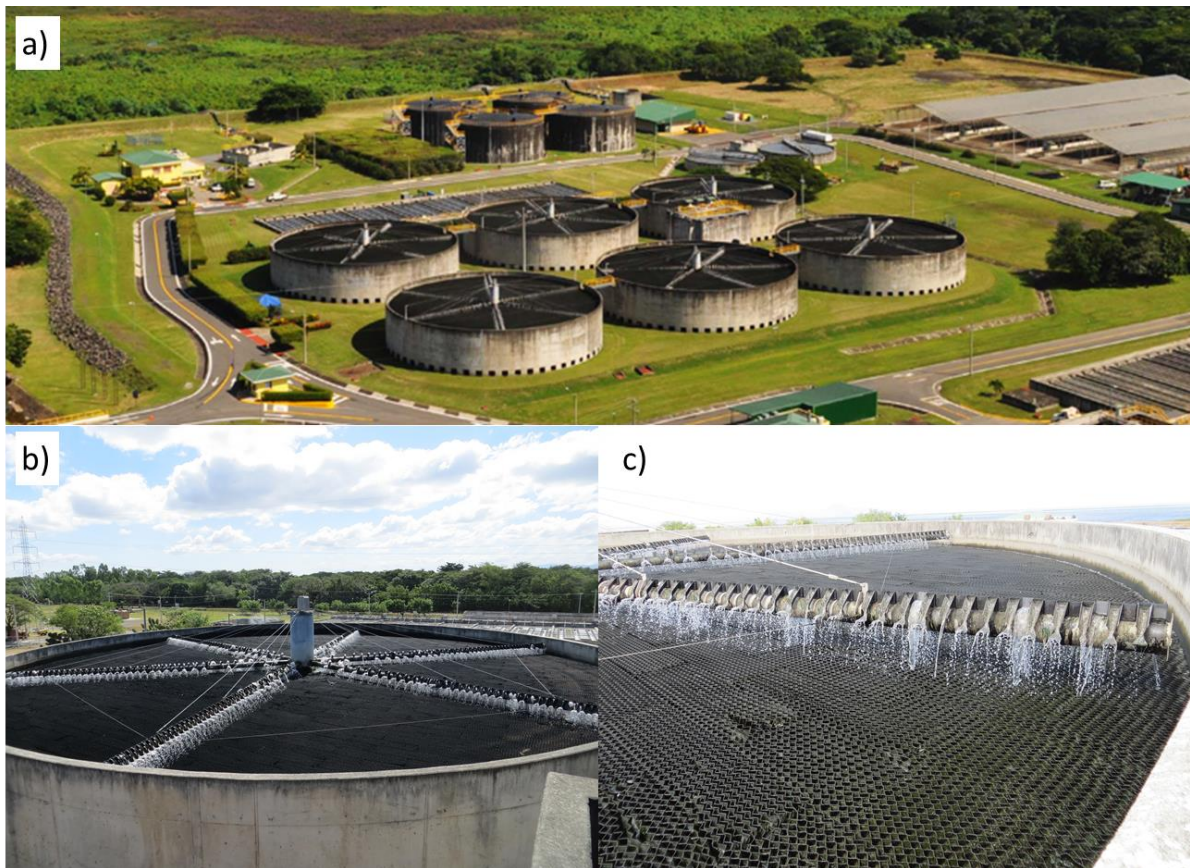


Abbildung 11: Managua WWTP in Managua, Nicaragua: a) Luftaufnahme der Kläranlage; b) einer der 6 Tropfkörper mit Kunststofffüllmaterial; c) Drehsprengerarm mit aufgesetzten Verteilerdüsen

3.2.2 Versuchsprogramm

In einer Messkampagne vom 08.04.2013 bis zum 10.05.2013 wurde die Reinigungsleistung der Tropfkörper bei erhöhten Abwassertemperaturen von im Mittel 31 °C (28 - 33 °C) untersucht.

Um der Fragestellung nachzugehen, wie sich die erhöhte Abwassertemperatur auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation bei unterschiedlichen organischen Raumbelastungen auswirkt, wurde die Messkampagne in 2 Phasen eingeteilt. In Phase 1 (08.04.2013 bis zum 24.04.2013) wurden aufgrund der Probleme mit dem Zulaufpumpwerk, bereits nur vier der sechs Tropfkörper mit Abwasser beschickt. In Phase 2 (25.04.2013 bis zum 10.05.2013) wurde ein weiterer Tropfkörper außer Betrieb genommen und dadurch die Belastung der verbleibenden 3 aktiven Tropfkörper erhöht. Die wesentlichen Betriebskennwerte der beiden Betriebsphasen sind in der nachfolgenden Tabelle 8

Kapitel 3: Methodik

zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung der Betriebsparameter erfolgt in Verbindung mit der Auswertung in Tabelle 16 in Kapitel 4.2.2.

Tabelle 8: Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte der Tropfkörper auf der Managua WWTP (Werte basieren auf Stichproben)

Parameter	Einheit	Phase 1:	Phase 2:
		4 aktive Tropfkörper (08.04 - 24.04.2013)	3 aktive Tropfkörper (25.04 - 10.05.2013)
$B_{R,CSB}$	kg/(m ³ ·d)	2,14	2,60
$B_{R,BSB}^{1)}$	kg/(m ³ ·d)	1,04	1,27
$B_{R,TKN}^{1)}$	kg/(m ³ ·d)	0,181	0,260
CSB_{ZU}	mg/l	354	328
TKN_{ZU}	mg/l	29,3	31,6
q_A	m/h	1,28	1,73
T_W	°C	31 (28 - 33)	
¹⁾ Berechnet über BSB_5/CSB -Verhältnis von 2,06 (n = 12) bzw. ein TKN/NH_4-N -Verhältnis von 1,59 (n = 14)			

Im Zu- und Ablauf der Tropfkörper wurden ausschließlich Stichproben entnommen (Kennzeichnung der Probenahmestellen in Abbildung 10), da keine automatischen Probenehmer zur Entnahme von zeit- oder durchflussproportionalen Mischproben zur Verfügung standen. Die Probenahme erfolgte einmal täglich an Werktagen (Mo - Fr) im Zeitraum von 9:30 bis 15:15 Uhr. Durch die Entnahme der Proben an verschiedenen Tageszeiten sollten unterschiedliche Belastungen im Tropfkörperzulauf sowie deren Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen erfasst werden.

Die Stichproben wurden unmittelbar nach der Entnahme im Labor der Managua WWTP auf folgende Parameter analysiert:

- Zulauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , BSB_5 , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS
- Ablauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS, T_W

Die Analysemethoden können Tabelle 15 in Kapitel 3.6 entnommen werden. Für die Berechnung von Frachten wurde über ein MID im Ablauf der Vorklä rung die Beschickungswassermenge zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt.

3.3 Batumi (Georgien)

Die Adlia Wastewater Treatment Plant (WWTP) liegt am Ostufer des Schwarzen Meers und reinigt das Abwasser der Stadt Batumi, Georgien (Google-Maps-Koordinaten: 41.610761, 41.583496). Die Adlia WWTP wurde 2013 mit einer Ausbaugröße von 200.000 EW und dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination in Betrieb genommen. Die Überwachungswerte für das gereinigte Abwasser liegen in der Tagesmischprobe bei 125 mg/l CSB, 25 mg/l BSB₅ und 35 mg/l AFS.

Die mechanische Abwasserbehandlung der Anlage besteht aus einem Rechen, einem belüfteten Sand- und Fettfang sowie 4 parallel geschalteten anaeroben Abwasserteichen mit einem Gesamtvolumen von 60.000 m³. Die hydraulische Aufenthaltszeit in den Teichen beträgt rd. 1 Tag. Mit dem vorgereinigten Abwasser aus je einem Abwasserteich wird einer der 4 nachgeschalteten Tropfkörper beschickt. Den Tropfkörpern folgen 4 Nachklärbecken, die den Überschussschlamm zur gemeinsamen anaeroben Stabilisation in die Anaerob-Teiche zurückfördern, vgl. Abbildung 12. Der anaerob stabilisierte Schlamm wird ca. 4 Mal pro Jahr aus den Teichen entfernt.

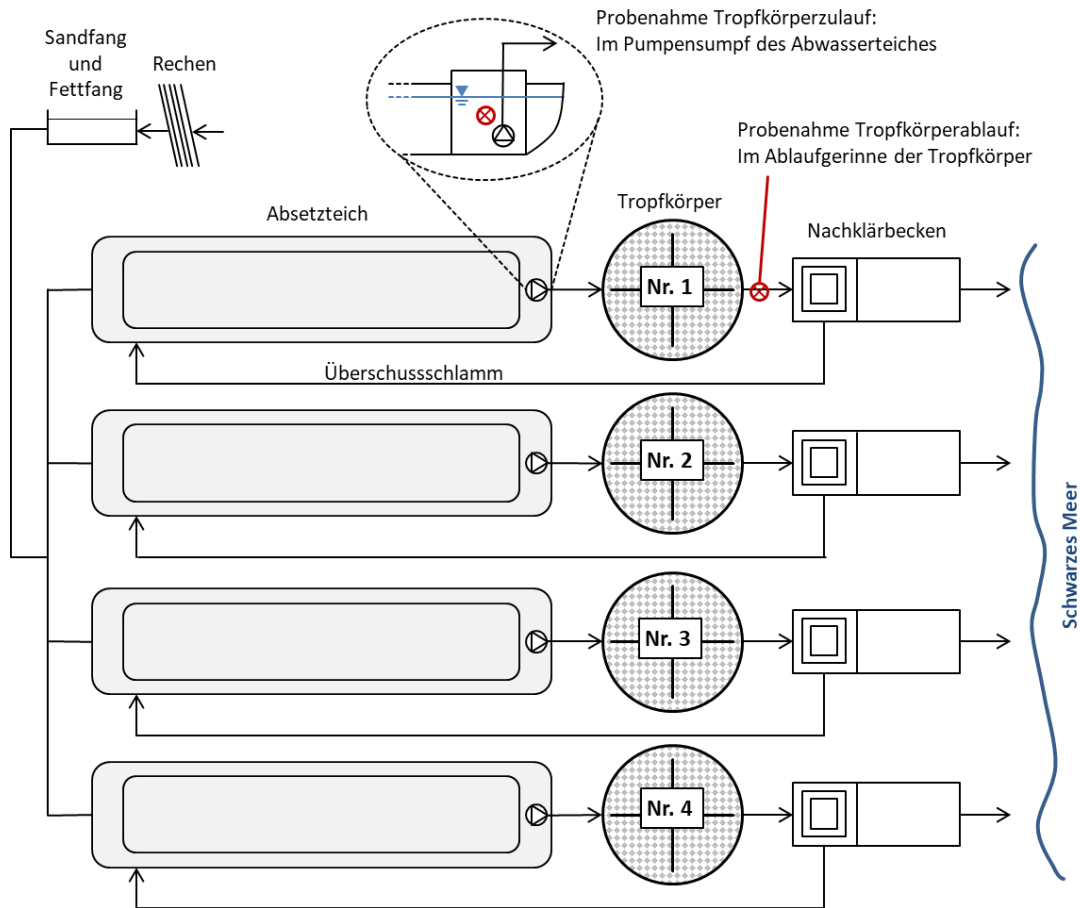


Abbildung 12: Anlagenschema der Adlia WWTP in Batumi, Georgien inkl. Probenahmestellen für die Messkampagne vom 06.08.2015 bis zum 25.09.2015

Die Tropfkörper der Adlia WWTP haben eine Füllmaterialhöhe von 5,2 m, einen Durchmesser von 28 m und sind mit BioDek KFP 627, einer Kreuzstrukturpackung des Herstellers GEA 2H Water Technologies GmbH, gefüllt, das eine spezifische Oberfläche von $125 \text{ m}^2/\text{m}^3$ besitzt. Für die Abwasserverteilung werden 4-armige hydraulisch getriebene Drehsprenger eingesetzt. Die Belüftung der Tropfkörper erfolgt über natürliche Konvektion, s. Abbildung 13.



Abbildung 13: Tropfkörper der Adlia WWTP in Batumi, Georgien: a) Wasserverteilung entlang eines Drehsprengerarms (4 armige Drehsprenger); b) Tropfkörper (Umwandlung aus Kunststoffplatten und Lüftungsöffnungen im Betonfundament); c) Prallbleche vor den Öffnungen im Drehsprengerarm zur Feinverteilung des Abwassers

3.3.1 Versuchsprogramm

In einer Messkampagne vom 06.08.2015 bis zum 23.09.2015 wurden die Elimination organischer Stoffe sowie die Nitrifikation in den Tropfkörpern der Adlia WWTP bei erhöhten Abwassertemperaturen, im Zeitraum der Messkampagne im Mittel 25 °C (22 - 27 °C), untersucht.

Um der Fragestellung nachzugehen, wie sich die erhöhte Abwassertemperatur auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation bei unterschiedlichen organischen Raumbelastungen auswirkt, wurde die Messkampagne in 2 Phasen eingeteilt. In Phase 1 (06.08.2015 bis zum 21.08.2015) wurden die Tropfkörper im normalen Anlagenbetrieb, d.h. bei gleichmäßiger Abwasserverteilung auf die 4 Straßen, untersucht. In Phase 2 (07.09.2015 bis zum 23.09.2015) wurden die Auswirkungen einer erhöhten organischen- und Stickstoffbelastung auf die Reinigungsleistung der Tropfkörper untersucht. Hierfür wurden

Kapitel 3: Methodik

am Ende der Phase 1 (am 24.08.2015) die Beschickungswassermengen der Tropfkörper Nr. 2 und Nr. 4 angehoben. Nach einer Pause von zwei Wochen, in der sich die Biomasse in den Tropfkörpern an die erhöhte Belastung adaptieren konnte, wurden wieder Betriebsdaten der Tropfkörper Nr. 2 und Nr. 4 aufgezeichnet. Durch die reduzierte Beschickungswassermenge der Tropfkörper Nr. 1 und Nr. 3 konnte die Rotation der hydraulisch getriebenen Drehsprenger nichtmehr durchgängig aufrechterhalten werden. Aus diesem Grund wurden die beiden Tropfkörper in Phase 2 aus den Untersuchungen ausgeschlossen. Die wesentlichen Betriebskennwerte der beiden Betriebsphasen sind in der nachfolgenden Tabelle 9 zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung der Betriebsparameter erfolgt in Verbindung mit der Auswertung in Tabelle 17 in Kapitel 4.3.2.

Tabelle 9: Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte der Tropfkörper auf der Adlia WWTP (Werte basieren auf Stichproben)

Parameter	Einheit	Phase 1:	Phase 2:
		Alle 4 TK gleich belastet (06.08. - 21.08.2015)	2 TK mit erhöhter Belastung (07.09 - 23.09.2015)
$B_{R,CSB}$	kg/(m ³ ·d)	0,60	0,86
$B_{R,BSB}$ ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	0,30	0,42
$B_{R,TKN}$	kg/(m ³ ·d)	0,108	0,113
CSB_{ZU}	mg/l	153	155
TKN_{ZU}	mg/l	27,3	20,6
q_A	m/h	0,85	1,21
T_W	°C	25 (22 - 27)	
¹⁾ Berechnet über das CSB:BSB ₅ -Verhältnis von 2,05 (n = 6)			

Da keine automatischen Probennehmer zur Entnahme von zeit- oder durchflussproportionalen Mischproben zur Verfügung standen, wurden im Zu- und Ablauf jedes Tropfkörpers (TK 1 - 4 in Phase 1 und TK 2 + 4 in Phase 2) Stichproben entnommen (Kennzeichnung der Probenahmestellen in Abbildung 12). Die Stichproben wurden zu je einer Zulauf- und einer Ablaufmischprobe zusammengefasst, um geringfügige Leistungsunterschiede zwischen den einzelnen Tropfkörpern aus der Auswertung auszuschließen und den Umfang der Analysen zu senken. Die Probenahme erfolgte zwischen 10 und 11 Uhr an 3 bis 4 Werktagen (Mo - Fr) pro Woche. Eine Entnahme von Stichproben an unterschiedlichen Tageszeiten wurde nicht vorgenommen, da aufgrund der hohen hydraulischen Aufenthaltszeit in den vorgeschalteten Absetzteichen (bei

durchschnittlichen Zufluss rd. 1 Tag) keine ausgeprägte Lastdynamik im Zulauf der Tropfkörper bzw. daraus resultierende Schwankungen bei den Ablaufkonzentrationen zu erwarten waren.

Die Stichproben wurden unmittelbar nach der Entnahme im Labor der Adlia WWTP auf folgende Parameter analysiert:

- Zulauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , BSB_5 , N_{ges} , $NH_4\text{-N}$, $NO_2\text{-N}$, $NO_3\text{-N}$, AFS
- Ablauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , N_{ges} , $NH_4\text{-N}$, $NO_2\text{-N}$, $NO_3\text{-N}$, AFS, T_W

Die angewendeten Analysemethoden können Tabelle 15 in Kapitel 3.6 entnommen werden. Für die Berechnung von Frachten wurden über MID's in den Zulaufleitungen der Tropfkörper die Beschickungswassermenge zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt.

3.4 Dubai (VAE)

Die Al Aweer Sewage Treatment Plant (STP) ist mit einem Bemessungszufluss von $3 \text{ m}^3/\text{s}$ (ca. 650.000 EW) die größte Abwasserreinigungsanlage in Dubai, Vereinigte Arabische Emirate (VAE) (Google-Maps-Koordinaten: 25.160073, 55.431039). Die Al Aweer STP ist für das Reinigungsziel Nitrifikation ausgelegt, wobei die Überwachungswerte für das gereinigte Abwasser in der Tagesmischprobe bei 10 mg/l BSB_5 , 10 mg/l AFS und $2 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ liegen.

Nach einer mechanischen Vorbehandlung, bestehend aus Rechen, Sand- und Fettfang sowie einer Vorklärung, wird eine Hochlast-Belebtschlammstufe zur aeroben Kohlenstoffelimination betrieben. Aus den Zwischenklärbecken der Belebtschlammstufe werden 15 nitrifizierende Tropfkörper beschickt. Den nitrifizierenden Tropfkörpern folgen Nachklärbecken und Sandfilter, sowie eine abschließende Desinfektionsstufe. Das gereinigte und desinfizierte Abwasser wird nahezu vollständig zur Bewässerung von Grünflächen der Stadt Dubai verwendet.

Abbildung 14 zeigt ein vereinfachtes Anlagenschema der Al Aweer STP mit der Einbindung der halbtechnischen Tropfkörper zur Kohlenstoffoxidation und Nitrifikation (s. 3.4.1).

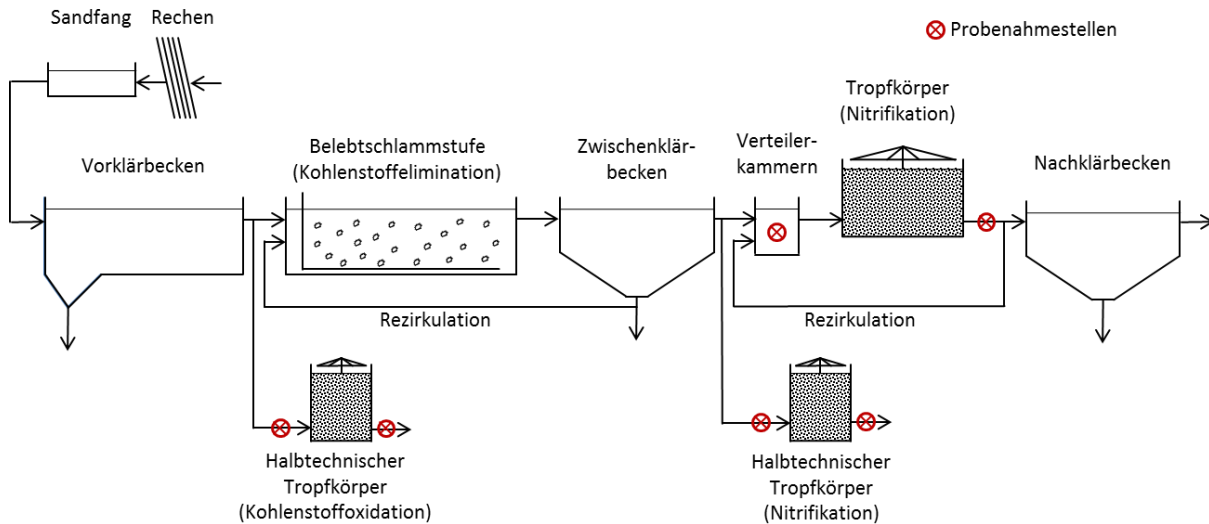


Abbildung 14: Vereinfachtes Anlagenschema der Al Aweer STP (Dubai, VAE) mit Einbindung der halbtechnischen Tropfkörper zu Kohlenstoffoxidation und Nitrifikation

Der Ausschnitt des Anlagenschemas von den Zwischenklärbecken über die nitrifizierenden Tropfkörper bis zu den Nachklärbecken ist zusammen mit den Probenahmestellen für die Untersuchung an den technischen Tropfkörpern detaillierter in Kapitel 3.4.1 Abbildung 15 dargestellt.

3.4.1 Technischer Nitrifikationstropfkörper

Aus je 2 Zwischenklärbecken (ZKB) der Hochlast-Belobtschlammstufe werden über eine Verteilerkammer 4 bzw. 3 der 15 nitrifizierenden Tropfkörper beschickt. Abbildung 15 stellt die Tropfkörperstufe der Al Aweer STP zusammen mit den Probenahmestellen dar.

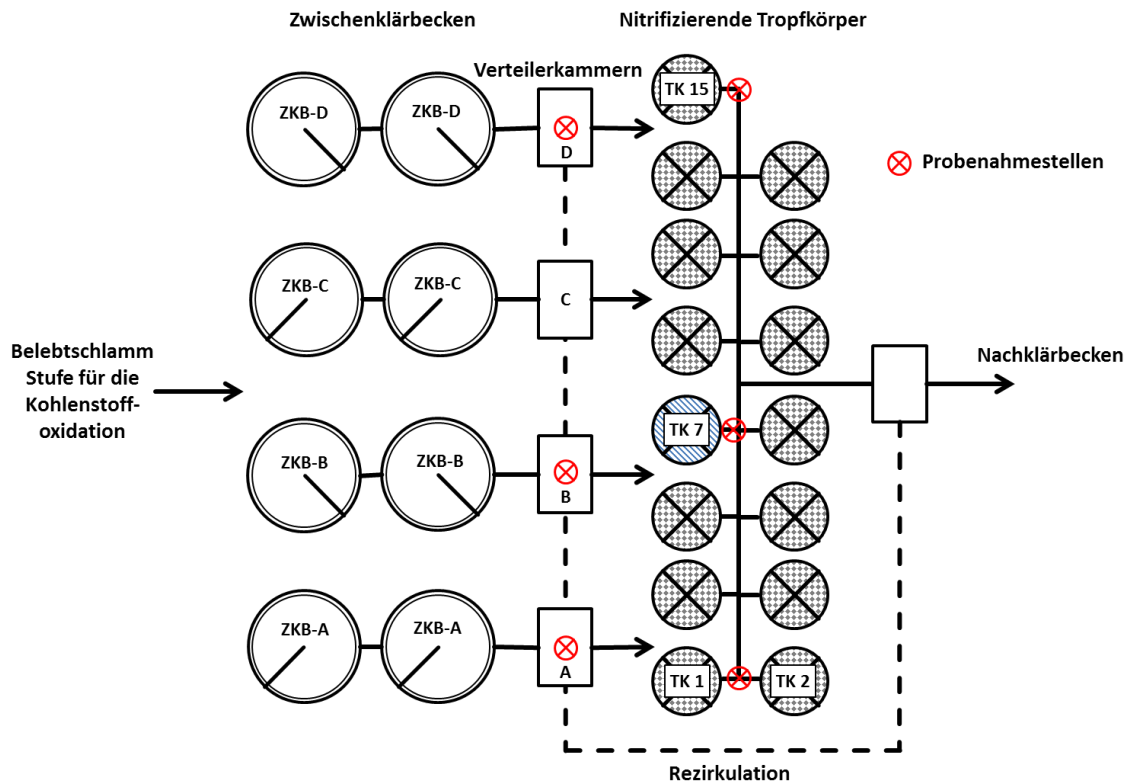


Abbildung 15: Anlagenschema der Tropfkörperstufe auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE); inkl. der Probenahmestellen für die Messkampagne vom 26.09.2013 bis 28.11.2013

Die Rezirkulation wurde für die Untersuchungen der Tropfkörper außer Betrieb genommen, da keine quantitative Erfassung des Rezirkulationsvolumenstroms und dessen Verteilung auf die Verteilerkammern möglich war.

Die nitrifizierenden Tropfkörper haben eine Füllmaterialhöhe von 2,75 m und einen Durchmesser von 34,1 m. Tropfkörper Nr. 1 - 6 und 8 - 15 sind mit Raschig Bio-Pac SF 30, einem Kunststoffschüttmaterial mit einer spezifischen Oberfläche von 100 m²/m³, ausgestattet. Tropfkörper Nr. 7 wurde im Jahr 2009 von GEA 2H Water Technologies auf ein

Kapitel 3: Methodik

Kreuzstrukturmaterial, KFP 619 mit $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (die oberen 0,915 m und die untersten 0,61 m) und KFP 612 mit $240 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (die mittleren 1,22 m), umgerüstet, s. Abbildung 16.



Abbildung 16: Nitrifizierende Tropfkörper auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE):
a) Nitrifikationstropfkörper mit einem 4 armigen Drehsprenger; b) Technische Belüftung des N-TK Nr. 11; c) Kunststoffschüttmaterial der Tropfkörper Nr. 1 - 6 und 8 - 15; d) Kreuzstrukturierte Kunststoffpackung des Tropfkörpers Nr. 7

Jeder Tropfkörper wird über 4 Belüfter zwangsbelüftet (vgl. Abbildung 16 b)). Die Abwasserverteilung erfolgt bei allen Tropfkörpern durch hydraulisch getriebene 4 armige Drehsprenger, die das Abwasser über einen durchgängigen Austrittsschlitz entlassen.

3.4.1.1 Versuchsprogramm

In einer Messkampagne vom 26.09.2013 bis zum 28.11.2013, wurde die Nitrifikation der schüttmaterialgefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 sowie des, mit kreuzstrukturmaterial gefüllten, Tropfkörpers Nr. 7 bei erhöhten Abwassertemperaturen - im Mittel $32 \text{ }^\circ\text{C}$ ($30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$) - untersucht. Durch den Parallelbetrieb der Tropfkörper mit Schüttmaterial und

strukturierter Packung, konnte zusätzlich der Einfluss des Füllmaterials auf die Nitrifikation evaluiert werden.

Durch die separate Zulaufbeprobung der Tropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 in der jeweiligen Verteilerkammer (A, B und D) konnte sichergestellt werden, dass vergleichbare Zulaufbedingungen vorlagen. Da keine signifikanten Unterschiede in den chemischen Abwasserparametern auftraten, werden für eine übersichtliche Zusammenstellung der Betriebsparameter der Tropfkörper die Messwerte aus dem Zulauf des Tropfkörpers Nr. 7 (Verteilerkammer B) herangezogen. Der Tropfkörperablauf wurde über Schächte aus den unterirdisch verlaufenden Ablaufleitungen beprobt (Kennzeichnung der Probenahmestellen s. Abbildung 15).

Die wesentlichen Betriebskennwerte der Tropfkörper sind in der nachfolgenden Tabelle 10 zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung der Betriebsparameter erfolgt in Verbindung mit der Auswertung in Tabelle 18 in Kapitel 4.4.2.1.

Tabelle 10: Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte der Nitrifikationstropfkörper auf der Al Aweer STP (Werte basieren auf Stichproben)

Parameter	Einheit	Verteilerkammer B
TKN	mg/l	41,9
$B_{R,TKN}^{1)}$	kg/(m ³ ·d)	0,49
q_A	m/h	1,37
T_W	°C	32 (30 - 33)
¹⁾ Berechnet über ein TKN:NH ₄ -N-Verhältnis von 1,12 (n = 15)		

Im Zu- und Ablauf der Tropfkörper wurden ausschließlich Stichproben entnommen, da keine automatischen Probenehmer zur Entnahme von zeit- oder durchflussproportionalen Mischproben zur Verfügung standen. Die Probenahme erfolgt einmal täglich an Werktagen (Mo - Fr) im Zeitraum von 8:30 bis 14:30 Uhr. Durch die Entnahme der Proben an verschiedenen Tageszeiten sollten unterschiedliche Belastungen im Tropfkörperzulauf sowie deren Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen erfasst werden. Dabei konnten die Tropfkörper Nr. 1+2 aufgrund der Schachtöffnungen nur gemeinsam beprobt werden.

Sowohl im Zu- als auch im Ablauf der Tropfkörper wurden ausschließlich Stichproben entnommen und daraus folgende Parameter im Labor der Al Aweer STP analysiert:

- Zulauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS, pH, Alkalinität
- Ablauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS, pH, Alkalinität, T_w

Die Analysemethoden können Tabelle 15 in Kapitel 3.6 entnommen werden. Die Beschickungswassermenge der Tropfkörper wird über ein MID im Ablauf der Nachklärung erfasst und im Prozessleitsystem der Al Aweer STP dokumentiert. Die für die Berechnung von Frachten erforderlichen Wassermengen wurden für den Zeitpunkt der Stichprobenahme aus den Aufzeichnungen des Prozessleitsystems übernommen.

3.4.2 Halbtechnische Tropfkörper

Für detaillierte Untersuchungen zur Kohlenstoffelimination und Nitrifikation wurden zwei halbtechnische Tropfkörper auf dem Gelände der Al Aweer STP errichtet, vgl. Abbildung 17. Ein Tropfkörper wurde mit Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung beschickt und mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination betrieben (C-TK). Der zweite Tropfkörper wurde analog zu den technischen Tropfkörpern der Al Aweer STP mit Abwasser aus dem Ablauf der Zwischenklärbecken beschickt und als Nitrifikationstropfkörper (N-TK) eingesetzt. Die Einbindung der Tropfkörper in das Fließschema der Al Aweer STP kann Abbildung 14 in 3.4.1 entnommen werden.

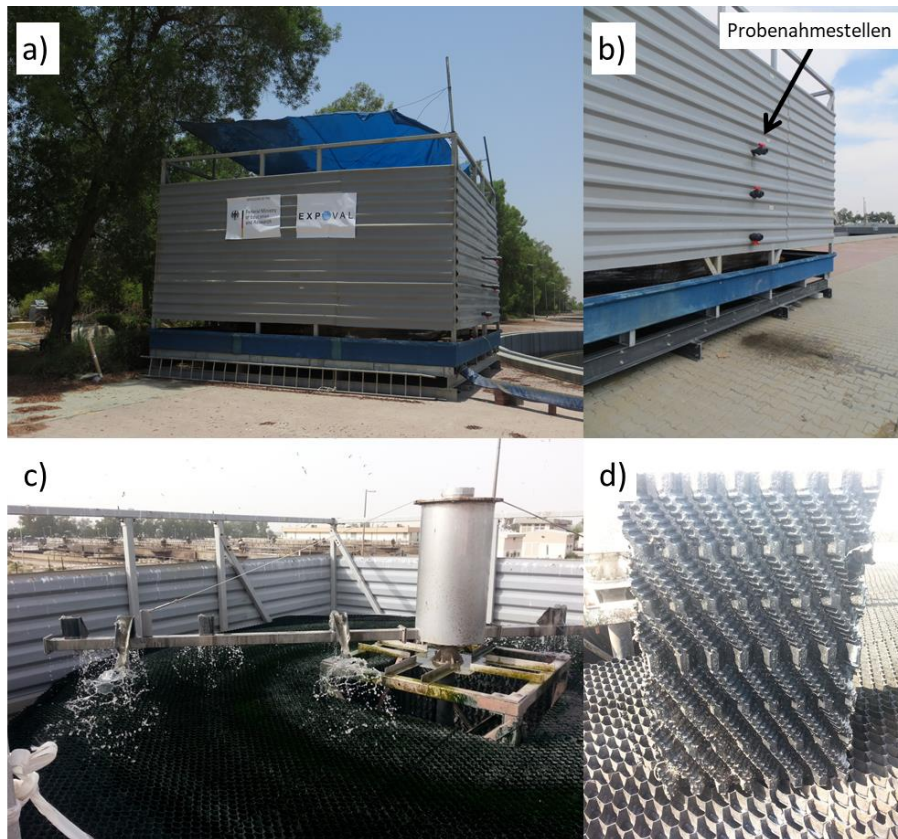


Abbildung 17: Halbtechnischer Tropfkörper auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE): a) Halbtechnischer C-TK (baugleich ein zweiter N-TK); b) In das Füllmaterial eingelassene Probenahmestellen; c) Zweiarmiger Drehsprenger mit aufgesetzten Düsen; d) Block des kreuzstrukturierten Kunststofffüllmaterial

Die zwei baugleichen Tropfkörper hatten eine Füllmaterialhöhe von 2,4 m und einen Durchmesser von 5,8 m. Nach Abzug des Brunnens ($A_{\text{Brunnen}} = 1 \text{ m}^2$; $V_{\text{Brunnen}} = 2,4 \text{ m}^3$) betrug die Oberfläche der Tropfkörper $25,4 \text{ m}^2$ und das Füllmaterialvolumen 61 m^3 . Durch horizontal eingelassene Rohre war die Entnahme von Proben in Füllmaterialhöhen von 0,6 m, 1,2 m und 1,8 m und damit die Erzeugung von Höhenprofilen möglich.

Beide Tropfkörper wurden mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung der Firma GEA 2H Water Technologies ausgestattet. Das Füllmaterial des C-TK hatte in den oberen 1,5 m eine spezifische Oberfläche von $125 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (KFP 627) und in den unteren 0,9 m eine spezifische Oberfläche von $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (KFP 619). Das Füllmaterial des N-TK hatte in den oberen 1,2 m eine spezifische Oberfläche von $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (KFP 619) und in den unteren 1,2 m eine spezifische Oberfläche von $240 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (KFP 612). Der Hohlraumanteil der eingesetzten Füllmaterialtypen liegt bei $> 95 \%$.

Die Abwasserverteilung erfolgte mit hydraulisch getriebenen zweiarmigen Drehsprengern. Die Belüftung der Tropfkörper erfolgt über natürliche Konvektion.

3.4.2.1 Versuchsprogramm des halbtechnischen C-TK

Nach einer Einfahrphase von 5 Wochen (29.10.2013 bis zum 02.12.2013) wurde der halbtechnische Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffoxidation (C-TK) vom 03.12.2013 bis zum 24.06.2014 betrieben. Um den Einfluss der organischen Belastung auf die Reinigungsleistung des Tropfkörpers untersuchen zu können, wurden die Untersuchungen in zwei Phasen mit unterschiedlichen Raumbelastungen unterteilt. Die Raumbelastungen konnte über eine Anpassung der Beschickungswassermenge eingestellt werden. Die wesentlichen Betriebskennwerte des C-TK sind in der nachfolgenden Tabelle 11 zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung der Betriebsparameter erfolgt in Verbindung mit der Auswertung in Tabelle 20 in Kapitel 4.4.3.1.

Tabelle 11: Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte des halbtechnischen C-TK auf der Al Aweer STP (Werte basieren auf Stichproben)

Parameter	Einheit	Phase 1 (03.12.2013 - 20.02.2014)	Phase 2 (21.02.2014 - 24.06.2014)
$B_{R,CSB}$	kg/(m ³ ·d)	3,04	1,96
$B_{R,BSB}^{1)}$	kg/(m ³ ·d)	1,72	1,11
CSB	mg/l	383	356
q_A	m/h	0,79	0,55
T_W	°C	26 (25 - 28)	29 (26 - 32)
¹⁾ Berechnet über das CSB:BSB ₅ -Verhältnis von 1,75 (n = 27)			

Im Zu- und Ablauf des C-TK wurden ausschließlich Stichproben entnommen (Kennzeichnung der Probenahmestellen in Abbildung 14), da keine automatischen Probenehmer zur Entnahme von zeit- oder durchflussproportionalen Mischproben zur Verfügung standen. Proben wurden an ein bis zwei Tagen pro Woche im Zeitraum von ca. 9:00 bis 14:30 Uhr genommen. Durch die Entnahme der Proben an verschiedenen Tageszeiten sollte die Dynamik der Zulaufkonzentrationen sowie deren Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen erfasst werden. Die hydraulische Belastung wurde in den beiden Betriebsphasen durch die Einstellung der Beschickungspumpe konstant gehalten. Die

Stichproben wurden unmittelbar nach der Entnahme im Labor der Al Aweer STP auf folgende Parameter analysiert:

- Zulauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , BSB_5 , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS
- Ablauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS, T_W

Die Analysemethoden können Tabelle 15 in Kapitel 3.6 entnommen werden. Die für die Berechnung von Frachten erforderlichen Wassermengen wurden über die Förderleistung der Beschickungspumpe ermittelt.

Reinigungsverlauf im Höhenprofil

Über den gesamten Versuchszeitraum wurden regelmäßig Proben aus den horizontal in das Füllmaterial eingelassenen Probenahmestellen entnommen und daraus die CSB_{mf} sowie die NH_4-N -Konzentration bestimmt. Über die Stichproben kann der Reinigungsverlauf über den Fließweg evaluiert werden.

3.4.2.2 Versuchsprogramm des halbtechnischen N-TK

Der halbtechnische Nitrifikationstropfkörper (N-TK) wurde vom 24.11.2013 bis zum 23.07.2014 betrieben. Mit dem N-TK sollten die Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen auf die Nitrifikationsleistung bei verschiedenen Stickstoffraumbelastungen untersucht werden. Bis eine stabile Nitrifikation erreicht wurde, war jedoch eine unerwartet lange Einfahrphase von 213 Tagen erforderlich, so dass das geplante Versuchsprogramm (Variation der Raumbelastung) abgeändert werden musste. Die lange Einfahrphase war dem Mangel an nitrifizierenden Bakterien im Abwasserstrom und der daraus resultierenden langsamen Biofilmentwicklung auf dem Füllmaterial geschuldet.

Vor diesem Hintergrund lassen sich die Untersuchungen am halbtechnischen N-TK in drei Abschnitte unterteilen. Der Zeitraum vom 24.11.2013 bis zum 18.02.2014 beschreibt den Anfang der Einfahrphase, in der der N-TK mit Abwasser aus dem Ablauf der Zwischenklärung der Al Aweer STP in Betrieb genommen wurde. Um die Biofilmentwicklung auf dem Füllmaterial zu beschleunigen und damit die Nitrifikationsleistung zu erhöhen, wurde der N-TK am 19.02.2014 mit Schlamm aus den Nachklärbecken der technischen Tropfkörper der Al

Kapitel 3: Methodik

Aweer STP angeimpft. Zusätzlich wurde im Zeitraum vom 19.02.2014 bis zum 25.06.2014 eine interne Rezirkulation implementiert, um die Kontaktzeit zwischen den Nitrifikanten und dem Füllmaterial zu erhöhen. Dem Einfahren folgte vom 26.06.2014 bis zum 23.07.2014 ein stationärer Betrieb ohne Abwasserrezirkulation. Die wesentlichen Betriebskennwerte des N-TK sind in der nachfolgenden Tabelle 12 zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung der Betriebsparameter erfolgt in Verbindung mit der Auswertung in Tabelle 19 in Kapitel 4.4.2.1.

Tabelle 12: Mittlere (min. - max.) Betriebskennwerte des halbtechnischen N-TK auf der Al Aweer STP (Werte basieren auf Stichproben)

Parameter	Einheit	Einfahren ohne Rezirkulation (24.11.13 - 18.02.14)	Einfahren mit Rezirkulation und Animpfung (19.02.14 - 25.06.14)	Stationärer Betrieb (26.06.14 - 23.07.14)
$B_{R,TKN}$	kg/(m ³ ·d)	0,28	0,30	0,35
TKN	mg/l	45,3	46,6	39,3
Rezirkulationsrate	%	---	23,7	---
q_A	m/h	0,64	0,83	0,90
T_W (Ablauf TK)	°C	23 (20 - 28)	27 (22 - 32)	33 (32 - 35)

Im Zu- und Ablauf des N-TK wurden ausschließlich Stichproben entnommen (Kennzeichnung der Probenahmestellen in Abbildung 14), da keine automatischen Probenehmer zur Entnahme von zeit- oder durchflussproportionalen Mischproben zur Verfügung standen. Proben wurden an ein bis zwei Tagen pro Woche im Zeitraum von ca. 9:00 bis 14:30 Uhr genommen. Durch die Entnahme der Proben an verschiedenen Tageszeiten sollte die Dynamik der Zulaufkonzentrationen sowie deren Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen erfasst werden. Die hydraulische Belastung wurde in den einzelnen Versuchsabschnitten durch die Einstellung der Beschickungspumpe konstant gehalten.

Die Stichproben wurden unmittelbar nach der Entnahme im Labor der Al Aweer STP auf folgende Parameter analysiert:

- Zulauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS, pH, Alkalinität
- Ablauf Tropfkörper: CSB_{hom} , CSB_{mf} , N_{ges} , NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , AFS, pH, Alkalinität, T_w

Die Analysemethoden können Tabelle 15 in 3.6 entnommen werden. Die für die Berechnung von Frachten erforderliche Wassermenge wurde über die Förderleistung der Beschickungspumpe ermittelt.

Reinigungsverlauf im Höhenprofil

Während der stationären Phase wurden an verschiedenen Tagen Proben aus den horizontal in das Füllmaterial eingelassenen Probenahmestellen entnommen und daraus die NH_4-N -Konzentration bestimmt. Über die Stichproben kann der Reinigungsverlauf über den Fließweg evaluiert werden.

3.5 Untersuchungen zum Einfluss des Salzgehalts auf die Kohlenstoffelimination

Um den Einfluss erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination im Tropfkörper untersuchen zu können, wurden im Technikum des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart, eine halbtechnische Tropfkörperanlage errichtet, vgl. Abbildung 18.



Abbildung 18: Halbtechnische Tropfkörper in der Klimakammer des ISWA (a)); Draufsicht auf das Füllmaterial und eine Probenahmestelle im Füllmaterial (b)); Prallteller zur Abwasserverteilung auf den Tropfkörpern (c)

Die Versuchsanlage bestand aus zwei parallelen Straßen mit identischem Aufbau. Jede Straße bestand aus einem Vorlagetank mit Rührwerk sowie einem Tropfkörper. Durch Kupferrohrspiralen die mit dem Heizungssystem des Technikums verbunden waren, konnte

das Abwasser vor der Tropfkörperbeschickung in den Vorlagetanks auf eine konstante Temperatur erwärmt werden.

Die Tropfkörper hatten einen Durchmesser von 0,50 m und eine Höhe von insgesamt 3 m, wobei die Füllmaterialhöhe 2,50 m betrug. Als Füllmaterial wurde BCN 030, ein Kunststoffschüttmaterial des Herstellers ENEXIO mit einer spezifischen Oberfläche von $320 \text{ m}^2/\text{m}^3$, verwendet. Um den Reinigungsverlauf im Höhenprofil untersuchen zu können, wurden in 0,25 m, 0,75 m, 1,25 m, 1,75 m und 2,25 m horizontale Rohre (Innendurchmesser = 5 cm) zur Probenahme in das Füllmaterial eingelassen. Die Abwasserverteilung auf den Tropfkörpern erfolgte über runde Prallteller die in zwei Ebenen angeordnet waren.

Die Straße 1 wurde zusätzlich mit einem Speichertank für eine Salzlösung sowie einer Dosiereinrichtung ausgestattet, um das Abwasser im Vorlagetank auf eine erhöhte Salzkonzentration einstellen zu können. Die zweite Straße wurde ohne Dosierung einer Salzlösung für den Referenzbetrieb genutzt, s. Abbildung 19.

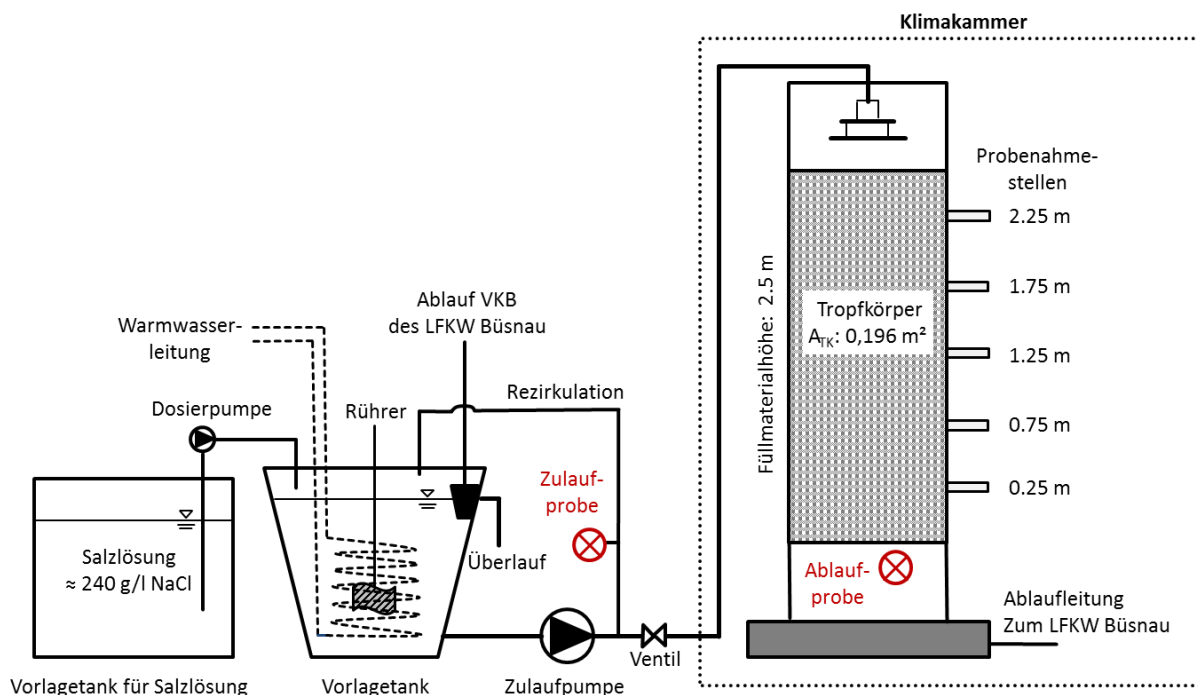


Abbildung 19: Aufbau der halbtechnischen Tropfkörperanlage für Untersuchungen zu den Auswirkungen erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination; Im Parallelbetrieb eine baugleiche Straße ohne Dosierung einer Salzlösung

Für die Versuche wurde Abwasser aus dem Ablauf des Vorklärbeckens des LFKW Bünsau, einer kommunalen Kläranlage die das Abwasser des Ortes Bünsau sowie der Universität Stuttgart reinigt, verwendet.

3.5.1 Versuchsprogramm

Nach einer Einfahrphase von 70 Tagen - bis stabile CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen erreicht wurden - wurde die Versuchsanlage vom 17.08.2015 bis zum 25.12.2015 betrieben. Die Abwassertemperatur im Tropfkörperzulauf wurde konstant auf 30 °C gehalten. Die Lufttemperatur in der Klimakammer wurde durch das aufgewärmte Abwasser bei ca. 19 °C gehalten. Um den Einfluss konstant erhöhter Salzkonzentrationen auf die Kohlenstoffelimination in den Tropfkörpern zu untersuchen, wurde im Zulauf zum Tropfkörper der Straße 1 eine konzentrierte Salzlösung (ca. 240 g/l NaCl) dosiert und damit in 3 Phasen unterschiedliche Salzkonzentrationen eingestellt. Die Erhöhung der Salzkonzentration fand dabei schrittweise im Verlauf von je einer Woche von 0 auf 3 g/l NaCl sowie von 3 auf 6 g/l NaCl und im Verlauf von 2 Wochen von 6 auf 10 g/l NaCl statt, um Schockbelastungen zu vermeiden und eine Adaption der Biozönose zu ermöglichen (s. 2.6.6). Die Salzlösung wurde mit Abwasser aus dem Ablauf des LFKW Bünsau, durch das Einmischen von Streusalz der Firma KCW Chemie und Co. KG (> 98 % NaCl) erzeugt. Die wesentlichen Betriebskennwerte der beiden Tropfkörper sind in der nachfolgenden Tabelle 13 zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung der Betriebsparameter erfolgt in Verbindung mit der Auswertung in Tabelle 22 in Kapitel 4.7.2.

Tabelle 13: Mittlere Betriebskennwerte des halbtechnischen Salz- und Referenz-Tropfkörpers am ISWA der Universität Stuttgart (Werte basieren auf Stichproben)

Parameter	Einheit	3 g/l NaCl (24.08.2015 - 20.09.2015)	6 g/l NaCl (28.09.2015 - 08.11.2015)	10 g/l NaCl (21.11.2015 - 25.12.2015)
$B_{d,CSB}$	kg/(m ³ ·d)	1,43	1,70	1,77
$B_{d,BSB}$ ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	0,65	0,78	0,81
CSB_{ZU}	mg/l	326	379	403
q_A	m/h	0,46		
T_W	°C	30		
¹⁾ Berechnet über ein $CSB:BSB_5$ -Verhältnis von 2,19 (Mittelwert Ablauf VKB des LFKW Bünsau im Jahr 2015)				

Im Zu- und Ablauf der Tropfkörper wurden ausschließlich Stichproben entnommen (Kennzeichnung der Probenahmestellen in Abbildung 19). Proben wurden an 3 Tagen pro Woche (Werktage; Mo - Fr) im Zeitraum von 8:30 bis 17:00 Uhr genommen. Die Entnahme von Stichproben an unterschiedlichen Tageszeiten bot - im Gegensatz zur Entnahme von 24 h Mischproben - die Möglichkeit, die Reinigungsleistung der Tropfkörper bei verschiedenen Belastungen im Tagesverlauf direkt miteinander vergleichen zu können. Die Stichproben wurden unmittelbar nach der Entnahme im Abwassertechnischen Labor des LFKW Bünsau auf folgende Parameter analysiert:

- Zulauf Tropfkörper: CSB, CSB_{mf}, AFS, NH₄-N, LF
- Ablauf Tropfkörper: CSB, CSB_{mf}, AFS, NH₄-N

Die Analysemethoden können Tabelle 15 in Kapitel 3.6 entnommen werden. Die für die Berechnung von Frachten erforderlichen Wassermengen wurden über die Förderleistung der Beschickungspumpe ermittelt. Die Förderleistung der Pumpe wurde dabei regelmäßig über Auslitern kontrolliert.

Die Salzkonzentration wurde über die Messung der Leitfähigkeit (WTW MultiLine Cond 3320) überwacht. Die im Verlauf der Versuche ermittelte Korrelation zwischen der Salzkonzentration und der Leitfähigkeit ist in Abbildung 20 dargestellt. Die für die Abwassermatrix des LFKW Bünsau ermittelte Korrelation weist eine gute Übereinstimmung mit der Abschätzung des *DWA, Themenband 2016* auf ($\text{Salzgehalt (g/l)} = 0,55 \cdot \text{Leitfähigkeit (mS/cm)}$).

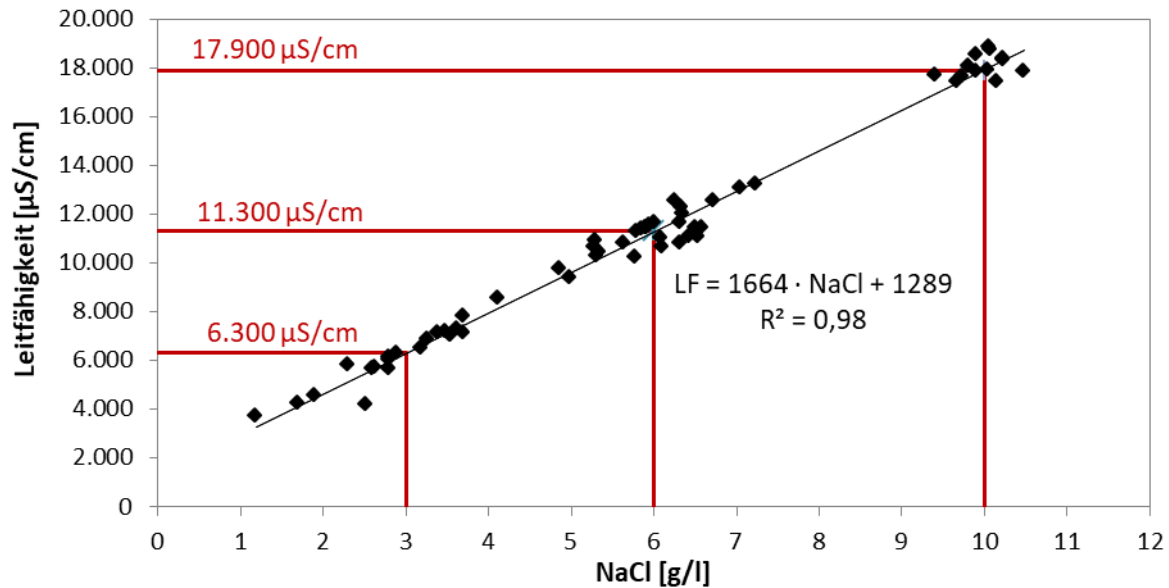


Abbildung 20: Korrelation zwischen der Salzkonzentration und Leitfähigkeit für die Abwassermatrix des LFKW Büsnau

Reinigungsleistung im Höhenprofil

Über den gesamten Versuchszeitraum wurden regelmäßig ($n = 4$ für 0 g/l; $n = 1$ für 3 g/l; $n = 3$ für 6 g/l; $n = 3$ für 10 g/l) Proben aus den horizontal in das Füllmaterial eingelassenen Probenahmestellen entnommen und daraus die CSB_{mf} -Konzentration bestimmt. Dabei wurde am Ende der Einfahrphase (noch ohne Salzdosierung), sowie in den 3 Versuchsphasen mit 3, 6 und 10 g/l NaCl mindestens eine Profilmessung durchgeführt. Über die Stichproben kann der Reinigungsverlauf über den Fließweg evaluiert werden.

3.6 Zusammenfassung der durchgeführten Untersuchungen

Die Messkampagnen an den technischen und halbtechnischen Tropfkörperanlagen sind gemeinsam mit der Zielsetzung der durchgeführten Untersuchungen in Tabelle 14 zusammengefasst.

Tabelle 14: Zusammenstellung der halbtechnischen und technischen Tropfkörperanlagen mit der Zielsetzung der durchgeführten Untersuchungen

Anlage und Kennwerte	Ziel der Untersuchung
Managua WWTP; Managua, Nicaragua (Kapitel 3.2) Füllmaterial: XF 100 m ² /m ³ T _W = 28 - 33 °C Phase 1: B _{R,CSB} = 2,14 kg/(m ³ ·d) B _{R,TKN} = 0,181 kg/(m ³ ·d) Phase 2: B _{R,CSB} = 2,60 kg/(m ³ ·d) B _{R,TKN} = 0,260 kg/(m ³ ·d)	Untersuchungen zur Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen und unterschiedlichen organischen bzw. Stickstoffraumbelastungen
Adlia WWTP; Batumi, Georgien (Kapitel 3.3) Füllmaterial: XF 125 m ² /m ³ T _W = 22 - 27 °C Phase 1: B _{R,CSB} = 0,60 kg/(m ³ ·d) B _{R,TKN} = 0,108 kg/(m ³ ·d) Phase 2: B _{R,CSB} = 0,86 kg/(m ³ ·d) B _{R,TKN} = 0,113 kg/(m ³ ·d)	
Al Aweer STP; Dubai, VAE - Halbtechnischer C-TK (Kapitel 3.4.2.1) Füllmaterial: XF 125 m ² /m ³ und XF 150 m ² /m ³ T _W = 20 - 31 °C Phase 1: B _{R,CSB} = 3,04 kg/(m ³ ·d) B _{R,BSB} = 1,72 kg/(m ³ ·d) Phase 2: B _{R,CSB} = 1,96 kg/(m ³ ·d) B _{R,BSB} = 1,11 kg/(m ³ ·d)	
Al Aweer STP; Dubai, VAE - Technische N-TK (Kapitel 3.4.1) Füllmaterial: RM 100 m ² /m ³ bzw. XF 150 m ² /m ³ / XF 240 m ² /m ³ T _W = 30 - 33 °C B _{R,TKN} = 0,49 kg/(m ³ ·d)	Untersuchungen zur Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe bei erhöhten Abwassertemperaturen
Al Aweer STP; Dubai, VAE - Halbtechnischer N-TK (Kapitel 3.4.2.2) Füllmaterial: XF 150 m ² /m ³ / XF 240 m ² /m ³ T _W = 32 - 35 °C B _{R,TKN} = 0,35 kg/(m ³ ·d)	
Halbtechnische TK am ISWA; Stuttgart, Deutschland (Kapitel 3.5) Füllmaterial: RM 320 m ² /m ³ T _W = 30 °C 3 g/l NaCl B _{R,CSB} = 1,43 kg/(m ³ ·d) 6 g/l NaCl B _{R,CSB} = 1,70 kg/(m ³ ·d) 10 g/l NaCl B _{R,CSB} = 1,77 kg/(m ³ ·d)	Untersuchungen zum Einfluss konstant erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination

3.7 Analysemethoden

Die bei den Messkampagnen angewendeten Analyseverfahren sind in Tabelle 15 zusammengestellt.

Tabelle 15: Analysemethoden und Bestimmungsgrenzen

Parameter	Verfahren, Ort der Messung und Messbereich	Managua Nicaragua (3.2)	Batumi, Georgien (3.3)	Dubai VAE (3.4)	Salzversuche Stuttgart, GER (3.5)
CSB und CSB _{mf}	CSB: homogenisierte Probe CSB _{mf} : filtrierte Probe LCK1414: 5 - 60 mg/l LCK314: 15 - 150 mg/l LCK614: 50 - 300 mg/l LCK714: 100 - 600 mg/l DIN ISO 15705 - 01/2003	X	X	X	X
BSB ₅	homogenisierte Probe Messung im Sapromat 3 - 6.000 mg/l DIN EN 1899-1 - 05/1998	X	X	X	X
AFS	homogenisierte Probe Cellulose Nitrat Filter (Heraeus) 0,45 µm Porenweite DIN 38409-2-2 03/1987	X	X	X	X
N _{ges}	homogenisierte Probe LCK138: 1,0 - 16,0 mg/l LCK238: 5,0 - 40,0 mg/l EN ISO 11905-1	X	X	X	
NH ₄ -N	filtrierte Probe LCK304: 0,015 - 2,0 mg/l LCK303: 2,0 - 47,0 mg/l DIN 38406-5 - 10/1938	X	X	x	X
NO ₂ -N	filtrierte Probe LCK341: 0,015 - 0,6 mg/l LCK342: 0,6 - 6,0 mg/l DIN 38406-5 - 10/1938	X	X	X	
NO ₃ -N	filtrierte Probe LCK339: 0,23 - 13,5 mg/l LCK340: 5 - 35 mg/l DIN 38406-5 - 10/1938	X	X	X	
SK _{4,3}	filtrierte Probe Bürette mit 0,02 ml Titriermenge DIN 38409-7 - 12/2005		X		
pH	In Situ WTW ProfiLine 3320 - 2,000 bis 19,999 pH; ± 0,005 pH DIN 38404-5 - 07/2009		X	X	

... Fortsetzung auf nächster Seite

...Fortsetzung Tabelle 15

T _w	In Situ WTW ProfiLine 3320 - 5,0 bis 105,0 °C; ± 0,1 °C DIN 38404-4 - 12/1976	X	X	X	X
LF	In Situ WTW ProfiLine 3320 0,000 µS/cm - 1.000 mS/cm; ± 0,5 % v. Mw. DIN EN 27888 - 11/1993				X

Die Homogenisierung der Proben wurde mit einem Ultra Turrax der Fa. VWR durchgeführt. Für die Filtration der Probe wurden Cellulose-Nitrat Filter mit einer Porenweite von 0,45 µm des Herstellers Sartorius Biotech GmbH verwendet. Die Analyse der Küvettentest-Kits (Firma Hach GmbH) erfolgte in einem DR3900 Spektrometer der Firma Hach GmbH. Zur Qualitätssicherung wurden bei den Küvettentests Doppelbestimmungen durchgeführt und regelmäßig zusätzlich Standards mit analysiert. Die mobilen Messgeräte der Fa. WTW (LF-, T_w- und pH-Sonden) wurden regelmäßig entsprechend der Herstellerangaben kalibriert.

4 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

4.1 Allgemeine Hinweise zur Datenauswertung, Darstellung und Fehlereinschätzung

Im Folgenden werden allgemeine Hinweise zur Datenauswertung und Darstellung gegeben, die sich auf die Kapitel 4.2 - 4.7 beziehen. Dabei wird auch auf Unsicherheiten bzw. Fehlerquellen eingegangen, die sich aus der Datenerhebung und Auswertung ergeben können:

- In den Messkampagnen wurden ausschließlich **Stichproben** entnommen. Dabei wurde durch die Wahl der Probenahmestelle sichergestellt, dass eine repräsentative Probe aus dem Abwasserstrom entnommen werden kann. Darüber hinaus wurden die Proben unmittelbar nach der Entnahme im Labor auf den Kläranlagen analysiert, um eine Verfälschung der Inhaltsstoffe durch biologische oder chemische Reaktionen weitgehend ausschließen zu können. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt in Abhängigkeit der Bestimmungsgrenzen bzw. der Genauigkeit der eingesetzten Mess- bzw. Analyseverfahren (s. Tabelle 15 in Kapitel 3.7).
- Alle **Angaben zu TKN- und BSB₅-Raumbelastungen** (in der Einheit $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) wurden über die Stichproben in Verbindung mit der Beschickungswassermenge der Tropfkörper (in m^3/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme) ermittelt. Die angegebenen TKN- und BSB₅-Raumbelastungen stellen somit Raumbelastungen zum Zeitpunkt der Stichprobenahme dar.
- Die **Kohlenstoffelimination der Tropfkörper** wurde anhand des homogenisierten CSB (CSB_{hom}) im Tropfkörperzulauf und des membranfiltrierten CSB (CSB_{mf}) im Tropfkörperablauf bewertet $((\text{CSB}_{\text{hom,ZU}} - \text{CSB}_{\text{mf,AB}})/\text{CSB}_{\text{hom,ZU}})$, um die Absetzeigenschaften der Feststoffe und die Leistung der Nachklärung aus der Auswertung auszuschließen.

- Für die **Beurteilung der Nitrifikation** wurde die TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$) herangezogen. In Anlehnung an das *DWA-A 131, 2016* wird für die Berechnung der TKN-Elimination davon ausgegangen, dass 2 mg/l organisch gebundener Stickstoff aus dem Zulauf refraktär und damit unverändert im Tropfkörperablauf wiederzufinden sind. Da diese Fraktion bei den Untersuchungen nicht messtechnisch erfasst wurde, bestehen bei dieser Annahme Unsicherheiten. So ist nach *Henze et al., 2002* mit einer Bandbreite von 1 - 4 mg/l organisch gebundenem Stickstoff im Ablauf einer Kläranlage zu rechnen.
- Die **Abwassertemperatur** wurde parallel zur Entnahme der Stichproben im Abwasserstrom gemessen und stellt damit einen Momentanwert dar. Diesbezüglich ist zu berücksichtigen, dass die Abwassertemperatur neben einem ausgeprägten Jahresgang, üblicherweise auch im Tagesverlauf Schwankungen aufweist. So kann nach *Gujer, 1999* bei Kläranlagen mit großen Einzugsgebieten eine Schwankung von rd. 2 °C im Zulauf festgestellt werden. Die Dynamik der Abwassertemperatur ist dabei auf einen variablen Anteil des warmen Abwassers zum tendenziell kühleren Fremdwasser zurückzuführen. Sind auf Kläranlagen Becken mit hohen hydraulischen Aufenthaltszeiten vorhanden, reduziert sich die Schwankungsbreite [*Gujer, 1999*]. So sind den Nitrifikationstropfkörpern der Al Aweer STP neben einer Vorklärung noch eine Belebtschlammstufe sowie Zwischenklärbecken vorgeschaltet. Auf der Adlia WWTP sind den Tropfkörpern Absetzteiche mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von rd. 1 d vorgeschaltet. Bei diesen Anlagen sollten die Schwankungen der Abwassertemperatur im Tagesverlauf vernachlässigbar sein.
Wie der **Einfluss der erhöhten Abwassertemperaturen** auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation zu bewerten ist, wird ausführlich und anlagenübergreifend in Kapitel 4.6 diskutiert.

4.2 Managua (Nicaragua)

4.2.1 Allgemein

Die Managua WWTP in Managua, Nicaragua ist eine einstufige Tropfkörperanlage mit dem Reinigungsziel (teilweise) Kohlenstoffelimination. Bei der Messkampagne auf der Managua WWTP lag der Fokus der Untersuchungen auf der Kohlenstoffelimination und Teilnitrifikation in Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen. Ausführungen zum Aufbau der Tropfkörperanlage finden sich in Kapitel 3.2.

4.2.2 Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper

Die Tropfkörper wurden im Zeitraum vom 08.04. - 10.05.2013 in zwei Phasen mit unterschiedlichen Raumbelastungen betrieben. In Phase 1 (08.04. - 24.04.2013) lag die BSB₅-Raumbelastung der 4 aktiven Tropfkörper im Mittel bei 1,04 kg/(m³·d). In der Phase 2 (25.04 - 10.05.2013) wurde ein weiterer Tropfkörper außer Betrieb genommen und dadurch die BSB₅-Raumbelastung der verbleibenden 3 Tropfkörper im Mittel auf 1,27 kg/(m³·d) erhöht. Das BSB₅:TKN-Verhältnis im Zulauf zu den Tropfkörpern lag im Mittel bei 5,7 (n = 25). Die in beiden Phasen erzielten Betriebsparameter der Tropfkörper sind in Tabelle 16 zusammengestellt.

Tabelle 16: Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper auf der Managua WWTP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)

Parameter	Einheit	Phase 1: 4 aktive Tropfkörper (08.04 - 24.04.2013)	Phase 2: 3 aktive Tropfkörper (25.04 - 10.05.2013)
Anzahl Proben	-	14	11
CSB	mg/l	354 (249 - 407)	328 (298 - 413)
CSB _{mf}	mg/l	116 (68 - 151)	106 (67 - 134)
AFS	mg/l	123 (90 - 163)	117 (82 - 150)
B _{R,CSB}	kg/(m ³ ·d)	2,14 (1,42 - 2,75)	2,60 (2,06 - 3,08)
B _{R,BSB} ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	1,04 (0,69 - 1,34)	1,27 (1,19 - 1,50)
TKN	mg/l	29,3 (18,2 - 40,0)	31,6 (21,7 - 38,4)
NH ₄ -N	mg/l	19,0 (11,5 - 26,1)	20,2 (11,5 - 24,0)
B _{R,TKN} ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	0,179 (0,118 - 0,246)	0,260 (0,168 - 0,309)
q _A	m/h	1,28 (1,04 - 1,44)	1,73 (1,55 - 1,84)
SK	mm	10 (8 - 11)	13 (12 - 14)
T _w	°C	31 (28 - 33)	
¹⁾ Berechnet über CSB:BSB ₅ -Verhältnis von 2,06 (n = 12) bzw. ein TKN:NH ₄ -N-Verhältnis von 1,59 (n = 14)			

Wie die Tabelle 16 zeigt, konnten in beiden Phasen sowohl bzgl. der organischen Stoffe als auch der Stickstoffparameter vergleichbare Konzentrationen im Zulauf der Tropfkörper gemessen werden. Dabei lagen die Konzentrationen an oxidierten Stickstoffverbindungen im Zulauf bei < 0,6 mg/l NO₃-N (n = 18) bzw. < 0,13 mg/l NO₂-N (n = 20) und waren somit vernachlässigbar. Allgemein entspricht die Abwasserzusammensetzung im Zulauf der Tropfkörper der Managua WWTP der eines typisch kommunalen Abwassers [Henze *et al.*, 2002; vgl. auch Tabelle 26 in Kapitel 5.3.1]. Eine Zusammenstellung der gemessenen Einzelwerte kann Anhang 1 entnommen werden.

4.2.3 Kohlenstoffelimination

In Abbildung 21 sind die CSB_{hom} -Konzentrationen im Zulauf und die CSB_{mf} -Konzentrationen im Ablauf der Tropfkörper sowie die daraus berechnete CSB-Elimination $((CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{hom,ZU})$ für die zwei Betriebsphasen in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung dargestellt.

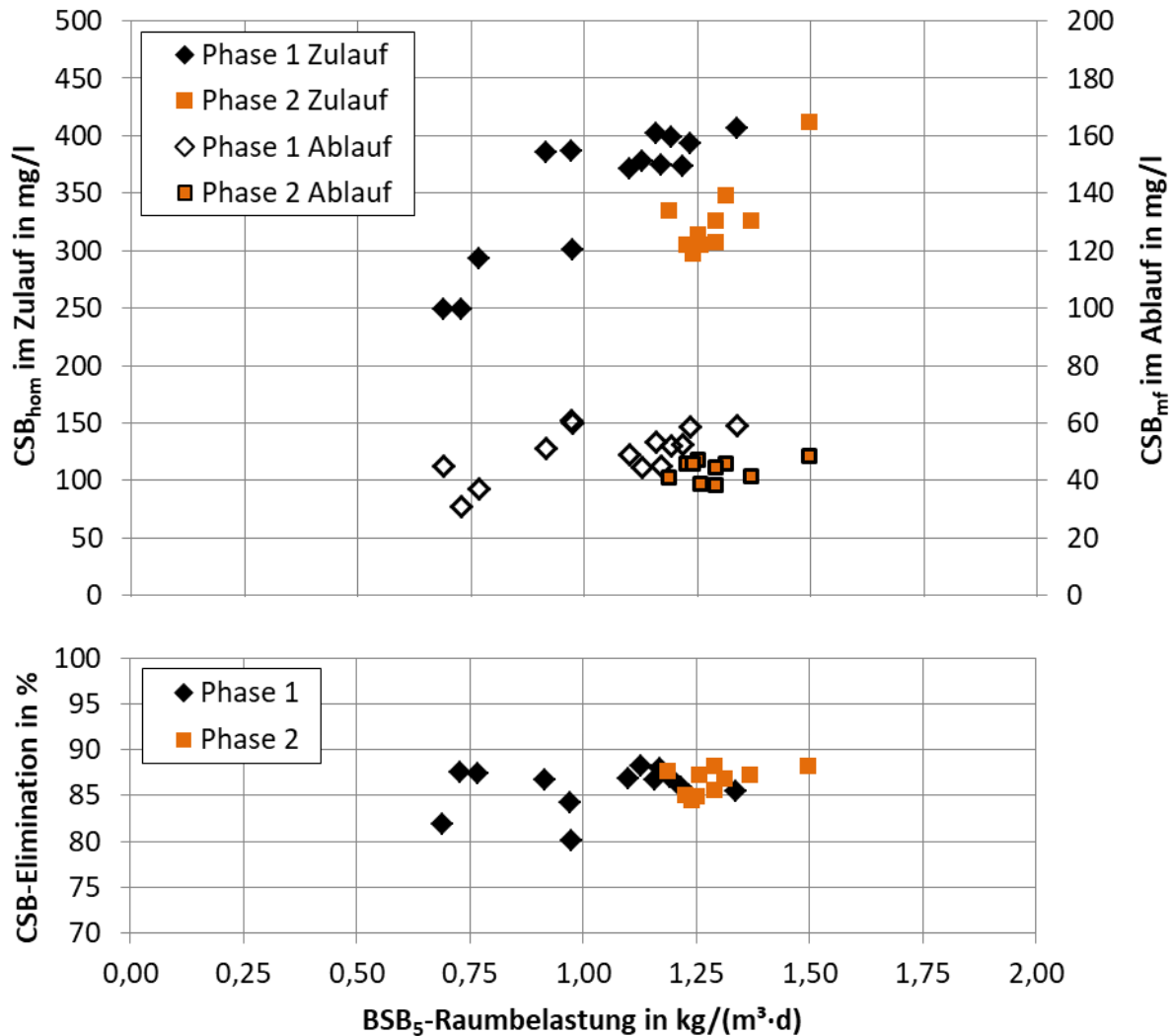


Abbildung 21: Kohlenstoffelimination der Tropfkörper auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33$ °C); Oben die CSB_{hom} -Zulauf- und CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper und unten die CSB-Elimination $((CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{hom,ZU} \cdot 100)$, jeweils in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung (basierend auf Stichproben)

In Phase 1 konnte über die Stichprobenahme eine BSB_5 -Raumbelastung im Bereich von 0,69 bis 1,34 $kg\ BSB_5/(m^3 \cdot d)$ ermittelt werden, wobei CSB_{mf} -Ablaufwerte im Bereich von 31 bis 61

mg/l, mit einem Mittelwert von 50 mg/l, erzielt wurden. Durch die Außerbetriebnahme eines weiteren Tropfkörpers, stieg die BSB₅-Raumbelastung in Phase 2 auf 1,19 bis 1,50 kg/(m³·d). Dabei wurden CSB_{mf}-Ablaufwerte von 38 bis 49 mg/l, mit einem Mittelwert von 44 mg/l, gemessen. Die im Vergleich zu Phase 1 niedrigeren CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen in Phase 2, die zudem eine geringere Streuung aufwiesen, können im Wesentlichen auf die niedrigeren und zugleich konstanteren CSB_{hom}-Konzentrationen im Tropfkörperzulauf zurückgeführt werden. Darüber hinaus kann sich auch die höhere Flächenbeschickung in Phase 2 von 1,73 m/h über eine bessere Füllmaterialbenetzung positiv auf die Reinigungsleistung ausgewirkt haben.

Die CSB-Elimination war in beiden Phasen, mit im Mittel 86 % in Phase 1 und 87 % in Phase 2, annähernd identisch, s. Abbildung 21. Sowohl in Phase 1 als auch in Phase 2 lag die CSB-Elimination stets zwischen 80 und 90 %.

Werden die erzielten CSB_{mf}-Ablaufwerte und die daraus abgeleitete CSB-Elimination mit den in Abbildung 5 in Kapitel 2.6.3 dargestellten Leistungskurven brockengefüllter Tropfkörper bei gemäßigten Abwassertemperaturen verglichen, so deutet dies auf einen positiven Einfluss der Abwassertemperatur sowie ggf. auch des Füllmaterials auf die Kohlenstoffelimination hin. So ist nach *Imhoff, 1979* unter gemäßigten Klimaten für Tropfkörper mit einer Brockenfüllung (spezifische Oberfläche rund 90 m²/m³) bei einer BSB₅-Raumbelastungen von 0,7 kg/(m³·d) eine CSB-Elimination im Bereich von 45 - 85 % zu erwarten. Bei einer BSB₅-Raumbelastungen von 1,1 kg/(m³·d), kann dann bereits nur noch mit einer maximalen CSB-Elimination von rund 70 % gerechnet werden. Die CSB-Elimination der Tropfkörper auf der Managua WWTP (Kunststoffmaterial; 100 m²/m³) lag hingegen auch bei einer BSB₅-Raumbelastungen von > 1,1 kg/(m³·d) noch deutlich über 80 %.

4.2.4 TKN- und N_{ges}-Elimination

In Abbildung 22 sind neben der TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$), die zugehörigen TKN-Konzentrationen im Zulauf sowie die NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf der Tropfkörper in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung dargestellt. Das BSB₅:TKN-Verhältnis im Tropfkörperzulauf lag im Mittel bei 5,7 (n = 24).

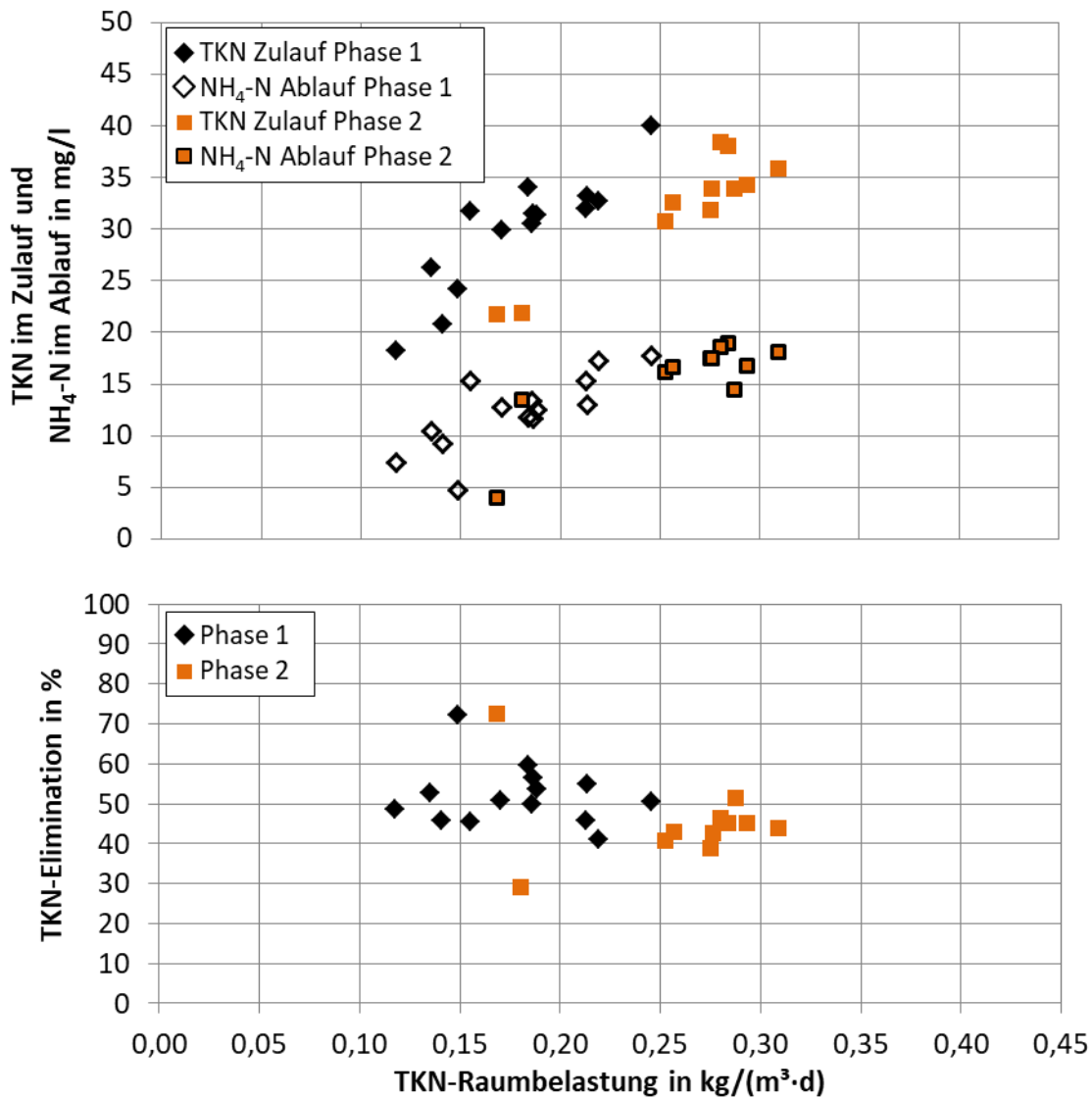


Abbildung 22: TKN-Konzentrationen im Zulauf und NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf sowie die TKN-Elimination $((TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,inert,AB})/TKN_{ZU})$ der Tropfkörpern auf der Managua WWTP ($T_W = 28 - 33 \text{ °C}$) in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung (basierend auf Stichproben); BSB₅:TKN-Verhältnis im Zulauf = 5,7 (n = 24)

Wie Abbildung 22 zeigt, konnten bei TKN-Zulaufkonzentrationen im Bereich von 18,2 bis 40,0 mg/l, NH₄-N-Ablaufkonzentrationen zwischen 4,0 und 18,9 mg/l erzielt werden. Nach *Parker et al., 1989* und *Boller and Gujer, 1986*, ist die Nitrifikation im Tropfkörper bei NH₄-N-Ablaufkonzentrationen im Bereich > 3 - 5 mg/l nicht substratlimitiert. Aus diesem Grund kann auf der Managua WWTP bei steigenden TKN-Zulaufkonzentrationen auch ein direkter Anstieg der NH₄-N-Ablaufkonzentration beobachtet werden.

Die TKN-Elimination lag überwiegend im Bereich von 40 bis 60 %, bei einem Mittelwert von 49 %. Eine Abhängigkeit zwischen der TKN-Elimination und der TKN-Raumbelastung ist dabei nicht erkennbar, vgl. Abbildung 22.

Um zu überprüfen, welcher Anteil der TKN-Elimination einer Stickstoffelimination zuzuschreiben ist, wurde in Abbildung 23 die N_{ges} -Elimination ($(N_{ges,ZU} - NH_4-N_{AB} - NO_x-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/N_{ges,ZU}$) in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung aufgetragen. Analog zur TKN-Elimination wurde auch für die N_{ges} -Elimination davon ausgegangen, dass 2 mg/l des organisch gebundenen Stickstoffs aus dem Zulauf, unverändert im Tropfkörperablauf wiederzufinden sind.

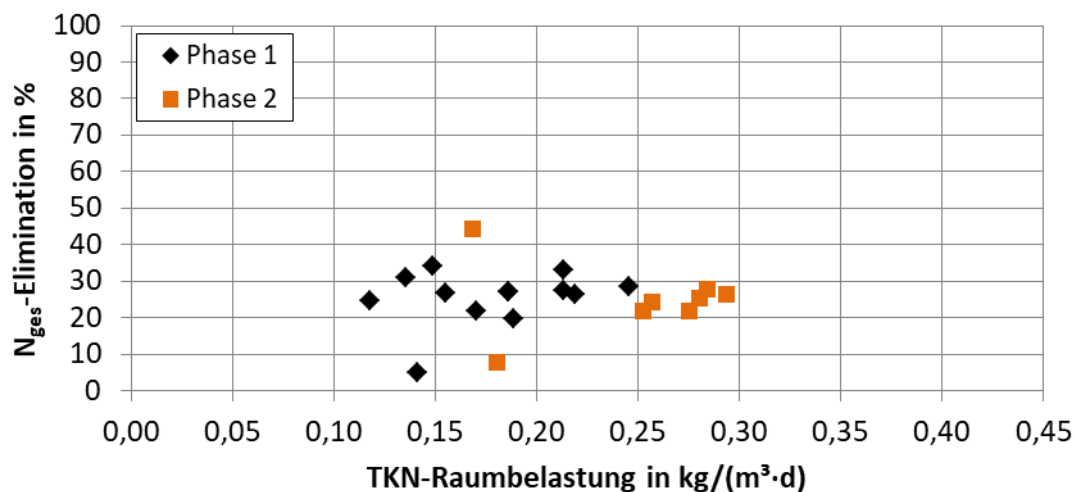


Abbildung 23: N_{ges} -Elimination ($(N_{ges,ZU} - NH_4-N_{AB} - NO_x-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/N_{ges,ZU}$) der Tropfkörper auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33 \text{ °C}$) in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung (basierend auf Stichproben); BSB_5 :TKN-Verhältnis im Zulauf = 5,7 (n = 25)

Wie aus Abbildung 23 hervorgeht, lag die N_{ges} -Elimination über beide Betriebsphasen im Bereich von rd. 5 bis 44 %, mit einem Mittelwert von rd. 25 %. Eine signifikante Stickstoffelimination über Denitrifikation wäre nur bei einer Rezirkulation von NO_x -N-haltigem Tropfkörperablauf zu erwarten [Wanner and Gujer, 1984; Parker and Richards, 1986]. Da die interne Rezirkulation im Zeitraum der Untersuchungen abgestellt war, kann die Stickstoffelimination der Inkorporation in die heterotrophe Biomasse zugeschrieben werden. In Bezug auf die CSB-Elimination berechnet sich die Stickstoffinkorporation ($(N_{ges,ZU} - NH_4-N_{AB} - NO_x-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/(CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})$) im Mittel zu 0,026 g N/g $CSB_{eliminiert}$. Dieser Wert deckt sich mit den Angaben von Hanaki et al., 1990, die von einer Stickstoff-

inkorporation in Höhe von 2,5 - 3,0 % bezogen auf den eliminierten CSB ausgehen [zitiert in *Zhu and Chen, 2001*]. Das *ATV-A 281, 2001* setzt die Stickstoffinkorporation für die Bemessung von Denitrifikationstropfkörpern lediglich mit 1,5 % bezogen auf die CSB-Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe an (bzw. 3,0 % bzgl. der BSB₅-Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe). Hierbei ist davon auszugehen, dass der Wert aus dem *ATV-A 281, 2001* für die Bemessung eher konservativ angesetzt wurde.

Aufgrund der vernachlässigbaren Konzentration an oxidierten Stickstoffverbindungen im Zulauf zu den Tropfkörpern (< 0,6 mg/l NO₃-N bzw. < 0,13 mg/l NO₂-N.), lässt sich die N_{ges}-Elimination gut mit der TKN-Elimination in Beziehung setzen. Aus der mittleren TKN-Elimination von rd. 49 % und der mittleren N_{ges}-Elimination von rd. 25 % lässt sich somit abschätzen, dass die TKN-Elimination nur zu rd. 24 % auf eine tatsächliche Nitrifikation, das heißt einer Oxidation von NH₄-N zu NO_x-N, zurückzuführen ist.

Wird die von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper bei einer Abwassertemperatur von 25 °C ermittelte TKN-Elimination betrachtet (vgl. Abbildung 8 in 2.6.3), lassen sich bereits Ähnlichkeiten zu der TKN-Elimination in den Tropfkörpern der Managua WWTP feststellen. So ist nach *Pressinotti, 2010* für Tropfkörper mit einer Brockenfüllung (spezifische Oberfläche rund 90 m²/m³), bei vergleichbaren TKN-Raumbelastungen wie in den mit Kunststoffmaterial gefüllten Tropfkörpern der Managua WWTP (0,10 - 0,30 kg/(m³·d)), von einer TKN-Elimination im Bereich von rund 70 - 35 % auszugehen.

4.3 Batumi (Georgien)

4.3.1 Allgemein

Auf der Adlia WWTP in Batumi, Georgien werden 4 parallel geschaltete Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination betrieben. Mit der Messkampagne auf der Adlia WWTP sollte die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen untersucht werden. Ausführungen zum Aufbau der Tropfkörperanlage finden sich in Kapitel 3.3.

4.3.2 Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper

Die Tropfkörper wurden im Zeitraum vom 06.08.2015 bis zum 23.09.2015 in zwei Phasen mit unterschiedlichen Raumbelastungen untersucht. In Phase 1 (06.08. - 21.08.2015) lag die BSB₅-Raumbelastung der 4 Tropfkörper im Mittel bei 0,30 kg BSB₅/(m³·d). In Phase 2 (07.09 - 23.09.2015) wurde bei 2 der 4 Tropfkörper die Beschickungswassermenge und damit auch die BSB₅-Raumbelastung im Mittel auf 0,42 kg BSB₅/(m³·d) angehoben. Die Tropfkörper 1 und 3 wurden nicht weiter untersucht. Die Stichproben im Zu- und Ablauf der 4 Tropfkörper in Phase 1 bzw. der zwei hoch belasteten Tropfkörper in Phase 2 wurden jeweils zu einer Mischprobe vereint und analysiert. Das CSB:TKN-Verhältnis im Zulauf zu den Tropfkörpern lag im Mittel bei 6,8 (n = 15). Die in beiden Phasen erzielten Betriebsparameter der Tropfkörper sind in Tabelle 17 zusammengestellt.

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Tabelle 17: Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper auf der Adlia WWTP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)

Parameter	Einheit	Phase 1: Alle 4 TK gleich belastet (06.08. - 21.08.2015)	Phase 2: 2 TK mit erhöhter Belastung (07.09 - 23.09.2015)
Anzahl Proben	-	12	9
CSB	mg/l	153 (126 - 188)	155 (104 - 207)
CSB _{mf}	mg/l	59 (41 - 105)	66 (44 - 114)
B _{R,CSB}	kg/(m ³ ·d)	0,60 (0,50 - 0,72)	0,86 (0,56 - 1,07)
B _{R,BSB} ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	0,30 (0,24 - 0,35)	0,42 (0,27 - 0,52)
TKN	mg/l	27,3 (24,1 - 34,6)	20,6 (19,1 - 22,0)
NH ₄ -N	mg/l	17,3 (16,0 - 19,5)	16,4 (14,0 - 18,0)
B _{R,TKN}	kg/(m ³ ·d)	0,108 (0,093 - 0,136)	0,113 (0,086 - 0,133)
AFS	mg/l	75 (62 - 87)	80 (58 - 102)
q _A	m/h	0,85 (0,82 - 0,87)	1,21 (0,95 - 1,31)
SK	mm	6 (6 - 6)	7 (7 - 8)
T _w (Ablauf TK)	°C	26 (24 - 27)	24 (23 - 25)
¹⁾ Berechnet über ein CSB:BSB ₅ -Verhältnis von 2,05 (n = 6)			

Der Tabelle 17 kann entnommen werden, dass in beiden Phasen sowohl bzgl. der organischen Stoffe als auch der Stickstoffparameter vergleichbare Konzentrationen im Zulauf der Tropfkörper gemessen wurden. Dabei lagen die Konzentrationen an oxidierten Stickstoffverbindungen im Zulauf bei < 1,3 mg/l NO₃-N (n = 17) und < 0,04 mg/l NO₂-N (n = 8) und waren somit vernachlässigbar. Allgemein kann die Abwasserzusammensetzung im Zulauf der Tropfkörper der Adlia WWTP als schwach bis sehr schwach konzentriert bezeichnet werden [Henze et al., 2002; S. 28 - 29]. Dies lässt sich mit einer - im Vergleich zu einer konventionellen Vorklä rung - erhöhten Elimination (Sedimentation und biologischer Abbau) von Schmutzstoffen in den Absetzteichen erklären. Eine Zusammenstellung der gemessenen Einzelwerte kann Anhang 2 entnommen werden.

4.3.3 Kohlenstoffelimination

In Abbildung 24 sind die CSB_{hom} -Konzentrationen im Zulauf und die CSB_{mf} -Konzentrationen im Ablauf der Tropfkörper sowie die daraus berechnete CSB-Elimination $((CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{hom,ZU})$ für die zwei Betriebsphasen in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung dargestellt.

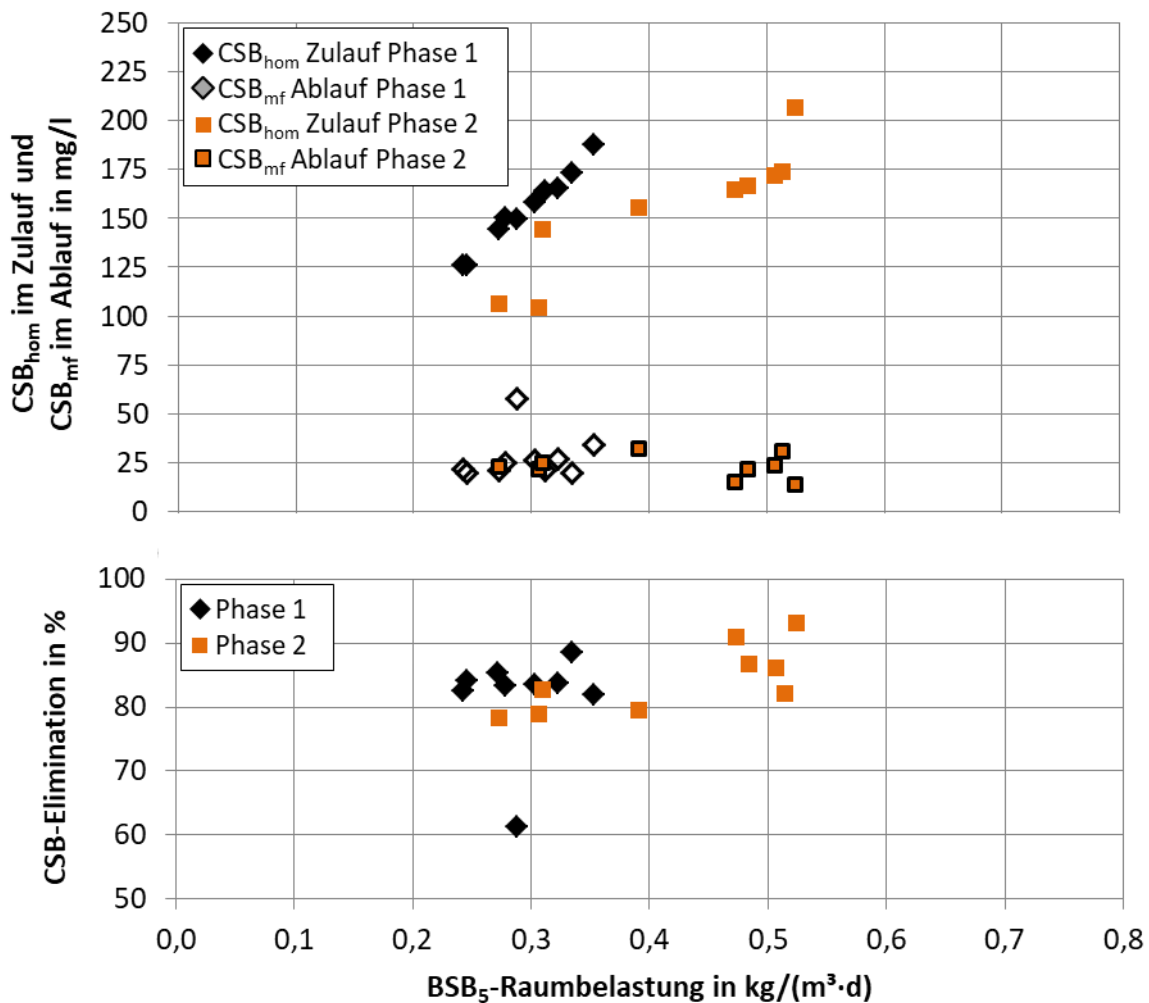


Abbildung 24: Kohlenstoffelimination der Tropfkörper auf der Adlia WWTP ($T_W = 22 - 27 \text{ }^\circ\text{C}$); Oben die CSB_{hom} -Zulauf- und CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper und unten die CSB-Elimination $((CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{hom,ZU})$, jeweils in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung (basierend auf Stichproben)

Zunächst ist festzustellen, dass die CSB_{hom} -Konzentrationen im Tropfkörperzulauf mit rund 100 bis 200 mg/l relativ niedrig ausfallen, s. Abbildung 24. Dies lässt sich damit begründen, dass die hydraulische Aufenthaltszeit in den Absetzteichen mit rund 1 d deutlich höher

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

ausfällt als bei einer konventionellen Vorklärung und somit ein erhöhter Feststoffrückhalt erzielt werden kann. Darüber hinaus ist bekannt, dass in Absetzbecken ein anaerober Abbau partikulärer und gelöster organischer Stoffe stattfindet [DWA-Themenband, 2016].

Bei gleichmäßiger Beschickung aller 4 Tropfkörper in Phase 1, konnten über die Stichproben BSB₅-Raumbelastungen im Bereich von 0,24 bis 0,35 kg BSB₅/(m³·d) ermittelt werden. Die CSB_{mf}-Ablaufwerte lagen in dieser Phase zwischen 19 und 34 mg/l, mit einem Ausreißer von 58 mg/l bei einer Raumbelastung von 0,28 kg BSB₅/(m³·d). Der erhöhte CSB_{mf}-Wert im Tropfkörperablauf trat in Verbindung mit erhöhten CSB_{hom}- und AFS-Ablaufkonzentrationen auf. Da in derselben Ablaufprobe keine erhöhte NH₄-N-Konzentration festgestellt wurde, kann der erhöhte CSB_{mf}-Ablaufwert u.U. auf eine Verunreinigung der filtrierten Probe mit organischen Feststoffen zurückgeführt werden. Nach einer Erhöhung der Beschickungswassermenge der Tropfkörper 2 und 4 in Phase 2, lag die BSB₅-Raumbelastung im Bereich von 0,27 bis 0,52 kg BSB₅/(m³·d). Hierbei konnte mit CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen zwischen 14 und 32 mg/l, eine vergleichbare Ablaufqualität bzgl. der organischen Stoffe wie in Phase 1 erzielt werden.

Wie in Kapitel 4.3.4 gezeigt wird, findet in den Tropfkörpern der Adlia WWTP neben der angestrebten Kohlenstoffelimination in beiden Phasen auch eine signifikante Nitrifikation statt. Diese verweist dann auch darauf, dass der Abbau organischer Stoffe in den Tropfkörpern bereits im oberen Bereich weitgehend abgeschlossen ist und die unteren Tropfkörperschichten zur Nitrifikation genutzt werden. In Phase 2 konnten so Volumenreserven bzgl. der Kohlenstoffelimination genutzt werden, um die erhöhte organische Fracht abzubauen und ein Anstieg der CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen zu verhindern. Wird davon ausgegangen, dass das Abwasser eine typisch kommunale Zusammensetzung im Zulauf zur Kläranlage aufweist, liegt der gelöste inerte CSB nach *Henze et al., 2002* im Bereich von 15 - 30 mg/l. Somit ist davon auszugehen, dass der CSB_{mf} im Ablauf der Tropfkörper in beiden Phasen hauptsächlich aus biologisch inertem Material bestand.

Die CSB-Elimination lag in beiden Phasen überwiegend im Bereich von 80 - 90 %, wobei sich der Mittelwert in beiden Phasen in etwa zu 84 % berechnet. Der Erhöhte CSB_{mf}-Ablaufwert von 58 mg/l in Phase 1 wurde aus der Mittelwertbildung ausgeschlossen.

Aufgrund des überwiegend inerten gelösten CSB im Tropfkörperablauf und der bereits erwähnten Volumenreserven bzgl. der Kohlenstoffelimination, ist jedoch davon auszugehen, dass sich über die Betriebsdaten der Temperatureinfluss nur bedingt ermitteln lässt.

4.3.4 TKN-Elimination

In Abbildung 25 sind neben der TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,inert,AB})/TKN_{ZU}$), die zugehörigen TKN-Konzentrationen im Zulauf sowie die NH_4-N -Konzentrationen im Ablauf der Tropfkörper in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung dargestellt. Das $BSB_5:TKN$ -Verhältnis im Tropfkörperzulauf lag im Mittel bei 3,3 ($n = 16$).

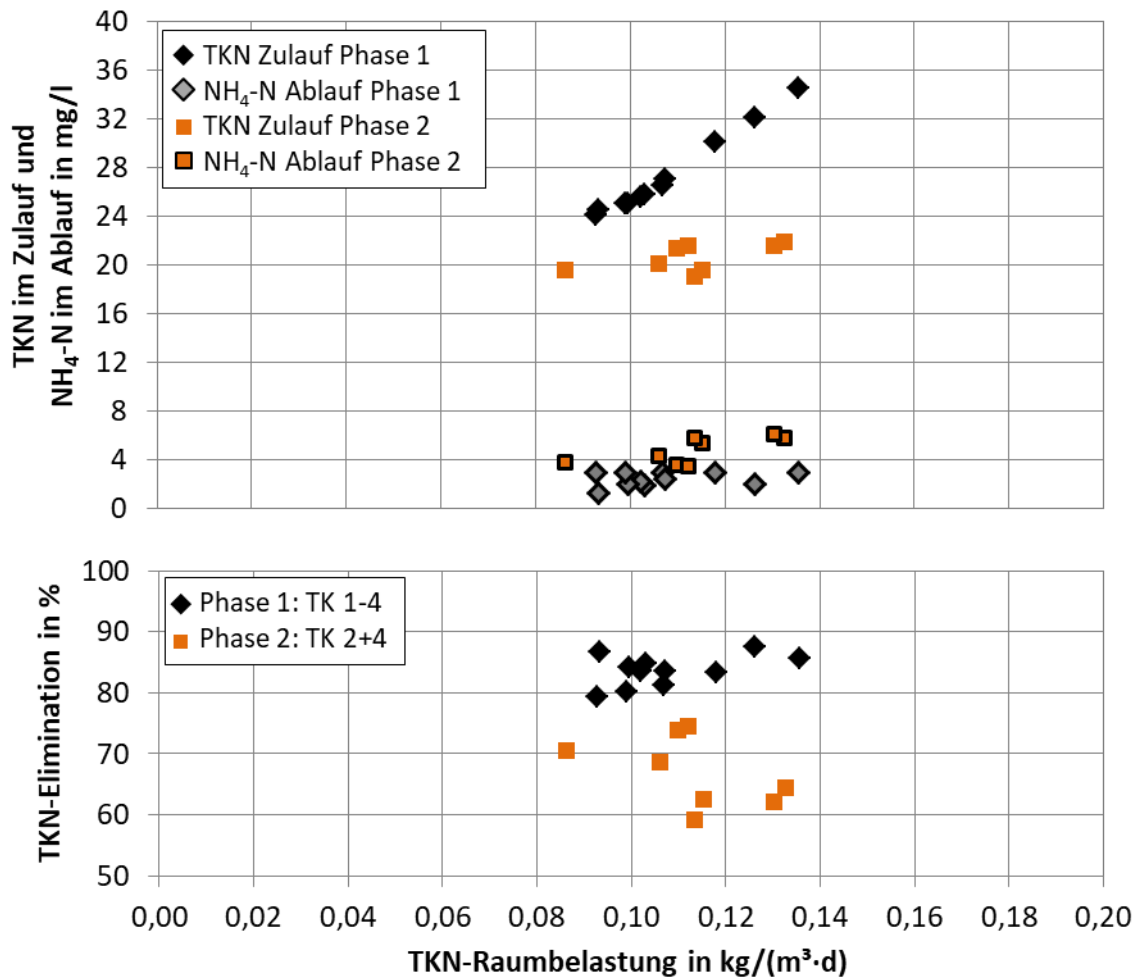


Abbildung 25: TKN-Konzentrationen im Zulauf und NH_4-N -Konzentrationen im Ablauf sowie die TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,inert,AB})/TKN_{ZU}$) in den Tropfkörpern der Adlia WWTP ($T_w = 21,7$ bis $27,0 \text{ } ^\circ\text{C}$), jeweils in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung (basierend auf Stichproben); CSB:TKN-Verhältnis im Zulauf = 6,8 ($n = 15$)

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Abbildung 25 zeigt, dass bei gleichmäßiger Beschickung aller 4 Tropfkörper in Phase 1 (Normalbetrieb der Anlage), TKN-Konzentrationen im Zulauf von 24,1 - 34,6 mg/l gemessen und dabei $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen im Bereich von 1,3 - 3,0 mg/l erzielt wurden. Dabei weisen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen keine Abhängigkeit von den TKN-Zulaufkonzentrationen bzw. der TKN-Raumbelastung auf. Das bedeutet, dass in Phase 1 ausreichend Leistungsreserven bestanden, um bei einem Anstieg der TKN-Raumbelastung im Bereich von 0,093 - 0,136 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ein Ansteigen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen verhindern zu können. Somit können die Tropfkörper der Adlia WWTP neben der angestrebten Kohlenstoffelimination, im regulären Betrieb auch eine weitestgehende Nitrifikation ($< 5 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ im Ablauf [Wolf, 1987]) erreichen.

Aufgrund der niedrigen TKN-Zulaufkonzentrationen im Bereich von 19,1 bis 22,0 mg/l, konnte in Phase 2 trotz der erhöhten Beschickungswassermenge der Tropfkörper 2 und 4, kein Anstieg der TKN-Raumbelastung beobachtet werden. Die TKN-Raumbelastung lag mit 0,086 - 0,133 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ nahezu im selben Bereich wie in Phase 1. Wie in Kapitel 4.3.3 dargelegt wurde, konnte jedoch ein Anstieg der organischen Belastung von 0,30 $\text{kg BSB}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ in Phase 1 auf 0,42 $\text{kg BSB}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ verzeichnet werden. Aufgrund der höheren organischen Belastung kam es in Phase 2 mit 3,5 - 6,2 mg/l, zu einem Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen. Wie in Kapitel 4.3.3 erläutert wurde, ist davon auszugehen, dass in Phase 2 ein größerer Anteil des Füllmaterialvolumens für die Kohlenstoffelimination benötigt und dadurch das für die Nitrifikation zur Verfügung stehende Volumen reduziert wurde.

Die TKN-Elimination lag in Phase 1 überwiegend im Bereich von 80 bis 90 %, wobei ein Mittelwert von rd. 84 % erzielt wurde. In Phase 2 sank die TKN-Elimination aufgrund der höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen bei gleichzeitig niedrigeren TKN-Zulaufkonzentrationen auf im Mittel rd. 67 % (63 - 74 %).

Wird die von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper bei einer Abwassertemperatur von 25 °C ermittelte TKN-Elimination betrachtet (vgl. Abbildung 8 in 2.6.3), lassen sich bereits Ähnlichkeiten zu der TKN-Elimination in den Tropfkörpern der Adlia WWTP feststellen. Bei einer TKN-Raumbelastung im Bereich von 0,086 - 0,136 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$, liegt die TKN-Elimination der Tropfkörper auf der Adlia WWTP (kreuzstrukturierte Kunststoffpackung; $125 \text{ m}^2/\text{m}^3$) mit rund 60 - 90 %, zwischen der von *Pressinotti, 2010* ermittelten TKN-Elimination einer Brockenfüllung ($90 \text{ m}^2/\text{m}^3$) und einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($152 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Damit scheint sich der von *Pressinotti, 2010* beschriebene

positive Einfluss erhöhter Abwassertemperaturen auf die TKN-Elimination bestätigen zu lassen.

4.4 Dubai (VAE)

4.4.1 Allgemein

Im Gegensatz zu den Untersuchungen auf der Managua WWTP und der Adlia WWTP, wurde auf der Al Aweer STP in einer mehrwöchigen Messkampagne die Nitrifikationsleistung von Tropfkörpern der zweiten Stufe bei erhöhten Abwassertemperaturen untersucht. Im Parallelbetrieb konnte im technischen Maßstab der Einfluss der Füllmaterialstruktur - durch den Einsatz einer kreuzstrukturierten Packung und einem Kunststoffschüttmaterial - evaluiert werden. Des Weiteren wurden flankierende Untersuchungen an einem halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper, u.a. zur Bestimmung der Nitrifikation im vertikalen Profil, durchgeführt. Für Untersuchungen zur Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen, wurde ein zweiter halbtechnischer Tropfkörper errichtet und mit Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung beschickt. Ausführungen zum Aufbau der technischen und halbtechnischen Tropfkörper finden sich in Kapitel 3.4.

4.4.2 Technische und halbtechnischer Nitrifikationstropfkörper

4.4.2.1 Belastung und Betriebseinstellungen der Tropfkörper

Technische Nitrifikationstropfkörper

Bei Abwassertemperaturen von 30 - 33 °C wurde die Nitrifikationsleistung der Tropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 im Zeitraum vom 26.09.2013 bis zum 21.11.2013 untersucht. Die aus den Stichproben berechnete TKN-Raubelastung der Tropfkörper lag im Mittel bei rd. 0,48 bis 0,50 kg TKN/(m³·d), vgl. Tabelle 18. Hierbei wurde durch die separate Zulaufbeprobung der Tropfkörper in der jeweiligen Verteilerkammer kontrolliert, ob vergleichbare Zulaufbedingungen vorlagen (vgl. Probenahmestellen in Abbildung 15 in 3.4.1). Die Betriebsparameter der Nitrifikationstropfkörper sind in Tabelle 18 zusammengestellt. Eine Zusammenstellung der gemessenen Einzelwerte kann Anhang 3 entnommen werden.

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Tabelle 18: Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der technischen Nitrifikationstropfkörper auf der Al Aweer STP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)

Parameter	Einheit	Verteilerkammer A TK 1+2 (RM)		Verteilerkammer B TK 7 (XF)	Verteilerkammer D TK 15 (RM)
Anzahl Proben	-	45			
CSB	mg/l	55 (41 - 82)		55 (40 - 84)	46 (29 - 91)
CSB _{mf}	mg/l	27 (22 - 40)		26 (16 - 40)	25 (17 - 41)
TKN	mg/l	40,8 (32,2 - 48,3)		41,9 (32,3 - 50,1)	40,2 (33,3 - 45,1)
NH ₄ -N	mg/l	37,6 (29,9 - 43,0)		37,5 (29,9 - 42,7)	37,1 (29,2 - 40,9)
AFS	mg/l	29 (16 - 55)		30 (17 - 55)	22 (7 - 66)
B _{R,TKN} ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	0,50 (0,34 - 0,60)		0,49 (0,34 - 0,60)	0,48 (0,34 - 0,57)
q _A	m/h	1,37 (1,10 - 1,72)			
T _w (Ablauf TK)	°C	32 (30 - 33)			
SK	mm	TK 1 24	TK 2 15	18	15
¹⁾ Berechnet über ein TKN:NH ₄ -N-Verhältnis von 1,12 (n = 15) für TK 1+2, 1,12 (n = 15) für TK 7 und 1,11 (n = 14) für TK 15					

Die Konzentrationen an oxidierten Stickstoffverbindungen im Zulauf zu den Nitrifikationstropfkörpern lagen bei < 0,6 mg/l NO₃-N und < 0,4 mg/l NO₂-N. Eine nennenswerte Nitrifikation fand in den Belebungsbecken der ersten Stufe somit nicht statt. Des Weiteren ist nach *Henze et al., 2002* bei einem moderat belasteten kommunalen Abwasser mit einem inerten gelösten CSB von ca. 30 mg/l auszugehen (vgl. Tabelle 26 in Kapitel 5.3.1). Demnach weisen mittlere CSB_{mf}-Konzentrationen von rd. 20 bis 40 mg/l im Zulauf zu den Nitrifikationstropfkörpern darauf hin, dass die Elimination organischer Stoffe in der vorgeschalteten Hochlast-Belebtschlammstufe weitgehend abgeschlossen ist. Ferner kann die Feststoffabtrennung durch die Zwischenklärung mit AFS-Ablaufkonzentrationen von rd. 20 bis 70 mg/l als gut bezeichnet werden.

Die Spülkraft der Tropfkörper Nr. 2, Nr. 7 und Nr. 15 lagen mit im Mittel 15 bis 18 mm in einem ähnlichen Bereich. Vermutlich durch einen höheren Reibungswiderstand in der Lagerung des Drehsprengers, wies der Tropfkörper Nr. 1 bei gleicher Beschickungswassermenge und Drehsprengerkonfiguration eine deutlich höhere Spülkraft von 24 mm auf. Nach Untersuchungen von *Andersson et al., 1993* ist bei Nitrifikationstropfkörpern im Bereich von 5 - 80 mm kein Einfluss der Spülkraft auf die Nitrifikationsleistung zu erwarten.

Halbtechnischer Nitrifikationstropfkörper

Der halbtechnische Nitrifikationstropfkörper wurde im Zeitraum vom 24.11.2013 bis zum 23.07.2014 betrieben und die Nitrifikationsleistung bei Abwassertemperaturen von 20 - 35 °C untersucht. Die in den drei Phasen erzielten Betriebsparameter des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers sind in Tabelle 19 zusammengestellt. Eine Zusammenstellung der gemessenen Einzelwerte kann Anhang 4 entnommen werden.

Tabelle 19: Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)

Parameter	Einheit	Einfahren ohne Rezirkulation (24.11.13 - 18.02.14)	Einfahren mit Rezirkulation und Animpfung (19.02.14 - 25.06.14)	Stationärer Betrieb (26.06.14 - 23.07.14)
Anzahl Proben	-	14	24	7
CSB	mg/l	55 (44 - 73)	56 (29 - 78)	57 (47 - 65)
TKN ¹⁾	mg/l	45,3 (39,7 - 53,2)	46,6 (38,0 - 53,8)	39,3 (35,7 - 43,5)
NH ₄ -N	mg/l	36,0 (31,9 - 41,3)	31,1 (31,2 - 44,2)	34,6 (31,8 - 35,8)
AFS	mg/l	18 (4 - 35)	24 (15 - 51)	28 (21 - 31)
B _{R,TKN} ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	0,28 (0,21 - 0,33)	0,30 (0,20 - 0,40)	0,35 (0,32 - 0,39)
T _w (Ablauf TK)	°C	23 (20 - 28)	27 (22 - 32)	33 (32 - 35)
Rezirkulations- rate	%	---	24	---
q _A	m/h	0,64 (0,53 - 0,77)	0,83 (0,73 - 1,04)	0,90 (0,90 - 0,90)
SK	mm	5	6	5

¹⁾ Berechnet über ein TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,22 (n = 13)

Die Konzentrationen an oxidierten Stickstoffverbindungen im Zulauf lagen bei < 1,7 mg/l NO₃-N und ≤ 0,3 mg/l NO₂-N und sind damit vernachlässigbar. Analog zu den technischen Nitrifikationstropfkörpern, wurde auch der halbtechnische Nitrifikationstropfkörper mit Abwasser aus dem Ablauf der Zwischenklärung der Al Aweer STP beschickt. So deckt sich die Abwasserzusammensetzung mit der aus der vorangegangenen Messkampagne an den technischen Nitrifikationstropfkörpern (vgl. Tabelle 19 und Tabelle 18).

Die Spülkraft des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers lag mit 5 - 6 mm deutlich unter der Spülkraft der technischen Nitrifikationstropfkörper (15 - 24 mm; vgl. Tabelle 18). Nach

ATV-A 281, 2001 ist jedoch eine Spülkraft im Bereich von 4 - 8 mm für den Austrag überschüssiger Biomasse ausreichend.

4.4.2.2 Betrieb der technischen Tropfkörper

Für einen ersten Vergleich der Reinigungsleistung des mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung gefüllten Tropfkörpers Nr. 7 mit den schüttmaterialgefüllten Tropfkörpern Nr. 1+2 und Nr. 15, sind in Abbildung 26 die TKN-Zulauf- und die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen über den Versuchszeitraum dargestellt. Da keine signifikanten Unterschiede in den chemischen Abwasserparametern auftraten (vgl. Anhang A3), werden für eine übersichtliche Zusammenstellung ausschließlich die TKN-Zulaufkonzentrationen des Tropfkörpers Nr. 7 dargestellt.

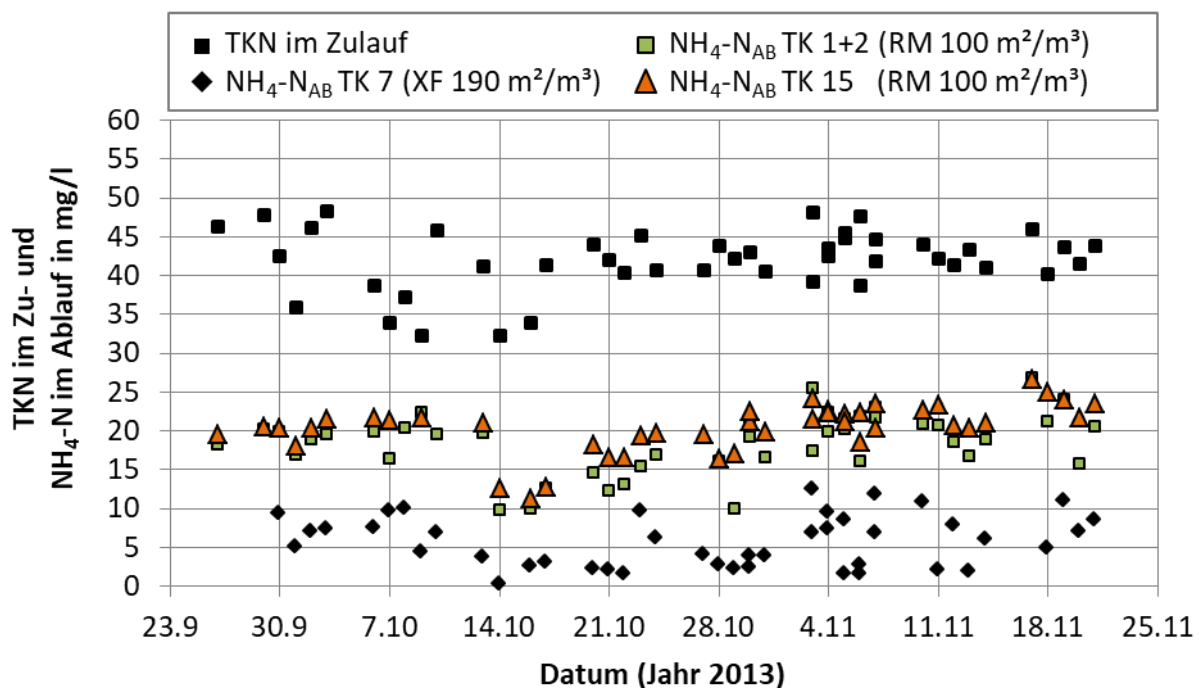


Abbildung 26: TKN-Konzentration im Zulauf und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); $T_w = 30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$

Bei einer Flächenbeschickung im Bereich von 1,10 - 1,72 m^3/h , mit einem Mittelwert von 1,37 m^3/h , lag die TKN-Raumbelastung der Tropfkörper bei 0,34 - 0,60 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, bei einem Mittelwert von 0,49 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Wie aus Abbildung 26 ersichtlich wird, wiesen die mit Kunststoffschüttmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 erwartungsgemäß vergleichbare $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen, im Bereich von 9,7 bis 26,6 mg/l , auf. Die

mittlere Ablaufkonzentration der schüttmaterialgefüllten Tropfkörper lag bei 18,5 mg/l für die Tropfkörper Nr. 1+2 und 20,4 mg/l für den Tropfkörper Nr. 15. Der mit einer Kreuzstrukturpackung gefüllte Tropfkörper Nr. 7 konnte stets deutlich niedrigere Ablaufwerte als die Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 erzielen. Die Streuung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen des Tropfkörpers Nr. 7 lag dabei zwischen 0,4 und 12,5 mg/l mit einem Mittelwert von 5,8 mg/l.

Bei den Tropfkörpern Nr. 1+2 und Nr. 15 ist bei $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen von $\geq 9,7$ mg/l von einer Reaktion 0. Ordnung bzgl. der Substratkonzentrationen auszugehen [Parker et al., 1989; Boller and Gujer, 1986]. Damit können Schwankungen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration durch variable TKN-Zulaufkonzentrationen hervorgerufen werden. Im Gegensatz dazu weisen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte des Tropfkörpers Nr. 7 eine von der TKN-Zulaufkonzentration unabhängige Variabilität auf, deren Ursache überwiegend in betrieblichen Einstellungen bzw. Problemen liegt. So ist zwischen 02.10. und 10.10.2013 einer der 4 Belüfter des Tropfkörpers ausgefallen, wobei neben erhöhten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerten (≥ 5 mg/l) auch ein Anstieg der $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufkonzentration von $\leq 0,5$ mg/l auf bis zu 2,5 mg/l registriert wurde (vgl. Tabelle 38 in im Anhang A3). Des Weiteren fiel der pH-Wert im Tropfkörperablauf aufgrund einer unzureichenden Restsäurekapazität ($\leq 0,50$ mmol/l) regelmäßig unter 7,0 (vgl. 4.4.2.6), worauf das Betriebspersonal mit einer Spülung des Tropfkörpers reagierte. Bei den Spülungen wurde aktiver Biofilm aus dem Tropfkörper ausgetragen, die Nitrifikationsleistung eingeschränkt und damit der pH-Wert wieder stabilisiert. Aus diesen Gründen kann nur vermutet werden, dass der Tropfkörper Nr.7 bei einer ausreichenden Säurekapazität im Zulauf und konstanteren Betriebsbedingungen, stabilere und ggf. auch niedrigere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte hätte erzielen können.

Beim Betrieb der Tropfkörper war zudem festzustellen, dass der durchgehende Austrittsschlitz an den Drehsprengerarmen (s. Abbildung 16 in 3.4.1) anfällig für Ablagerungen und Verstopfungen war. Die regelmäßig (ca. alle 2 Wochen) erforderliche Reinigung der Drehsprengerarme, verursachte dabei einen vergleichsweise hohen Personaleinsatz. Darüber hinaus erschwerte der durchgehende Austrittsschlitz die Einstellung einer flächenproportionalen Abwasserverteilung. Bei einer inhomogenen Abwasserverteilung ist aufgrund einer ungleichen Raumbelastung mit einem Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration zu rechnen [Gebert, 2001]. Aufgrund der genannten Nachteile wurde auch von der Betriebsleitung der Al Aweer STP eine schrittweise Ertüchtigung der

Drehsprenger in den kommenden Jahren vorgesehen. Die neuen Drehsprengerarme sollten mit „drucklos“ arbeitenden Düsen versehen werden (vgl. Abbildung 17 c) in 3.4.2), die zum einen verstopfungssicher sind und zum anderen durch das Verschließen einzelner Düsen eine einfache Anpassung der Abwasserverteilung ermöglichen.

4.4.2.3 Einfahren und Betrieb des halbtechnischen Tropfkörpers

Im Folgenden soll auf die Einfahrphase des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers eingegangen werden, da der Verlauf der Reinigungsleistung einen Rückschluss auf die Entwicklung des Biofilms ermöglicht und somit eine Grundlage für die Bewertung der Betriebsergebnisse liefert. Nach *Logan et al., 1987* ist für die Entwicklung eines homogenen Biofilms, mit dem sich niedrige und stabile Ablaufwerte erzielen lassen, eine mehrmonatige Einfahrphase erforderlich. In Abbildung 27 wurde der Verlauf der TKN-Konzentration im Tropfkörperzulauf sowie der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen dargestellt.

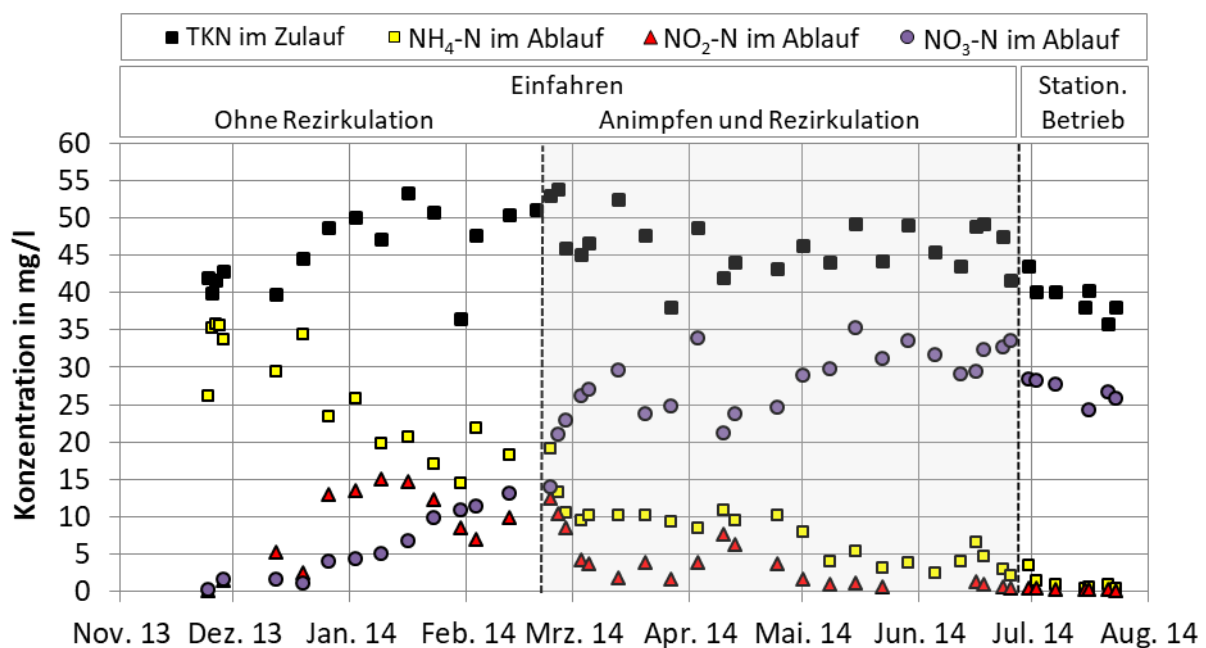


Abbildung 27: TKN-Zulaufkonzentration und $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP im Verlauf der Untersuchungen (basierend auf Stichproben); $T_w = 20 - 35 \text{ }^\circ\text{C}$

Zu Beginn der Einfahrphase im November 2013 wiesen kontinuierlich steigende $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen sowie gleichzeitig sinkende $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen, auf eine langsame Entwicklung eines nitrifizierenden Biofilms auf dem Füllmaterial hin, s. Abbildung 27. Eine unterschiedlich starke Ausbildung der ammoniumoxidierenden (AOB) und nitritoxidierenden Bakterien (NOB) kann dabei anhand der NO_2 -Akkumulation, mit Ablaufkonzentrationen von bis zu $14,9 \text{ mg/l}$, festgestellt werden. Nach *Okabe et al., 1996* ist

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

eine Nitritakkumulation in der Einfahrphase nitrifizierender Tropfkörper auf die niedrigeren Wachstumsraten der NOB im Vergleich zu den AOB zurückzuführen.

Um die Biofilmentwicklung - insbesondere die Ansiedlung von NOB - zu beschleunigen, wurde am 19.02.2014 Schlamm aus den Nachklärbecken der technischen Nitrifikationstropfkörper der Al Aweer STP entnommen und dem Zulauf des halbtechnischen Tropfkörpers als Inokulum beigemischt. Wie in *Moodie and Greenfield, 1978* beschrieben, wurden ausgetragene Nitrifikanten durch die Implementierung einer Rezirkulation in den Tropfkörperzulauf der halbtechnischen Anlage zurückgeführt und somit die Kontaktzeit zwischen den Bakterien und dem Füllmaterial erhöht. Innerhalb weniger Tage nach Zugabe des Belebtschlammes konnte ein deutlicher Anstieg der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Produktion, bei gleichzeitigem Rückgang der $\text{NO}_2\text{-N}$ -Akkumulation und sinkenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen, verzeichnet werden. Wie in Kapitel 4.4.2.5 durch die Auswertung von Höhenprofilen (s. Abbildung 30 in Kapitel 4.4.2.5) gezeigt werden kann, wurde dabei vor allem in den unteren Tropfkörperschichten eine deutliche Leistungssteigerung durch die Ansiedlung von Nitrifikanten erzielt. Aufgrund der beschleunigten Biofilmentwicklung und damit schnellen Steigerung der Reinigungsleistung, stellt das Animpfen mit Belebtschlamm ein weit verbreitetes Vorgehen dar, um die Einfahrphase nitrifizierender Tropfkörper zu verkürzen [*Stenquist et al., 1974; Mofokeng et al., 2009; Naz et al., 2015 und 2016*].

Im April 2014 wurde jedoch ein erneuter Anstieg der $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen festgestellt, der mit einer teilweisen Bedeckung der Tropfkörperoberfläche mit herabgefallenen Blättern von den umstehenden Bäumen in Verbindung gebracht werden konnte. Die Blätter sorgten für eine inhomogene Abwasserverteilung, wodurch der Tropfkörper nur partiell durchflossen und der konvektive Luftstrom vermindert wurde. Sowohl die erhöhte Belastung im durchflossenen Teil des Tropfkörpers als auch der reduzierte Luftstrom, führten dabei vermutlich zu einem Sauerstoffdefizit im Biofilm. In diesem Zusammenhang notierten bereits *Chen et al., 2006* und *Schramm et al., 1997*, dass ein Sauerstoffdefizit eine Nitritakkumulation zur Konsequenz haben kann, da die NOB sensitiver gegenüber niedrigen Sauerstoffkonzentrationen sind als die AOB. Nach Beseitigung der Blätter konnte zeitnah auch ein Rückgang der $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen registriert werden.

Nachdem für längere Zeit kein Anstieg $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen mehr festgestellt werden konnte (Ablaufkonzentrationen $\leq 0,30$ mg/l) und die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf

konstant bei $\leq 5,0$ mg/l lag, wurde die Abwasserrezirkulation nach rd. 4 Monaten am 25. Juni 2014 abgestellt. Die Einfahrphase war damit nach rd. 7 Monaten beendet. Von einer mehrmonatigen Einfahrphase zum Erreichen einer hohen und stabilen Nitrifikationsleistung wurde u.a. bereits von *Boller and Gujer, 1986*, *Elenter et al., 2007* und *Daigger et al., 1993* berichtet. Hierbei geben sowohl *Boller and Gujer, 1986* als auch *Daigger et al., 1993* zu bedenken, dass auch nach einem Jahr noch eine Zunahme der Nitrifikationsleistung möglich ist. Nach Abschalten der Rezirkulation war der stationäre Betrieb des halbtechnischen Tropfkörpers durch eine Beschickungswassermenge von 0,90 m/h und eine mittlere TKN-Raumbelastung von $0,35 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ gekennzeichnet.

Aufgrund der zeitlichen Limitierung mussten die Versuche am 23.07.2014 eingestellt werden. Weitere Untersuchungen bei unterschiedlichen Betriebseinstellungen - Beschickungswassermenge und TKN-Raumbelastung - waren daher nicht möglich. Für die in Kapitel 4.4.2.4 dargestellte Auswertung der TKN-Elimination werden ausschließlich die Betriebsdaten des stationären Betriebs herangezogen, um eine Limitierung der Leistungsfähigkeit aufgrund einer unvollständigen Biofilmentwicklung weitgehend ausschließen zu können.

4.4.2.4 TKN-Elimination

Um die Reinigungsleistung der technischen und des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper(s) beurteilen und miteinander vergleichen zu können, wurde in Abbildung 28 die aus den TKN-Zulauf- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen berechnete TKN-Elimination $((\text{TKN}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}})/\text{TKN}_{\text{ZU}})$ in Abhängigkeit der TKN-Flächenbelastung dargestellt.

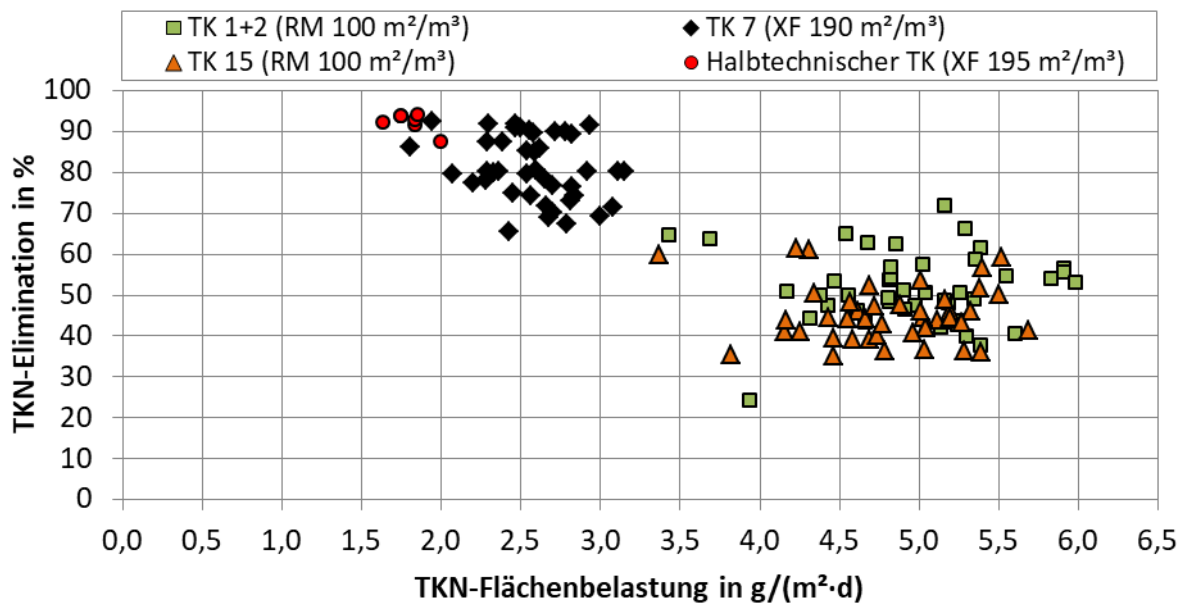


Abbildung 28: TKN-Elimination $((\text{TKN}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}})/\text{TKN}_{\text{ZU}})$ in Abhängigkeit der TKN-Flächenbelastung der Nitrifikationstropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 auf der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); $T_w = 30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$; RM = Schüttmaterial; XF = Kreuzstrukturierte Packung

Zunächst ist festzustellen, dass der Tropfkörper Nr. 7 bei gleicher TKN-Raumbelastung aufgrund der fast doppelt so hohen spezifischen Oberfläche der kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($190 \text{ m}^2/\text{m}^3$), mit $1,8 - 3,2 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ eine deutlich geringere spezifische Flächenbelastung aufwies als die mit Schüttmaterial befüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 ($100 \text{ m}^2/\text{m}^3$) mit $3,4 - 6,0 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Die TKN-Flächenbelastung des halbtechnischen Tropfkörpers ($195 \text{ m}^2/\text{m}^3$) lag zwischen $1,6$ und $2,0 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$.

Allgemein zeichnet sich in Abbildung 28 mit zunehmender TKN-Flächenbelastung eine sinkende TKN-Elimination ab. Hierbei konnte der halbtechnische Tropfkörper sowie der Tropfkörper Nr. 7 bei einer Flächenbelastung von $\leq 2,0 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ eine TKN-Elimination von $> 85 \%$ erzielen. Neben der vergleichsweise niedrigen TKN-Flächenbelastung lässt sich

die konstant hohe TKN-Elimination des halbtechnischen Tropfkörpers auf die stabilen und engmaschig überwachten Betriebsbedingungen sowie die geringe Anzahl an Messwerten ($n = 7$) zurückführen. Bei einer Flächenbelastung zwischen 2,0 bis 3,2 g TKN/(m²·d) wies die TKN-Elimination des Tropfkörper Nr. 7 dann eine deutlich erhöhte Streuung im Bereich von rd. 66 bis 92 % auf. Die Zunahme der Streuung zeigt dabei keine eindeutige Abhängigkeit von der TKN-Flächenbelastung und dürfte nicht zuletzt auf die vorhandenen Betriebsprobleme - zu geringe Restsäurekapazität und zu häufige Tropfkörperspülungen (s. 4.4.2.2) - zurückzuführen sein. Die mit Schüttmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 konnten aufgrund der deutlich höheren Flächenbelastung nur eine TKN-Elimination von rd. 24 bis 72 % erzielen. Dabei lässt sich im gesamten Belastungsbereich der Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 keine Korrelation zwischen der TKN-Flächenbelastung und TKN-Elimination feststellen. Da die mit Schüttmaterial gefüllten Tropfkörper im Gegensatz zum Tropfkörper Nr. 7 weder eine zu geringe Restsäurekapazität im Tropfkörperablauf aufwiesen (vgl. Abbildung 31 in 4.4.2.6) noch zu häufig gespült wurden, lässt sich die Streuung der TKN-Elimination vermutlich auf die Instabilität der Nitrifikation bei höheren Belastungen zurückführen. *Okey and Albertson, 1989b* beschreiben ebenfalls eine zunehmende Streuung der NH₄-N-Ablaufkonzentrationen bei Nitrifikationstropfkörpern bei Belastungen $> 1,2$ g NH₄-N/(m²·d) und führen dies auf eine zunehmende Limitierung der Sauerstoffverfügbarkeit im Biofilm zurück.

In wie weit sich die unterschiedliche Struktur der eingesetzten Füllmaterialien - kreuzstrukturierte Packung und ungeordnete Schüttung - auf die erzielbare TKN-Elimination ausgewirkt hat, kann aufgrund der fehlenden Überlappung der TKN-Flächenbelastung nicht geklärt werden. Hierbei weisen u.a. die Untersuchungen von *Richards and Reinhart, 1986*, *Parker and Merrill, 1984* und *Kamstra, 1998* darauf hin, dass sich mit kreuzstrukturierte Kunststoffpackungen höhere Umsatzraten als mit Kunststoffschüttmaterialien erzielen lassen.

Um die in den Tropfkörpern erzielte spezifische TKN-Elimination bewerten zu können, wurden diese in Abbildung 29 gegen die TKN-Flächenbelastung aufgetragen.

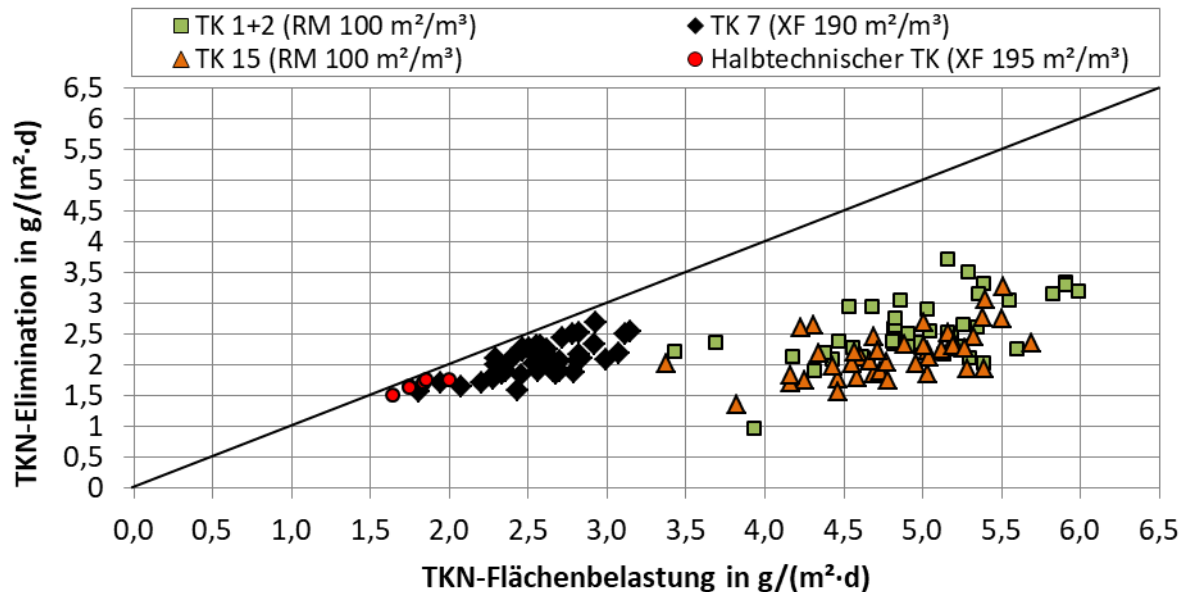


Abbildung 29: Spezifische TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB}) \cdot Q_{ZU} / A_S$) in Abhängigkeit der TKN-Flächenbelastung der Nitrifikationstropfkörper Nr. 1+2, Nr. 7 und Nr. 15 auf der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); $T_w = 30 - 33 \text{ °C}$; RM = Schüttmaterial; XF = Kreuzstrukturierte Packung

Abbildung 29 zeigt, dass die spezifische TKN-Elimination bei allen Tropfkörpern überwiegend im Bereich von $1,5 - 2,5 \text{ g TKN}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ lag. Die mit Kunststoffschüttmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr.15 konnten bei Flächenbelastungen $> 5 \text{ g TKN}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ vereinzelt Umsatzraten von über $3,0 \text{ g TKN}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, mit einem Maximum von bis zu $3,7 \text{ g TKN}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, erzielen. Wie bereits aus Abbildung 28 hervorging, zeigt sich jedoch nur bis zu einer TKN-Flächenbelastung von $2,0 \text{ g TKN}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ in den mit kreuzstrukturmaterial gefüllten Tropfkörpern eine nahezu vollständige TKN-Elimination. Bei weiter steigender TKN-Flächenbelastung sinkt die relative TKN-Elimination aufgrund der limitierten Umsatzraten.

Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen auch *Okey and Albertson, 1989* und *1989b*, die Betriebsdaten verschiedener Nitrifikationstropfkörper auswerteten, die mit unterschiedlichen Kunststoffmaterialien gefüllt waren. Sie konnten bis zu einer NH_4-N -Flächenbelastung von $1,2 \text{ g } NH_4-N/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ eine nahezu vollständige NH_4-N -Elimination feststellen. Wird das in Dubai ermittelte mittlere TKN: NH_4-N -Verhältnis von $1,12 : 1$ aus dem Zulauf der Nitrifikationstropfkörper angesetzt, entspricht dies einer TKN-Flächenbelastung von rd. $1,3 \text{ g TKN}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Die von Okey und Albertson ausgewerteten Daten decken dabei eine Temperaturspanne von 7 bis 32 °C ab.

4.4.2.5 Reinigungsverlauf im vertikalen Profil

Mit Hilfe der drei Probenahmestellen entlang der Füllmaterialhöhe des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers, bestand die Möglichkeit, neben den Zu- und Ablaufwerten auch den Reinigungsverlauf in Fließrichtung bewerten zu können. Hierzu wurden in der stationären Phase, bei einer Flächenbeschickung von 0,90 m/h und einer mittleren Abwassertemperatur von 33 °C, die NH₄-N-Konzentrationen von 7 Stichproben je Probenahmestelle zu einem Mittelwert verdichtet. Die mittlere Raumbelastung lag bei 0,35 kg TKN/(m³·d) bzw. 0,31 kg NH₄-N/(m³·d). Zur Berechnung der auf die spezifische Füllmaterialoberfläche bezogenen Nitrifikationsraten, wurde jeweils die Differenz der NH₄-N-Konzentrationen von zwei benachbarten Probenahmestellen verwendet $((NH_4-N_{ZU} - NH_4-N_{AB}) \cdot Q_{ZU} / A_S)$. Da bei den Profilmessungen keine TKN-Analysen stattgefunden haben, wird im Gegensatz zu der in Kapitel 4.4.2.4 verwendeten TKN-Elimination im Folgenden die NH₄-N-Elimination für die Bewertung der Nitrifikationsleistung verwendet, vgl. Abbildung 30.

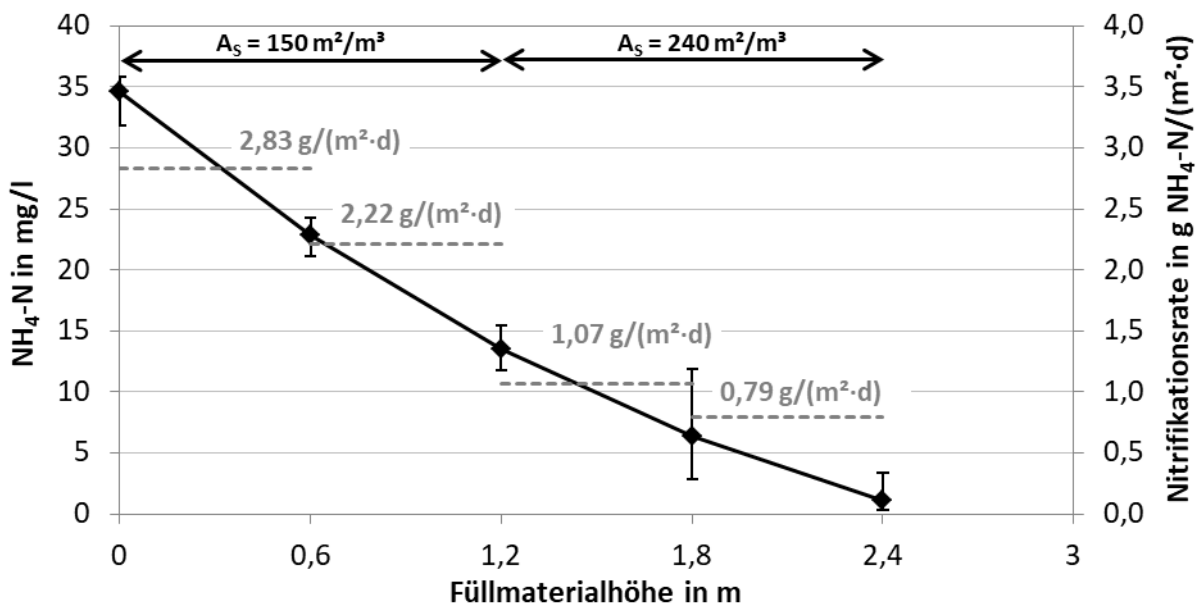


Abbildung 30: Verlauf der NH₄-N-Konzentration über die Tropfkörperhöhe und spezifische Nitrifikationsraten $((NH_4-N_{ZU} - NH_4-N_{AB}) \cdot Q_{ZU} / A_S)$ des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP; Mittelwert aus 7 Stichproben bei einer Flächenbeschickung von 0,90 m/h, einer TKN-Raumbelastung von 0,35 kg TKN/(m³·d) und einer Abwassertemperatur von 33 °C (Fehlerindikatoren zeigen Min.- / Max.-Werte)

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Wie bereits in anderen Studien festgestellt wurde [Boller und Gujer, 1986; Gujer, 2010; Mofokeng et al., 2009; Gullicks and Cleasby, 1990], zeigt sich auch im halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper eine über die gesamte Füllmaterialhöhe relativ konstante Abnahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration, von im Mittel 34,6 mg/l im Zulauf auf 1,1 mg/l im Ablauf. In Verbindung mit der Flächenbeschickung von 0,90 m/h und einer durchschnittlichen spezifischen Füllmaterialoberfläche von $195 \text{ m}^2/\text{m}^3$, resultiert daraus eine mittlere Umsatzrate von $1,54 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$.

Im Vergleich zum Mittelwert, ergibt sich aus den Profilmessungen auf den ersten 0,6 m des Fließwegs eine wesentlich höhere Umsatzrate von $2,83 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. In der zweiten Füllmaterialschicht (0,6 - 1,2 m) war dann bereits ein Rückgang der Umsatzleistung um rd. 21 % auf $2,22 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ festzustellen. Nach dem Übergang auf die Füllmaterialschicht mit einer spezifischen Oberfläche von $240 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (1,2 - 1,8 m), ergab sich in etwa eine Halbierung der Umsatzraten auf $1,07 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Eine weitere Abnahme auf $0,79 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ konnte schließlich in der untersten Füllmaterialebene (1,8 - 2,4 m) verzeichnet werden.

Ähnliche Nitrifikationsraten konnten von Okey and Albertson, 1989 und 1989b an einem halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper („Arizona Nuclear Pilot Plant“) ermittelt werden, der mit einer Abwassertemperatur von 28 - 32 °C, einer Flächenbeschickung von 1,94 m/h sowie einer Flächenbelastung von rd. 2,5 bis $5,0 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ vergleichbare Betriebsbedingungen aufwies. Die Arizona Nuclear Pilot Plant war mit einem vertikal strukturiertem Kunststoffmaterial gefüllt, wobei keine Angabe zu dessen spezifischer Oberfläche vorliegen (*Hinweis: typisch für vertikal strukturierte Packungen sind rd. $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$*). Die aus den Betriebsdaten der Arizona Nuclear Pilot Plant ermittelten maximalen Nitrifikationsraten von bis zu $3,0 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, decken sich mit der maximalen Umsatzrate $2,83 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, die in der obersten Füllmaterialschicht des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP erzielt werden konnte.

Für die in Fließrichtung verzeichnete Abnahme der Nitrifikationsleistung können verschiedene Faktoren verantwortlich sein. Gujer and Boller, 1986 und Parker et al., 1995 halten nach ihren Untersuchungen fest, dass sich mit der Füllmaterialtiefe ein zunehmend inhomogener und zum Teil lückenhafter Biofilm entwickelt, was sich neben der Abweidung durch höhere Organismen hauptsächlich auf eine abnehmende Substratverfügbarkeit zurückzuführen lässt. Hinzu kommt, dass ab einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von rd. 5 mg/l die

Nitrifikationsleistung nicht mehr durch die Sauerstoffverfügbarkeit sondern zunehmend durch die Substratkonzentration limitiert wird. Hierbei kann allgemein eine Abnahme der Nitrifikationsraten festgestellt werden, die in erster Ordnung von der Substratkonzentration abhängt [Parker et al., 1995; Boller and Gujer, 1986; Gullicks and Cleasby, 1986; Parker et al., 1989]. Werden die Nitrifikationsraten der oberen und unteren Tropfkörperhälfte miteinander verglichen, muss zudem der Einfluss der spezifischen Oberfläche des eingesetzten Füllmaterials berücksichtigt werden. Wie in Kapitel 2.6.5 dargestellt wurde, steigt die erforderliche Flächenbeschickung für eine weitgehende Füllmaterialbenetzung mit zunehmender spezifischer Oberfläche des Füllmaterials. So ist nach Boller and Gujer, 1986 zur weitgehenden Benetzung eines Füllmaterials mit einer spezifischen Oberfläche von $230 \text{ m}^2/\text{m}^3$, eine Flächenbeschickung von $\geq 4,0 \text{ m/h}$ erforderlich. Mit der vorhandenen Flächenbeschickung von $0,90 \text{ m/h}$ kann somit nicht davon ausgegangen werden, dass die gesamte spezifische Oberfläche von $195 \text{ m}^2/\text{m}^3$ - die als Bezugspunkt für die Berechnung der Umsatzraten dient - ausgenutzt wurde. Eine Abschätzung der aktiven Füllmaterialoberfläche in Abhängigkeit der Flächenbeschickung ist jedoch nicht möglich [ATV-Handbuch, 1997]. Für die Auslegung von Nitrifikationstropfkörpern kann daraus abgeleitet werden, dass beim Einsatz von Füllmaterialien mit einer sehr hohen spezifischen Oberfläche nur dann hohe Nitrifikationsraten erzielt werden können, wenn diese durch eine adäquate Flächenbeschickung auch ausgenutzt werden. Aufgrund der in der Praxis häufig zu niedrigen Flächenbeschickung und der erhöhten Verstopfungsgefahr empfehlen Gujer and Boller, 1986 generell, die spezifische Oberfläche des Füllmaterials in Nitrifikationstropfkörpern auf maximal $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ zu begrenzen.

4.4.2.6 Säurekapazität

Um eine Hemmung der Nitrifikation durch einen Abfall des pH-Werts ausschließen zu können, ist im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper eine ausreichende Restsäurekapazität einzuhalten (vgl. 2.6.4). In Abbildung 31 ist der pH-Wert in Abhängigkeit der Säurekapazität im Ablauf der Tropfkörper auf der Al Aweer STP dargestellt.

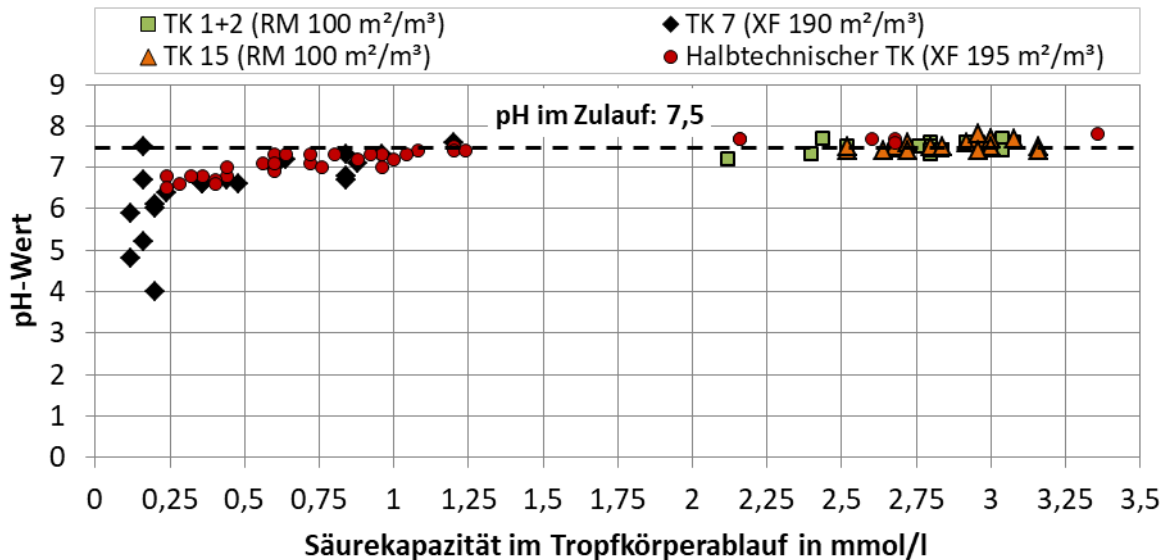


Abbildung 31: Al Aweer STP: pH-Wert im Ablauf der Tropfkörper in Abhängigkeit der Säurekapazität im Tropfkörperablauf (basierend auf Stichproben)

Die Säurekapazität im Zulauf der technischen und des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper lag im Mittel bei rd. 5,0 mmol/l mit einem mittleren pH-Wert von 7,5.

Wie Abbildung 31 zeigt, wurde die Säurekapazität in den mit Kunststoffschüttmaterial gefüllten Tropfkörpern Nr. 1+2 und Nr. 15 durch die Nitrifikation auf Werte zwischen 2,2 und 3,2 mmol/l reduziert. Aufgrund der höheren Nitrifikationsleistung (vgl. 4.4.2.4) wurde die Säurekapazität im kreuzstrukturmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 7 wesentlich weiter, auf Werte zwischen 0,1 und 1,2 mmol/l, gesenkt. Im halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper nahm die Nitrifikationsleistung mit fortlaufender Betriebszeit zu. Entsprechend sank auch die Säurekapazität im Tropfkörperablauf im Verlauf der Untersuchungen, bis auf minimal 0,25 mmol/l.

Mit Bezug auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Differenz zwischen Tropfkörperzu- und Ablauf berechnet sich die spezifische Reduktion der Säurekapazität zu 0,127 (TK 1+2), 0,147 (TK 7), 0,134 (TK 15) und 0,134 mmol/mg $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ox}}$ im halbtechnischen Tropfkörper. Dies entspricht in etwa dem theoretischen stöchiometrischen Verhältnis von 0,14 mmol/mg $\text{NH}_4\text{-Nox}$ [Pearce and Edwards, 2011; Huang et al., 1989]. Die Differenz zum theoretischen stöchiometrischen Verhältnis, sollte sich im Wesentlichen auf Messungenauigkeiten zurückzuführen lassen. Auch erhöhte $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der schüttmaterialgefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 sowie des halbtechnischen Tropfkörpers können für geringere spezifische Werte verantwortlich sein.

Ab einer Säurekapazität von 0,5 mmol/l kann ein Abfall des pH-Werts unter 7,0 verzeichnet werden. Während der pH-Wert bei einer Restsäurekapazität zwischen 0,25 und 0,5 mmol/l noch bei rd. 6,6 lag, fiel dieser bei Unterschreitung einer Restsäurekapazität von 0,25 mmol/l auf bis zu 4,0 ab.

Nach den Bemessungsempfehlungen des *ATV-A 281, 2001* ist im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper eine Restsäurekapazität von $\geq 0,5$ mmol/l einzuhalten, um eine Hemmung der Nitrifikation ausschließen zu können. Dieser Hinweis kann dahingehend bestätigt werden, dass bei einer Restsäurekapazität $< 0,5$ mmol/l mit einem Abfall des pH-Werts gerechnet werden muss. Ein Zusammenhang zwischen dem Abfall des pH-Werts und einer eingeschränkten Nitrifikationsleistung konnte dabei jedoch nicht festgestellt werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Betriebspersonal der Al Aweer STP auf den Abfall des pH-Werts im Ablauf des Tropfkörpers Nr. 7 mit einer Spülung des Tropfkörpers reagierte. Dabei wurde die Nitrifikationsleistung durch den Austrag nitrifizierender Biomasse reduziert und der pH-Wert entsprechend wieder stabilisiert. Somit kam es nie über einen längeren Zeitraum zu einer konstant niedrigen Restsäurekapazität bzw. einem niedrigen pH-Wert im Tropfkörperablauf.

Im Hinblick auf die in Kapitel 2.6.4 zusammengefassten Literaturangaben zur Restsäurekapazität im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper von $\geq 1,0$ [U.S. EPA 832-F-00-014, 2000; Siegrist and Gujer, 1987] bzw. $\geq 1,5$ [Wolf, 1987; Gujer and Boller, 1986] kann festgehalten werden, dass diese in Bezug auf die Stabilität des pH-Werts zu konservativ angesetzt sind.

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Im Falle der Al Aweer STP ist eine Erhöhung der Nitrifikationsleistung durch den Ersatz des Kunststoffschüttmaterials durch eine kreuzstrukturierte Packung - analog zu Tropfkörper Nr. 7 - bei weiteren Tropfkörpern geplant. Wie die Auswertung der Säurekapazität gezeigt hat, sind in diesem Zusammenhang Maßnahmen zur Anhebung der Säurekapazität zu treffen, um eine Hemmung der Nitrifikation zu unterbinden. Eine Möglichkeit Säurekapazität zurückzugewinnen, bietet die Implementierung einer gezielten Denitrifikation durch die Rezirkulation des $\text{NO}_3\text{-N}$ -haltigen Tropfkörperablaufs in die vorgeschaltete Hochlastbelebung. Alternativ könnten alkalische Fällmittel zur P-Elimination eingesetzt werden.

4.4.3 Halbtechnischer Tropfkörper mit Reinigungsziel Kohlenstoffelimination

4.4.3.1 Belastung und Betriebseinstellungen

In Phase 1 (03.12.2013 - 20.02.2014) betrug die Flächenbeschickung 0,79 m/h und die mittlere BSB₅-Raumbelastung 1,72 kg/(m³·d). In Phase 2 wurde die Flächenbeschickung auf 0,55 m/h gedrosselt, wodurch die mittlere BSB₅-Raumbelastung auf 1,11 kg/(m³·d) sank. Die Betriebsparameter des halbtechnischen Tropfkörpers sind in Tabelle 20 zusammengestellt. Eine Zusammenstellung der gemessenen Einzelwerte kann Anhang 5 entnommen werden.

Tabelle 20: Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen des halbtechnischen Tropfkörpers mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination auf der Al Aweer STP basierend auf Stichproben im Zulauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)

Parameter	Einheit	Phase 1 (03.12.2013 - 20.02.2014)	Phase 2 (21.02.2014 - 24.06.2014)
Anzahl Proben	-	13	19
CSB	mg/l	383 (322 - 448)	356 (306 - 422)
CSB _{mf}	mg/l	214 (181 - 249)	194 (156 - 233)
TKN ¹⁾	mg/l	57,7 (52,6 - 62,3)	59,9 (48,2 - 75,4)
NH ₄ -N	mg/l	46,3 (42,2 - 50,0)	48,1 (38,7 - 60,5)
AFS	mg/l	86,3 (60,0 - 163)	87,9 (52,0 - 137)
B _{R,CSB}	kg/(m ³ ·d)	3,04 (2,72 - 3,87)	1,96 (1,54 - 2,50)
B _{R,BSB} ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	1,72 (1,54 - 2,19)	1,11 (0,87 - 1,41)
q _A	m/h	0,79 (0,73 - 0,87)	0,55 (0,49 - 0,59)
SK	mm	7 (6 - 9)	3 (2 - 4)
T _w (Zulauf TK)	°C	26 (25 - 28)	29 (26 - 32)

¹⁾ Berechnet über das CSB:BSB₅-Verhältnis von 1,75 (n = 27) bzw. TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,25 (n = 6)

Die Konzentrationen an oxidierten Stickstoffverbindungen im Zulauf lagen bei < 0,4 mg/l NO₃-N und << 0,1 mg/l NO₂-N. Das BSB₅:TKN-Verhältnis lag im Mittel bei 3,6 und damit im üblichen Bereich für kommunales Abwasser [Henze et al., 2002; vgl. auch Tabelle 26 in Kapitel 5.3.1]. Bei einer Flächenbeschickung von 0,79 m/h, wurde in Phase 1 eine Spülkraft von rd. 7 mm erzielt. Aufgrund der begrenzten Einstellungsmöglichkeiten des hydraulisch getriebenen Drehsprengers, fiel die Spülkraft in Phase 2 bei einer Flächenbeschickung von 0,55 m/h auf rd. 3 mm. Das ATV-A 281, 2001 empfiehlt für einen geregelten Austrag

überschüssiger Biomasse eine Spülkraft von 4 - 8 mm. Ein Dauerbetrieb mit der in Phase 2 vorhandenen Spülkraft (3 mm) ist aufgrund der Gefahr von Schlammablagerungen im Tropfkörper daher nicht empfehlenswert.

4.4.3.2 Kohlenstoffelimination

In Abbildung 32 sind die CSB_{hom} -Konzentrationen im Zulauf und die CSB_{mf} -Konzentrationen im Ablauf des Tropfkörpers sowie die daraus berechnete CSB-Elimination ($((CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{hom,ZU})$) für die zwei Betriebsphasen, in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung dargestellt.

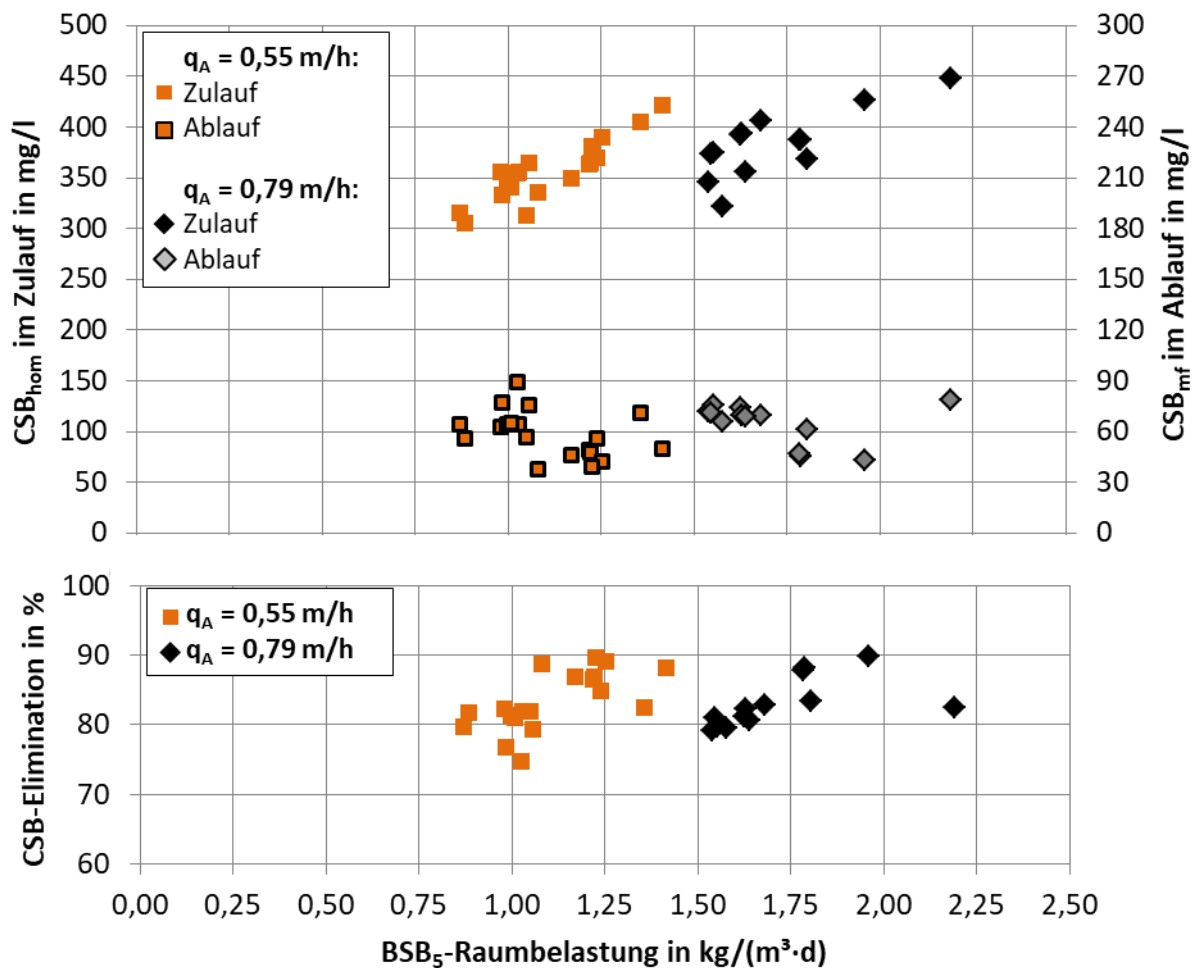


Abbildung 32: Kohlenstoffelimination des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP ($T_w = 25 - 32 \text{ }^\circ\text{C}$); Oben die CSB_{hom} -Zulauf- und CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen und unten die CSB-Elimination ($((CSB_{hom,ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{hom,ZU})$), jeweils in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung (basierend auf Stichproben)

Aufgrund der relativ konstanten Beschickungswassermenge, stehen die Frachten in beiden Betriebsphasen in direkter Abhängigkeit von den Zulaufkonzentrationen. Aus diesem Grund lässt sich in Abbildung 32 bei der BSB₅-Raumbelastung eine nahezu lineare Zunahme mit steigenden CSB_{hom}-Zulaufkonzentrationen erkennen.

Bei einer Flächenbeschickung von 0,79 m/h lagen die CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen in Phase 1 im Bereich von 43 bis 79 mg/l, mit einem Mittelwert von 62 mg/l. In Phase 2 konnte mit CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen im Bereich von 38 bis 90 mg/l, mit einem Mittelwert von 58 mg/l, keine erkennbare Verbesserung der Ablaufqualität durch die Reduzierung der Beschickungswassermenge ($q_A = 0,55$ m/h) festgestellt werden. Im Ablauf der Al Aweer STP (d.h. Ablauf Nachklärung der Nitrifikationstropfkörper), wurde aus 27 Stichproben eine mittlere CSB_{mf}-Konzentration von 23 mg/l bestimmt. Nach Vestner, 2003 sollte die CSB_{mf}-Konzentration im Ablauf von Nitrifikationstropfkörpern der inerten gelösten Fraktion gleichzusetzen sein. In Bezug auf die Reinigungsleistung des halbtechnischen Tropfkörpers bedeutet dies, dass der gelöste CSB im Ablauf mit im Mittel rd. 40 mg/l noch überwiegend der abbaubaren Fraktion zugeordnet werden kann.

Trotz des hohen Anteils an gelösten abbaubaren organischen Stoffen im Ablauf, lag die CSB-Elimination in beiden Phasen überwiegend im Bereich von 80 bis 90 %. Die mittlere CSB-Elimination errechnet sich in beiden Phasen zu rd. 83 %.

Über beide Betriebsphasen hinweg kann keine Abhängigkeit zwischen den CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen oder der CSB-Elimination von der BSB₅-Raumbelastung bzw. den CSB_{hom}-Zulaufkonzentrationen festgestellt werden. Es wäre jedoch zu erwarten gewesen, dass sich durch die Reduzierung der organischen Belastung in Phase 2, eine Verbesserung der CSB_{mf}-Ablaufkonzentration bzw. der CSB-Elimination erzielen lässt. Wie in Kapitel 2.6.5 mit Bezug auf die Hydraulik von Tropfkörpern diskutiert wurde, wirkt sich die Flächenbeschickung über die Benetzung des eingesetzten Füllmaterials maßgeblich auf die Reinigungsleistung von Tropfkörperanlagen aus. Entsprechend konnte festgestellt werden, dass die erforderliche Flächenbeschickung für eine weitgehende Benetzung mit steigender spezifischer Oberfläche des Füllmaterials zunimmt. Vor diesem Hintergrund kann vermutet werden, dass in Phase 2 mit der Verringerung der Flächenbeschickung auf 0,55 m/h, auch die Füllmaterialbenetzung zurückging, was sich wiederum negativ auf die Reinigungsleistung ausgewirkt haben kann.

4.4.3.3 Nitrifikation

Anders als bei den technischen und dem halbtechnischen Nitrifikationstopfkörper(n), kann bei dem halbtechnischen Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination erst nach einem weitgehenden Abbau der organischen Stoffe eine Nitrifikation in den unteren Tropfkörperschichten erzielt werden (s. auch 2.4). Im Vergleich zur Kohlenstoffelimination, konnte nach einer Einfahrphase von 5 Wochen noch keine stabile Nitrifikation im halbtechnischen Tropfkörper erzielt werden, vgl. Abbildung 33. Dies deckt sich auch mit den Erfahrungen zur Entwicklung der Nitrifikation die am halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper gewonnen wurden. Auch bei diesem konnte erst nach rd. 7 Monaten, inklusive einer Animpfung mit nitrifizierendem Schlamm, eine stabile Nitrifikation erzielt werden (s. 4.4.2.3).

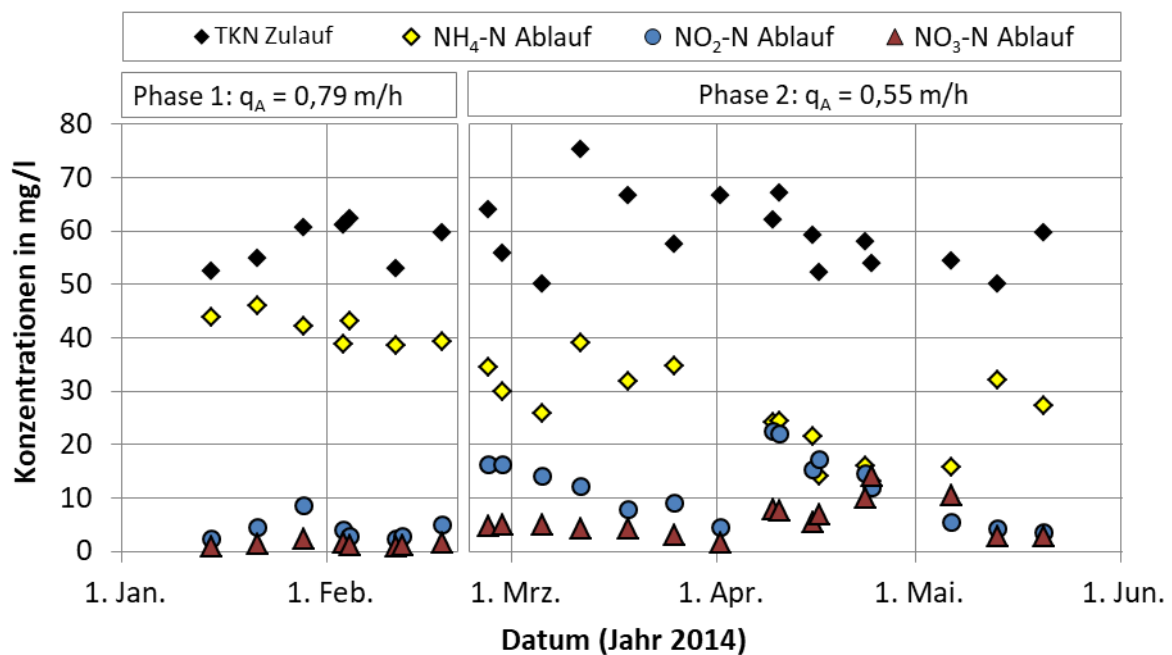


Abbildung 33: TKN-Konzentration im Zulauf sowie NH₄-N-, NO₂-N- und NO₃-N-Konzentrationen im Ablauf des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP (basierend auf Stichproben); T_w = 25 - 32 °C

Zunächst kann Abbildung 33 eine stetige Abnahme der NH₄-N-Konzentration im Tropfkörperablauf entnommen werden, die auf eine steigende Nitrifikationsleistung hinweist. Des Weiteren ist jedoch zu sehen, dass die fallenden NH₄-N-Ablaufkonzentrationen nicht in gleichem Umfang zu einem Anstieg der oxidierten Stickstoffverbindungen (NO₂-N und NO₃-N) im Ablauf geführt haben. Insbesondere gegen Ende der Untersuchungen, kann

dabei eine große Differenz zwischen der TKN-Elimination, welche näherungsweise der Differenz zwischen der TKN-Zu- und der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration gleichzusetzen ist, und der Produktion oxidierter Stickstoffverbindungen festgestellt werden. So berechnet sich die TKN-Elimination $((\text{TKN}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})/\text{TKN}_{\text{ZU}})$ für die drei Stichproben im Mai 2014 zu rd. 27,6 mg/l und die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Produktion zu lediglich 9,5 mg/l. Wie in Kapitel 4.4.3.4 bei der Auswertung der Höhenprofile ausgeführt wird, ist diese Diskrepanz trotz der fehlenden internen Rezirkulation vermutlich auf eine Stickstoffelimination über simultane Denitrifikation zurückzuführen.

Des Weiteren deuten die über den gesamten Versuchszeitraum erhöhten $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Tropfkörperablauf auf ein Ungleichgewicht zwischen den ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien hin. Insbesondere zu Beginn und in der Mitte der zweiten Betriebsphase traten $\text{NO}_2\text{-N}$ -Spitzen von bis zu 16,2 mg/l bzw. 22,5 mg/l auf. Gleichzeitig lagen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen bei einem ähnlichen Verlauf größtenteils unter den $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen.

Mit den vorliegenden Betriebsdaten können die Ursachen für die instabile Nitrifikation nicht abschließend geklärt werden. Vor allem während des plötzlichen und zeitlich begrenzten $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Anstiegs in der Mitte der zweiten Betriebsphase, traten keine Auffälligkeiten bei der Kohlenstoffelimination oder anderen Betriebsparametern, wie z.B. der Flächenbeschickung, der Abwassertemperatur oder dem Feststoffgehalt im Tropfkörperablauf, auf. Hier scheinen weitere Faktoren wie z.B. die Strömungsverhältnisse oder die Verteilung der Biomasse im Tropfkörper eine Rolle zu spielen. Allgemein wird auch die relativ hohe organische Belastung (vgl. Tabelle 22 in Kapitel 4.4.3.1), zu einer nur langsamen Entwicklung eines nitrifizierenden Biofilms beigetragen haben. Diesbezüglich wird auch in anderen Studien darauf hingewiesen, dass die Etablierung einer stabilen Nitrifikation Monate dauern kann, wobei selbst nach 1 Jahr noch eine Zunahme der Nitrifikationsleistung möglich ist [Boller and Gujer, 1986; Daigger et al., 1993 und 1994].

Aufgrund der unvollständigen und instabilen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Oxidation, wird von einer weiteren Auswertung der Nitrifikation abgesehen. Des Weiteren ist festzuhalten, dass die Publikation von Betriebsdaten bzw. Betriebsergebnissen während der Einfahrphase von Tropfkörperanlagen für ein besseres Prozessverständnis essentiell ist. Auch Logan et al, 1987

weisen darauf hin, dass es in der Literatur an Erfahrungen zum Einfahren von Tropfkörperanlagen mangelt.

4.4.3.4 Reinigungsverlauf im vertikalen Profil

Über drei Probenahmestellen entlang der Füllmaterialhöhe konnten Stichproben entnommen und somit der Reinigungsverlauf in Fließrichtung des halbtechnischen Tropfkörpers bewertet werden. Hierzu wurden die CSB_{mf} , NH_4 -N-, NO_2 -N- und NO_3 -N-Konzentrationen von 3 Stichproben in Phase 1 bzw. 4 Stichproben in Phase 2 zu einem Mittelwert je Probenahmestelle verdichtet.

In Phase 1 wurden die Stichproben bei einer Abwassertemperatur von rd. 26 °C, einer Flächenbeschickung von 0,79 m/h und einer mittleren BSB_5 -Raumbelastung von 1,62 $kg/(m^3 \cdot d)$ entnommen, vgl. Abbildung 34.

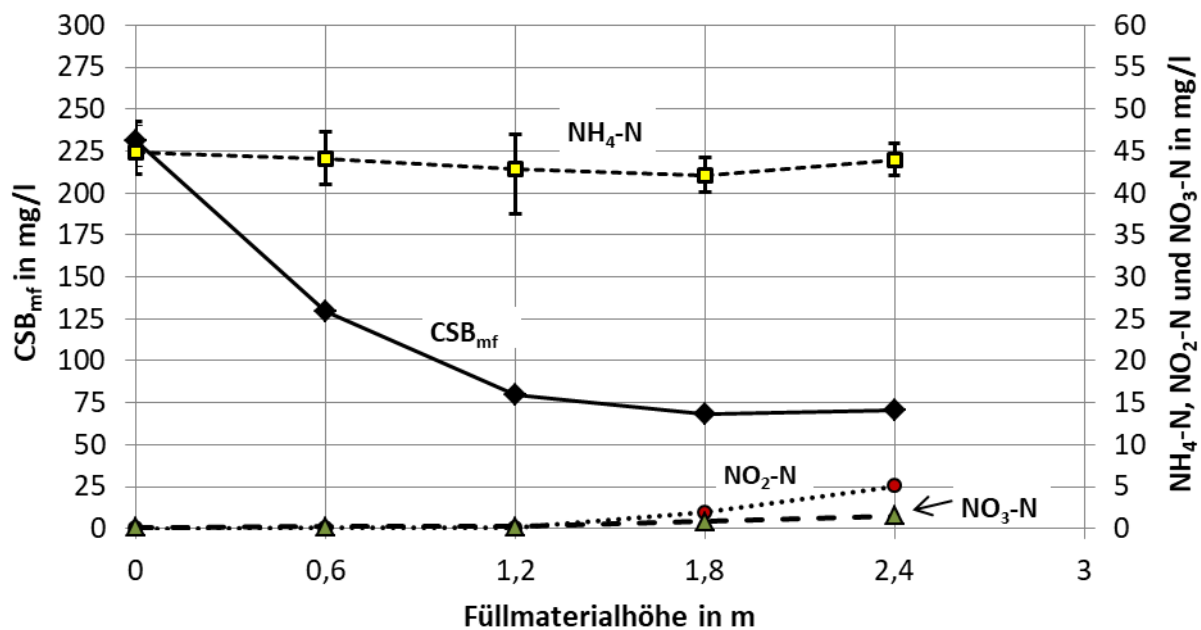


Abbildung 34: Reinigungsverlauf im vertikalen Profil des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP; Phase 1: $q_A = 0,79$ m/h, $B_{R,BSB} = 1,62$ $kg/(m^3 \cdot d)$ und $T_w = 26$ °C; Mittelwerte aus 3 Stichproben (Fehlerindikatoren zeigen Min.- / Max.-Werte; bei CSB_{mf} liegen die Abweichungen für die Messungen zwischen 0,6 m bis 2,4 m zwischen 1 bis 2 mg/l)

Wie bereits in anderen Studien festgestellt wurde [Gebert, 2001; Pearce and Edwards, 2011; Parker and Richards, 1986], konnte auch im halbtechnischen Tropfkörper auf der Al Aweer STP ein rascher Abbau der organischen Stoffe (CSB_{mf}) in den oberen Füllmaterialschichten

verzeichnet werden, s. Abbildung 34. Auf halber Fließstrecke war der CSB_{mf} -Abbau dann weitgehend abgeschlossen, so dass in den unteren 1,2 m des Füllmaterials kaum noch eine Änderung der CSB_{mf} -Konzentration festzustellen war. Jedoch wurde bereits in Kapitel 4.4.3.2 darauf hingewiesen, dass der gelöste CSB im Ablauf der Nachklärung der Al Aweer STP bei rd. 23 mg/l liegt, was bei einer nitrifizierenden Anlage i.d.R. der gelösten inerten CSB-Fraktion gleichzusetzen ist. Die rd. 75 mg/l CSB_{mf} in der unteren Tropfkörperhälfte, waren damit noch zu ca. 2/3 (ca. 52 mg/l) biologisch abbaubar.

Parallel zum Abbau der organischen Stoffe konnte in der oberen Tropfkörperhälfte eine leichte Abnahme der NH_4 -N-Konzentration festgestellt werden, die aufgrund der Abwesenheit oxidierter Stickstoffverbindungen (NO_2 -N und NO_3 -N), einer Stickstoffelimination über Inkorporation in die heterotrophe Biomasse zuzuordnen ist. In der unteren Tropfkörperhälfte kam zu einer teilweisen Nitrifikation, die durch einen Anstieg der NO_2 -N- und NO_3 -N-Konzentrationen gekennzeichnet war. Aufgrund einer unzureichenden Ansiedlung nitritoxidierender Bakterien, war die NH_4 -N-Oxidation mit einer NO_2 -N-Ablaufkonzentration von 5,0 mg/l jedoch nur unvollständig. Des Weiteren war zwischen der untersten Probenahmestelle und dem Tropfkörperablauf ein Anstieg der NH_4 -N-Konzentration festzustellen. Mögliche Ursachen können Kurzschlussströmungen im Bereich der Probenahmestellen oder eine Hydrolyse und Ammonifikation von organisch gebundenem Stickstoff aus überschüssiger bzw. akkumulierter Biomasse in dieser Region darstellen.

In Phase 2 sollte untersucht werden, wie sich eine Verringerung der organischen Belastung auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation im Tropfkörper auswirkt. Hierzu wurde die Beschickungswassermenge gedrosselt und die Flächenbeschickung von 0,79 m/h auf 0,55 m/h reduziert. Die 4 Stichproben zur Erzeugung von Höhenprofilen wurden am Ende der Phase 2, bei einer Abwassertemperatur von rd. 32 °C sowie einer mittleren BSB_5 -Raumbelastung von 1,14 kg/(m³·d), entnommen, vgl. Abbildung 35. Die Abwassertemperatur lag damit rd. 7 °C über den Höhenprofilaufzeichnungen aus Abbildung 34.

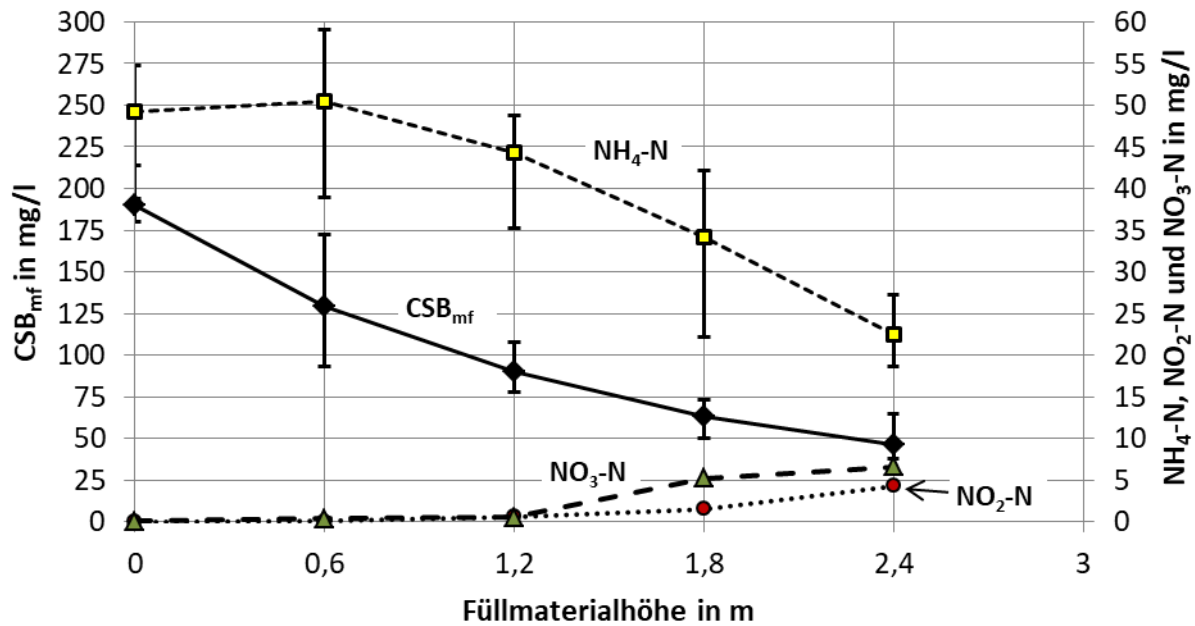


Abbildung 35: Reinigungsverlauf im vertikalen Profil des halbertechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP; Phase 2: $q_A = 0,55 \text{ m/h}$, $B_{R,BSB} = 1,14 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ und $T_W = 32 \text{ °C}$; Mittelwerte aus 3 Stichproben

Analog zur Phase 1, ist die obere Tropfkörperhälfte erneut durch einen starken Abbau der organischen Stoffe (CSB_{mf}) sowie eine $NH_4\text{-N}$ -Elimination über Inkorporation in die heterotrophe Biomasse geprägt, s. Abbildung 35. Zudem wies ein Anstieg der $NH_4\text{-N}$ -Konzentration auf den ersten 0,6 m, auf eine verstärkte Hydrolyse und Ammonifikation von organisch gebundenem Stickstoff hin. Im Gegensatz zur Phase 1, war in Phase 2 auch in der unteren Tropfkörperhälfte ein deutlicher Abbau organischer Stoffe zu verzeichnen. Mit rd. 50 mg/l konnten somit auch niedrigere CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen als in Phase 1 (rd. 75 mg/l) erreicht werden (vgl. Abbildung 34). Jedoch lassen sich noch immer rd. 27 mg/l des CSB_{mf} im Ablauf der abbaubaren Fraktion zuordnen. Des Weiteren konnte trotz der Aktivität heterotropher Mikroorganismen in den unteren 1,2 m des Tropfkörpers eine Nitrifikation festgestellt werden. Wie bereits in Kapitel 4.4.3.3 dargestellt wurde, war diese jedoch auch in Phase 2 noch immer instabil und durch eine starke $NO_2\text{-N}$ -Akkumulation gekennzeichnet. Des Weiteren ist der Abbildung 35 zu entnehmen, dass die Abnahme der $NH_4\text{-N}$ -Konzentration mit 21,8 mg/l deutlich höher ausfiel als die Produktion oxidierter Stickstoffverbindungen mit 10,9 mg/l (6,6 mg/l $NO_3\text{-N}$ und 4,3 mg/l $NO_2\text{-N}$). Die Differenz von 10,9 mg/l kann dabei nicht allein auf die Stickstoffelimination über Inkorporation zurückgeführt werden. Wird der membranfiltrierte CSB herangezogen und die

Stickstoffinkorporation mit rd. 1,5 % des eliminierten CSB angesetzt (nach *ATV-A 281, 2001*: Inkorporation = 3 % bzgl. der BSB_5 -Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe), würde der Stickstoffeinbau in die Biomasse lediglich mit 0,7 mg/l zur Abnahme der NH_4 -N-Konzentration beitragen. Während die meisten Studien davon ausgehen, dass Aufgrund der Substratverhältnisse sowie der vertikalen Stratifikation der Organismen eine simultane Denitrifikation nur durch eine Rezirkulation von nitrathaltigem Tropfkörperablauf möglich ist [*Maisch und Schwentner, 1994; Parker and Richards, 1986; Wanner and Gujer, 1984*], kann diese im halbtechnischen Tropfkörper auf der Al Aweer STP nicht ausgeschlossen werden. Für eine simultane Denitrifikation ohne Rezirkulation spricht, dass in der unteren Tropfkörperhälfte parallel zur Nitrifikation ein Abbau organischer Stoffe (CSB_{mf}) stattfand. Dazu wurde in Kapitel 2.3 beschrieben, dass sich in einem Biofilm auf engem Raum unterschiedliche Milieubedingungen einstellen können, die eine simultane Denitrifikation durchaus möglich machen.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass sich in Tropfkörpern verschiedene Prozesse, wie z.B. die Hydrolyse und Ammonifikation von organisch gebundenem Stickstoff, die Stickstoffinkorporation oder eine simultane Denitrifikation, überlagern und eine getrennte Betrachtung der Kohlenstoffelimination und Nitrifikation damit nur schwer möglich ist. Diesbezüglich musste auch *Gebert, 2001* schon feststellen, dass sich der Startpunkt der Nitrifikation im Fließweg einstufiger Tropfkörper nur schwer ermitteln lässt. Durch den relativ großen Abstand der Probenahmestellen (0,6 m) sowie der unvollständigen und instabilen Nitrifikation, konnte auch aus den vorliegenden Untersuchungen keine genaueren Angaben zum Einsetzen der Nitrifikation im vertikalen Profil des Tropfkörpers abgeleitet werden. Abgesehen davon lässt sich die Beobachtung aus anderen Studien [*Gebert, 2001; Pearce and Edwards, 2011; Parker and Richards, 1986*] bestätigen, dass der Abbau organischer Stoffe überwiegend in den obersten Tropfkörperregionen stattfindet und eine Nitrifikation erst einsetzt, wenn der Abbau organischer Stoffe weitgehend abgeschlossen ist.

4.5 Feststoffhaushalt der Tropfkörper

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Reinigungsleistung verschiedener Tropfkörperanlagen bei erhöhten Abwassertemperaturen über die Entnahme von Stichproben im Tropfkörperzu- und Ablauf evaluiert. Hierbei wurden die Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) bestimmt. Wie *Steinmann, 1989* bereits bemerkt, ist bei Tropfkörpern nicht davon auszugehen, dass die bei der Abwasserreinigung neu produzierte Biomasse auch direkt als Überschussschlamm ausgetragen wird. Bei kurzen Untersuchungszeiträumen und der Entnahme von Stichproben kann somit kein quantitativer Zusammenhang zwischen der Überschussschlammproduktion und der Elimination organischer Stoffe hergestellt werden [*Randall et al., 1997*]. Jedoch gibt *Steinmann, 1989* auch zu bedenken, dass die Kenntnis über die Feststoffkonzentrationen im Tropfkörperablauf eine wichtige Größe für die Bemessung von Nachklärbecken sowie deren erzielbare Abscheideleistung darstellt.

Abbildung 36 stellt die AFS-Zu- und Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper auf der Managua WWTP (s. 1000), der Adlia WWTP (s. 4.3) sowie des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP (s. 4.4.3) dar. Hierbei handelt es sich jeweils um einstufige Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination.

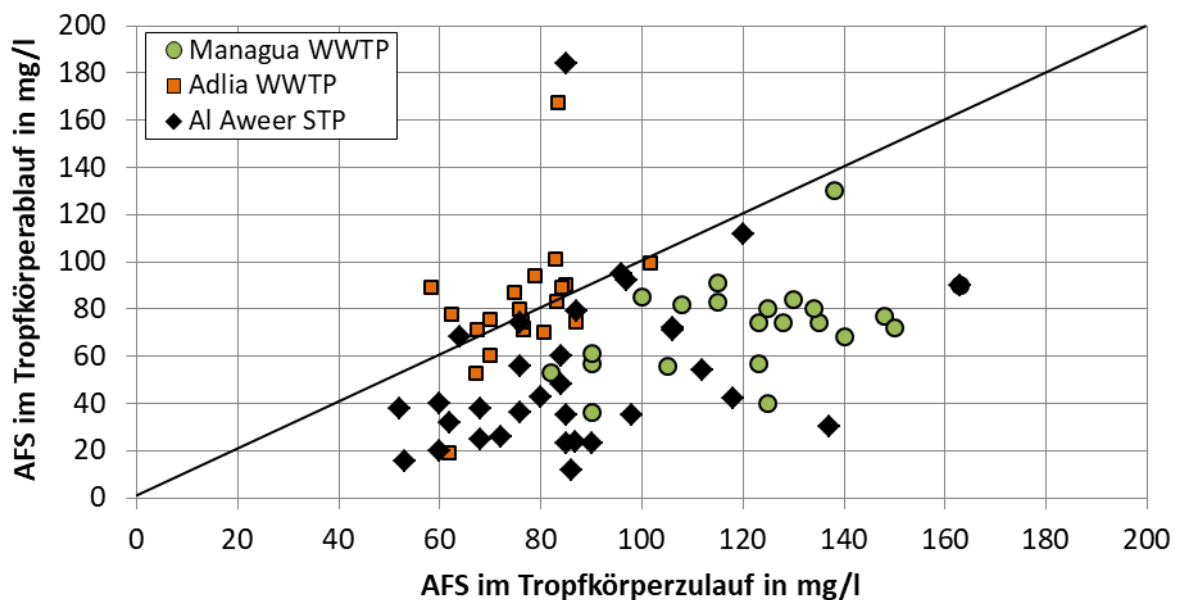


Abbildung 36: AFS-Zu- und Ablaufkonzentrationen der einstufigen Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination bei erhöhten Abwassertemperaturen; Managua WWTP (XF 100 m²/m³), Nicaragua: T_w = 29 - 33 °C, Adlia WWTP (XF 125 m²/m³), Georgien: T_w = 22 - 27 °C und Al Aweer STP, VAE (halbtechnischer Tropfkörper; XF 134 m²/m³): T_w = 25 - 32 °C (basierend auf Stichproben)

Aus Abbildung 36 geht auf den ersten Blick hervor, dass die AFS-Konzentrationen im Ablauf der Tropfkörper größtenteils unter den AFS-Zulaufkonzentrationen lagen. Wird berücksichtigt, dass die Feststoffe im Tropfkörperablauf zum Teil aus Biomasse bestehen [Zahid and Ganczarczyk, 1990], weist dies auf einen weitgehenden Abbau der AFS aus dem Tropfkörperzulauf hin. Wie bereits eingangs erwähnt, muss streng genommen auch bei dieser Betrachtung berücksichtigt werden, dass der Feststoffaustrag zeitlich nicht mit dem Feststoffeintrag im Tropfkörper korrelieren muss. Jedoch geben auch Richards and Reinhart, 1986 an, dass bei einstufigen Tropfkörperanlagen mit einer Abnahme der Feststofffracht zwischen Tropfkörperzu- und Ablauf zu rechnen ist, die nach ihren Erkenntnissen mit rund 9 % beziffert werden kann.

Nach Untersuchungen bei gemäßigten Abwassertemperaturen notiert Steinmann, 1989, dass im Ablauf einstufiger Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination, AFS-Konzentrationen im Bereich von 30 - 150 mg/l zu erwarten sind. Die AFS-Ablaufkonzentrationen der im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Tropfkörperanlagen fallen überwiegend in den Bereich von 20 - 100 mg/l und bestätigen damit den von Steinmann, 1989 angegebenen Erwartungsbereich. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die organische Belastung der Tropfkörperanlagen deutlich über den 0,40 kg BSB₅/(m³·d) lagen, die Steinmann, 1989 als Bezugspunkt für eine vollbiologische Reinigung unter gemäßigten Abwassertemperaturen nennt.

Um gesicherte Aussagen zum Überschussschlammanfall in kohlenstoffelimierenden Tropfkörper bei erhöhten Abwassertemperaturen machen zu können, sind demnach weitere Untersuchungen erforderlich. Hierbei muss über die Entnahme von 24 h-Mischproben eine Bilanzierbarkeit zwischen der Feststofffracht im Tropfkörperablauf und der Elimination organischer Stoffe hergestellt und zeitgleich die häufig erhöhte organische Belastung der Tropfkörper im Vergleich zu gemäßigten Klimaten berücksichtigt werden. Unter diesen Prämissen konnte Pressinotti, 2010 an einer halbtechnischen Tropfkörperanlage bereits feststellen, dass bei einer Abwassertemperatur von 25 °C und organischen Raumbelastungen im Bereich von 0,1 - 1,2 kg BSB₅/(m³·d), mit rund 0,75 kg TS/kg BSB_{5,abgebaut} von einem vergleichbaren Überschussschlammanfall wie bei gemäßigten Abwassertemperaturen auszugehen ist. So ist nach dem ATV-A 281, 2001 ebenfalls eine Überschussschlammproduktion von 0,75 kg TS/kg BSB_{5,abgebaut} anzusetzen. Werden die Ergebnisse von Pressinotti, 2010 zusammen mit der in Abbildung 36 dargestellten

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Betrachtung der AFS-Ablaufkonzentration gesehen, deutet alles darauf hin, dass keinen signifikanten Temperatureinfluss auf den Überschussschlammanfall einstufiger Tropfkörperanlagen zu erwarten ist.

Im Gegensatz zu Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination, ist bei Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe allgemein bekannt, dass die Überschussschlammproduktion der autotrophen Nitrifikanten mit rund $0,02 \text{ g oTS/g NH}_4\text{-N}_{\text{oxidiert}}$ vernachlässigbar ist [Logan, 1993]. Abbildung 37 stellt die AFS-Zu- und Ablaufkonzentrationen der technischen sowie halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper(s) auf der Al Aweer STP (s. 4.4.1) dar.

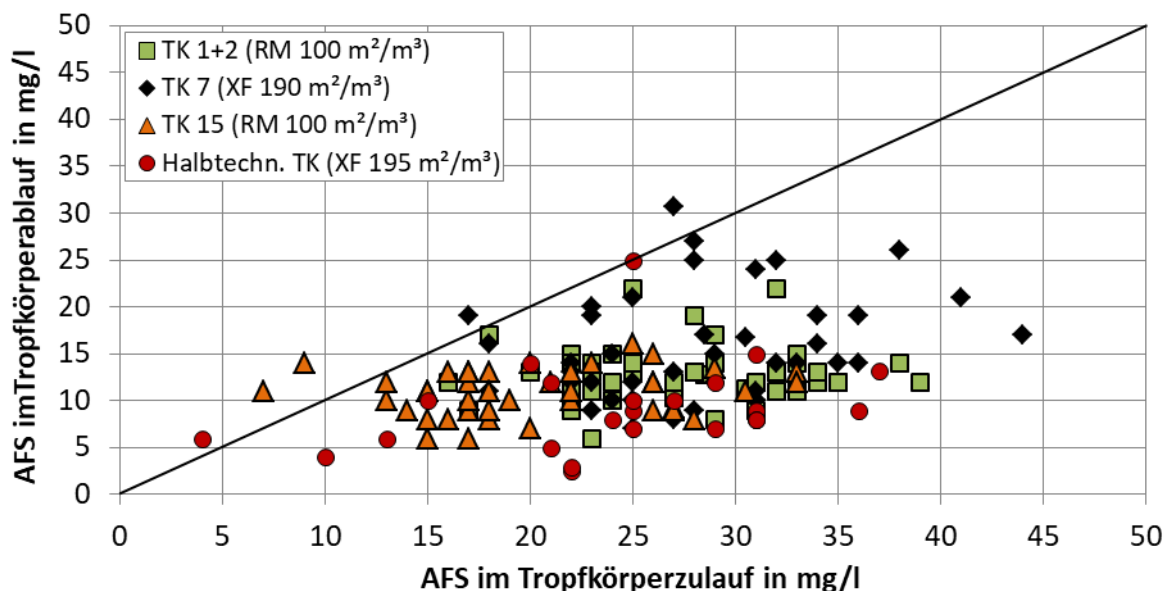


Abbildung 37: AFS-Konzentration im Zu- und Ablauf der technischen und des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper(s) auf der Al Aweer STP; Technische Tropfkörper: $T = 30 - 32 \text{ }^\circ\text{C}$; Halbtechnischer Tropfkörper: $T = 32 - 35 \text{ }^\circ\text{C}$ (basierend auf Stichproben)

Wie aus Abbildung 37 hervorgeht, lagen die AFS-Konzentrationen im Ablauf der Nitrifikationstropfkörper bis auf wenige Ausnahmen unter den Zulaufkonzentrationen. Dies deckt sich mit dem bereits in anderen Studien dokumentierten Abbau von Feststoffen in Nitrifikationstropfkörpern [Zimmermann et al., 2003; Bounds et al., 2010; Parker et al., 1997]. Darüber hinaus konnte in den vorliegenden Untersuchungen kein Unterschied zwischen den AFS-Ablaufkonzentrationen der kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (TK Nr. 7 und halbtechnischer TK) und des Kunststoffschüttmaterials (TK Nr. 1+2 und Nr. 15)

festgestellt werden. Bei AFS-Zulaufkonzentrationen von 4,5 - 44,5 mg/l, lagen die AFS-Ablaufkonzentrationen überwiegend im Bereich von 5 - 20 mg/l (min.: 4 mg/l / max.: 51 mg/l). Damit fallen die gemessenen AFS-Ablaufkonzentrationen in den von *Steinmann, 1989* angegebene Erwartungsbereich von 10 - 50 mg/l für Nitrifikationstropfkörper der zweiten Stufe bei gemäßigten Abwassertemperaturen.

Ohnehin sind bei Nitrifikationstropfkörpern die Feststoffe im Zulauf so gering wie möglich zu halten, um die Umsatzraten zu maximieren (vgl. 2.5.2). Da zudem die Biomasseproduktion der autotrophen Nitrifikanten i.d.R. mit ≤ 3 mg/l zur AFS-Ablaufkonzentration beiträgt [*Gujer and Boller, 1986*], ist weder von einem signifikanten noch für die Auswahl und Auslegung der folgenden Reinigungs- und Schlammbehandlungsprozesse relevanten Temperatureinfluss auszugehen.

4.6 Bedeutung der Abwassertemperatur für die Reinigungsleistung von Tropfkörpern

4.6.1 Kohlenstoffelimination

Im Rahmen dieser Arbeit wurden an verschiedenen Tropfkörperanlagen in warmen Klimazonen Untersuchungen zu den Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen auf die Kohlenstoffelimination durchgeführt:

<u>Anlage</u>	<u>Standort</u>	<u>Temperatur</u>	<u>Auswertung</u>
• Managua WWTP	Managua, Nicaragua	29 - 33 °C	Kapitel 4.2.3
• Adlia WWTP	Batumi, Georgien	22 - 27 °C	Kapitel 4.3.3
• Al Aweer STP (Pilot TK)	Dubai, VAE	25 - 32 °C	Kapitel 4.4.3.2

Im Folgenden soll durch den Vergleich der gewonnenen Betriebsdaten mit Literaturangaben der Einfluss der Abwassertemperatur auf die Kohlenstoffelimination evaluiert werden.

Durch Untersuchungen an brockengefüllten Tropfkörpern (BR) des Ruhrverbandes (Deutschland) konnte *Imhoff, 1979* die erwartbaren CSB-Ablaufkonzentrationen sowie die CSB-Elimination in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung für gemäßigte Abwassertemperaturen darstellen (s. auch 2.6.3). Während die ermittelte CSB-Elimination nach den Erfahrungen von *Imhoff, 1979* weitgehend unabhängig von der Zulaufkonzentration ist, sind die CSB-Konzentrationen im Tropfkörperablauf (sedimentierte Probe) nur für eine CSB-Konzentration von rd. 400 mg/l (rd. 200 mg/l BSB₅) im Ablauf der Vorklärung sowie einer normalen Lastdynamik gültig. Wie Erfahrungen von deutschen Kläranlagen zeigen, sollten die von *Imhoff, 1979* publizierten Betriebsdaten den hierzulande üblichen Abwassertemperaturen von 8 bis 20 °C zuzuordnen sein [*DWA, 2016*].

Im Gegensatz zu den von *Imhoff, 1979* untersuchten Tropfkörpern, stammen die im Rahmen der vorliegenden Arbeit zusammengetragenen Betriebsdaten von Tropfkörpern mit kreuzstrukturierten Kunststoffpackungen (XF). Insbesondere durch die höhere spezifische Oberfläche der Kunststoffmaterialien, kann die Reinigungsleistung der untersuchten Tropfkörper nicht direkt mit der von Tropfkörpern mit Brockenfüllung verglichen werden. Zudem gibt es auch innerhalb der untersuchten Tropfkörper Unterschiede bei der spezifischen Oberfläche der Kunststoffmaterialien. Um eine Vergleichbarkeit herzustellen,

wird die organische Belastung deshalb auf die spezifische Oberfläche der Füllmaterialien normiert und als BSB_5 -Flächenbelastung angegeben. Für die Lavaschlackebrocken wird eine spezifische Oberfläche von $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$ angesetzt [ATV-A 281, 2001]. Für die unterschiedlichen Kunststoffpackungen werden jeweils die vom Hersteller angegebenen spezifischen Oberflächen herangezogen:

- Managua WWTP $XF 100 \text{ m}^2/\text{m}^3$
- Adlia WWTP $XF 125 \text{ m}^2/\text{m}^3$
- Al Aweer STP (Pilot TK) $XF 134 \text{ m}^2/\text{m}^3 (125 \text{ m}^2/\text{m}^3 / 150 \text{ m}^2/\text{m}^3)$

Abbildung 38 stellt die CSB-Elimination und CSB-Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit der BSB_5 -Flächenbelastung sowohl für die brockengefüllten Tropfkörper bei gemäßigten Abwassertemperaturen [Imhoff, 1979], als auch für die kunststoffgefüllten Tropfkörper bei erhöhten Abwassertemperaturen dar.

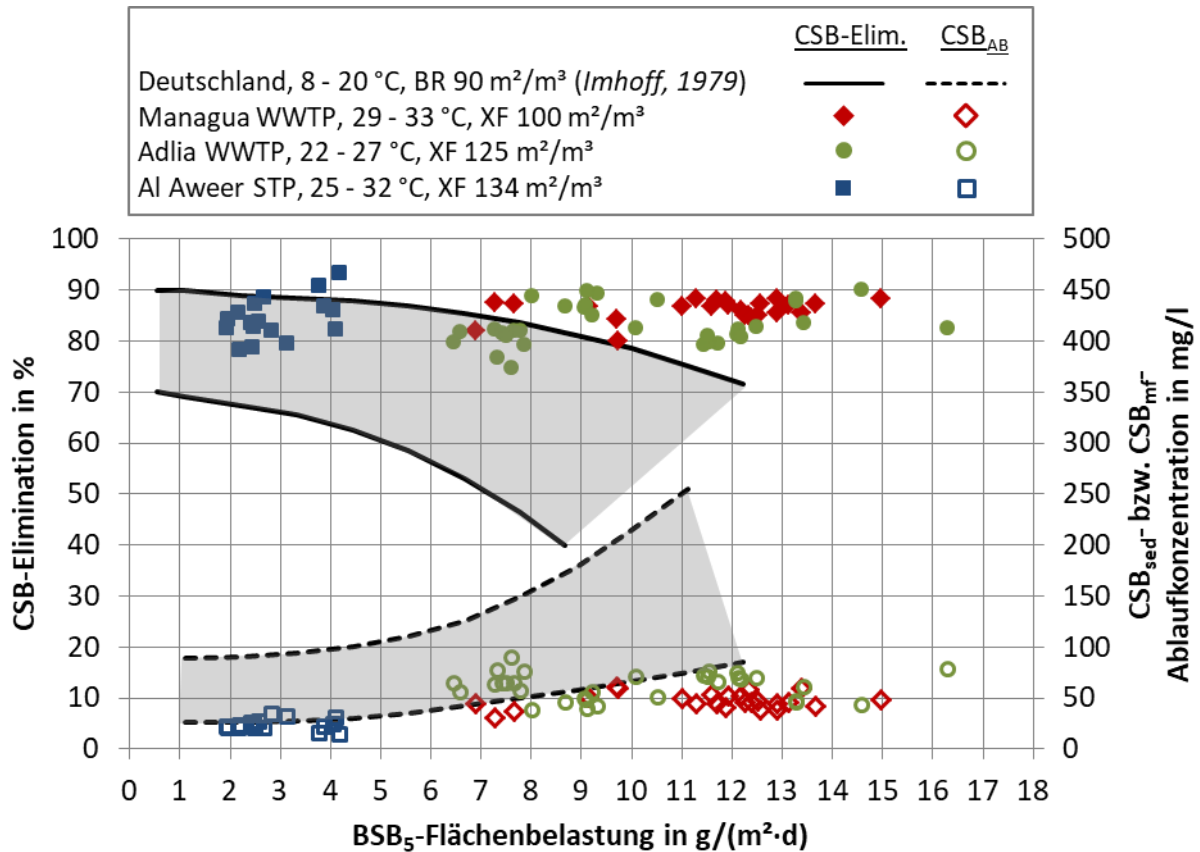


Abbildung 38: CSB-Elimination und CSB-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit der BSB₅-Flächenbelastung; *Imhoff, 1979*: 24 h-Mischproben, wobei die Proben im Ablauf der Nachklärung zusätzlich für 2 h im Labor abgesetzt wurden; Eigene Untersuchungen: basierend auf Stichproben, wobei die Proben im Tropfkörperablauf membranfiltriert (0,45 µm) wurden

Wie in Abbildung 38 zu sehen ist, fällt die CSB-Elimination der untersuchten Tropfkörperanlagen bis zu einer BSB₅-Flächenbelastung von ca. 8 g/(m²·d) in den oberen Bereich der von *Imhoff, 1979* publizierten Leistungsgrenzen von brockengefüllten Tropfkörpern bei gemäßigten Abwassertemperaturen. Steigt die BSB₅-Flächenbelastung auf über 8 g/(m²·d), weisen die untersuchten Tropfkörper eine höhere CSB-Elimination auf. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei den CSB-Ablaufkonzentrationen. Diese liegen bis zu einer BSB₅-Flächenbelastung von ca. 8 g/(m²·d) überwiegend im unteren Grenzbereich der von *Imhoff, 1979* analysierten Werte. Erneut kann festgestellt werden, dass ab einer BSB₅-Flächenbelastung von ca. 8 g/(m²·d) niedrigere Ablaufkonzentrationen erzielt werden konnten. In diesem Zusammenhang gilt es jedoch zu berücksichtigen, dass die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnenen Betriebsdaten auf der Auswertung von membranfiltrierten (Porenweite 0,45 µm) Ablaufproben basieren. Im Gegensatz dazu wertete *Imhoff, 1979* Proben aus dem Ablauf der Nachklärung aus, die er zusätzlich 2 h im

Labor absetzen ließ. So werden bei den von *Imhoff, 1979* angegebenen CSB-Ablaufkonzentrationen (CSB_{sed}) sowie der daraus berechneten CSB-Elimination noch die Absetzeigenschaften der Feststoffe aus dem Tropfkörperablauf berücksichtigt. Durch die Abscheidung der Feststoffe beim Filtrieren, lassen sich somit beim CSB_{mf} tendenziell niedrigere Ablaufwerte analysieren als beim CSB_{sed} . Darüber hinaus lagen die CSB-Konzentrationen im Zulauf zu den Tropfkörpern der Adlia WWTP mit 104 bis 207 mg/l deutlich unter den 400 mg/l CSB, die *Imhoff, 1979* als Referenz für die Ermittlung seiner Ablaufkonzentrationen angibt. Trotz dieser Unterschiede liefert die Gegenüberstellung der CSB-Ablaufkonzentrationen einen qualitativen Einblick in die Leistungsfähigkeit der Tropfkörperanlagen.

Mit Bezug auf die BSB_5 -Flächenbelastung kann die Vermutung aufgestellt werden, dass sich die erhöhten Abwassertemperaturen der untersuchten Anlagen, insbesondere bei zunehmender organischer Flächenbelastung, positiv auf die Reinigungsleistung auswirkt. Der Einfluss der Füllmaterialstruktur auf die Reinigungsleistung (z.B. über eine bessere Durchlüftung des Tropfkörpers (vgl. 2.6.2)) kann in diesem Zusammenhang jedoch nicht quantifiziert werden.

Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch *Pressinotti, 2010*, der die Daten von *Imhoff, 1979* eigenen Untersuchungsergebnissen einer halbtechnischen Tropfkörperanlage gegenüberstellte (s. auch 2.6.3). Er konnte zeigen, dass vor allem bei hohen organischen Belastungen eine Zunahme der CSB-Elimination aufgrund der erhöhten Abwassertemperatur von 25 °C zu erwarten ist.

Um zu überprüfen, ob sich die erhöhte CSB-Elimination der untersuchten Tropfkörperanlagen auf die erhöhten Abwassertemperaturen im Bereich von 20 - 33 °C zurückführen lässt oder überwiegend den Eigenschaften des Kunststofffüllmaterials zuzuschreiben sind, sollen die Untersuchungsergebnisse im Folgenden mit den von *Pressinotti, 2010* gewonnenen Daten verglichen werden. Hierfür wurden die von *Pressinotti, 2010* angegebenen Vertrauensbereiche für die CSB-Elimination sowie die CSB-Ablaufkonzentration, auf die spezifische Oberfläche der in seinem halbtechnischen Tropfkörper eingesetzten Füllmaterialien normiert. Für die Brockenfüllung wurde erneut eine spezifische Oberfläche von $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$ angesetzt. Die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung wies eine spezifische Oberfläche von $152 \text{ m}^2/\text{m}^3$ auf, vgl. Abbildung 39.

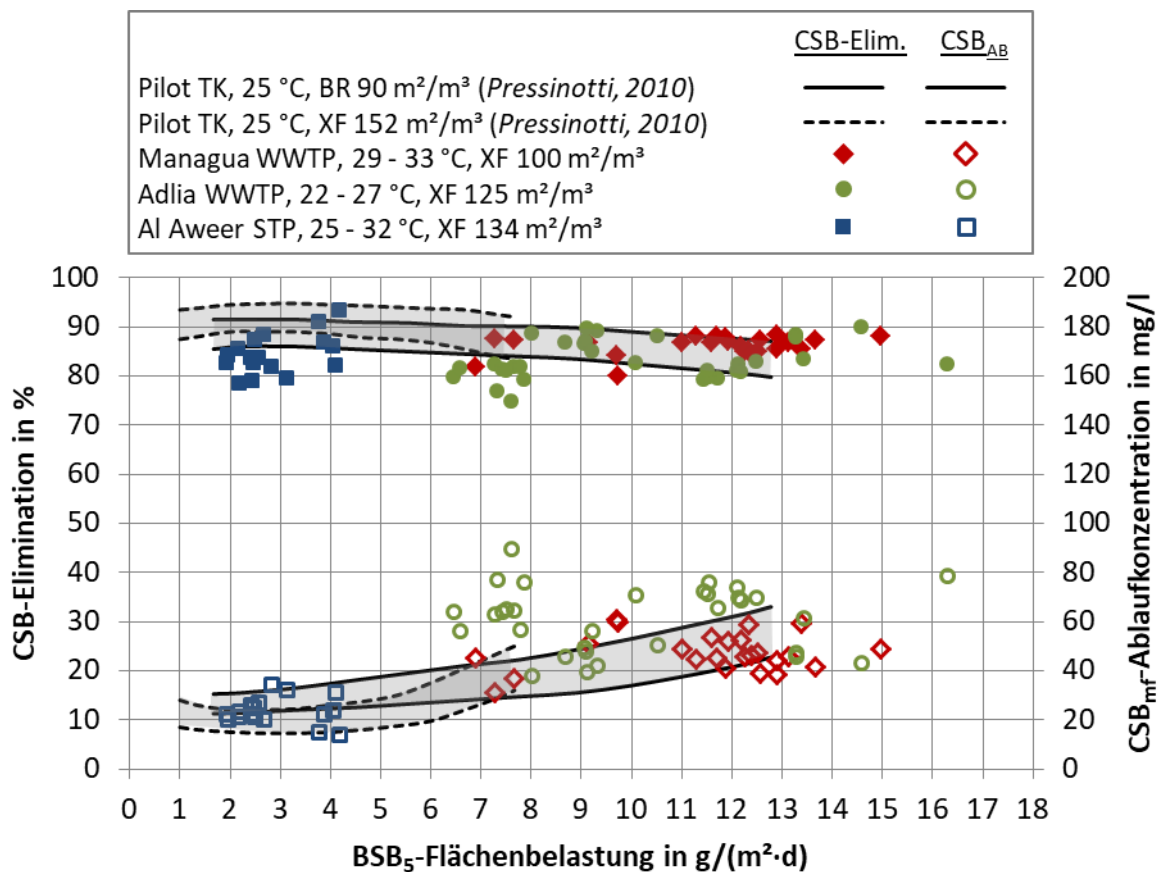


Abbildung 39: CSB-Elimination und CSB_{mf}-Ablaufkonzentration (0,45 µm Porenweite) in Abhängigkeit der BSB₅-Flächenbelastung für brockengefüllte Tropfkörper und Tropfkörper mit kreuzstrukturierten Kunststoffpackungen; Pressinotti, 2010: 24 h-Mischproben; Eigene Untersuchungen: basierend auf Stichproben

Pressinotti, 2010 stellte bei seiner Auswertung bereits fest, dass die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung bei gleicher organischer Flächenbelastung fast immer eine höhere CSB-Elimination erzielen konnte als die Brockenfüllung, s. Abbildung 39. Dies führte er auf strukturelle Eigenschaften des Kunststoffmaterials, wie den größeren Hohlraumanteil und damit eine bessere Durchlüftung sowie die internen Strömungsverhältnisse, zurück. Des Weiteren gab er zu bedenken, dass die im Vergleich zu den Daten von Imhoff, 1979 wesentlich engeren Vertrauensbereiche, auf die stark kontrollierten Randbedingungen und den daraus resultierenden stabilen Betrieb seiner halbertechnischen Versuchsanlage zurückzuführen sind.

In Bezug auf die CSB-Elimination kann über das gesamte Spektrum der BSB₅-Flächenbelastung von rd. 2 bis 13 g BSB₅/(m²·d) eine gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der untersuchten Tropfkörperanlagen und den von Pressinotti, 2010 ermittelten

Vertrauensbereichen festgestellt werden. Dass die CSB-Elimination der Tropfkörper auf der Adlia WWTP bei ähnlichen Abwassertemperaturen überwiegend am unteren Ende der Vertrauensbereiche liegt, kann auf die niedrigen CSB-Zulaufkonzentrationen im Bereich von 104 bis 207 mg/l zurückgeführt werden. Die Abwassertemperaturen auf der Managua WWTP und der Al Aweer STP lagen mit 29 - 33 °C bzw. 25 - 32 °C leicht oberhalb der 25 °C, bei den *Pressinotti, 2010* seinen halbtechnischen Tropfkörper betrieben hatte. Hierbei kann festgestellt werden, dass die CSB-Elimination der Managua WWTP insbesondere bei hohen BSB_5 -Flächenbelastungen am oberen Ende des Vertrauensbereichs der Brockenfüllung liegt. Hierzu weisen neben *Pressinotti, 2010* jedoch auch andere Studien [*Ulug and Ucuncu, 1992; Stenquist et al., 1974; Parker and Richards, 1986*] darauf hin, dass sich vor allem bei hohen organischen Belastungen mit Kunststoffpackungen höhere Reinigungsleistungen erzielen lassen als mit mineralischen Schüttmaterialien. Damit kann die vergleichsweise hohe CSB-Elimination der Tropfkörper auf der Managua WWTP nicht eindeutig den höheren Abwassertemperaturen zugeordnet werden. Die CSB-Elimination des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP wies eine etwas größere Streuung auf. Wie in Kapitel 4.4.3.2 dargelegt wurde, ist vor allem in der zweiten Betriebsphase aufgrund der niedrigen Flächenbeschickung ($q_A = 0,55 \text{ m/h}$) davon auszugehen, dass sich eine unvollständige Füllmaterialbenetzung negativ auf die Reinigungsleistung ausgewirkt hat. Dieser Betriebsphase sind die BSB_5 -Flächenbelastungen im Bereich von 6 bis 8 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und die vergleichsweise niedrige und variable CSB-Elimination von rd. 75 bis 82 % in diesem Bereich zuzuordnen.

Abschließend kann festgehalten werden, dass sich durch die Untersuchungen an den technischen Tropfkörperanlagen die Ergebnisse von *Pressinotti, 2010* bestätigen lassen. Dementsprechend wirken sich höhere Temperaturen positiv auf die Kohlenstoffelimination in Tropfkörpern aus. Dieser Zusammenhang wird von den derzeit gängigen Bemessungsansätzen, wie z.B. dem *ATV-A 281, 2001* (s. 2.7.2), aufgrund der fehlenden Temperaturberücksichtigung nicht abgebildet. Bei einer Anwendung dieser Bemessungsregelwerte in warmen Klimazonen ist somit von einer unwirtschaftlichen Überdimensionierung auszugehen.

4.6.2 Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern

Neben den Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen auf die Kohlenstoffelimination, wurde im Rahmen dieser Arbeit auch der Temperatureinfluss auf die Nitrifikation in einstufigen Tropfkörperanlagen in warmen Klimazonen untersucht:

<u>Anlage</u>	<u>Standort</u>	<u>Temperatur</u>	<u>Auswertung</u>
• Managua WWTP	Managua, Nicaragua	29 - 33 °C	Kapitel 4.2.4
• Adlia WWTP	Batumi, Georgien	22 - 27 °C	Kapitel 4.3

Aufgrund der unvollständigen Nitrifikation im halbtechnischen Tropfkörper der Al Aweer STP - gekennzeichnet durch eine starke Nitritakkumulation -, werden dessen Betriebsdaten von der weiteren Auswertung ausgeschlossen (s. 4.4.3.3). Im Folgenden soll durch den Vergleich der gewonnenen Betriebsdaten mit Literaturangaben, der Einfluss der Abwassertemperatur auf die Nitrifikation in einstufigen Tropfkörperanlagen bewertet werden.

Durch Untersuchungen an brockengefüllten Tropfkörpern (BR) in Deutschland, konnte *Wolf, 1984* den Grad der Nitrifikation in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung für gemäßigte Abwassertemperaturen darstellen. Dabei definierte er die Nitrifikation als Nitratanteil im Tropfkörperablauf ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} / (\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} + \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})$). Zudem gibt *Wolf, 1984* an, dass die von ihm publizierten Daten bei Abwassertemperaturen > 10 °C gewonnen wurden (s. auch Abbildung 7 in 2.6.3).

Vergleichbare Daten zum Grad der Nitrifikation in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung bei erhöhten Abwassertemperaturen von 25 °C, konnten von *Pressinotti, 2010* durch Untersuchungen an einer halbtechnischen Tropfkörperanlage in einer Klimakammer abgeleitet werden. Im Gegensatz zu *Wolf, 1984*, der bei seinen Auswertungen die simultane Denitrifikation durch interne Rezirkulation von nitrathaltigem Tropfkörperablauf unbeachtet ließ, korrigierte *Pressinotti, 2010* seine gemessenen Nitratkonzentrationen um den eliminierten Stickstoff. Für die Korrektur nahm *Pressinotti, 2010* an, dass 1,5 % der CSB-Fracht im Zulauf als Stickstoff in die Biomasse inkorporiert wurde und 2 mg/l des organisch gebundenen Stickstoffs aus dem Zulauf unverändert in den Ablauf der Tropfkörperanlage gelangten ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{korrigiert}} = \text{NO}_3\text{-N}_{\text{gemessen}} + \text{NO}_3\text{-N}_{\text{denitrifiziert}} = \text{N}_{\text{ges,ZU}} - \text{Inkorporation} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l N}_{\text{org,AB}}$).

Sowohl die Tropfkörper der Adlia WWTP als auch die der Managua WWTP waren mit kreuzstrukturierten Kunststoffpackungen (XF) befüllt. Aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche der Kunststoffmaterialien, kann die Nitrifikationsleistung nicht direkt auf Basis der BSB₅-Raumbelastung mit den Daten der brockengefüllten Tropfkörper von *Wolf, 1984* bzw. *Pressinotti, 2010* verglichen werden. Zudem gibt es auch innerhalb der untersuchten Tropfkörper Unterschiede bei der spezifischen Oberfläche der Kunststoffmaterialien. Um eine Vergleichbarkeit herzustellen, wird die organische Belastung deshalb auf die spezifische Oberfläche der Füllmaterialien normiert und als BSB₅-Flächenbelastung angegeben. Für die Lavaschlackebrocken wird eine spezifische Oberfläche von 90 m²/m³ angesetzt [ATV-A 281, 2001]. Die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung der Tropfkörper auf der Managua WWTP, wies eine spezifische Oberfläche von 100 m²/m³ auf. Die Tropfkörper der Adlia WWTP waren mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung mit einer spezifische Oberfläche von 125 m²/m³ befüllt.

Weder bei der Adlia WWTP noch bei der Managua WWTP war im Zeitraum der Untersuchungen eine interne Rezirkulation zugeschaltet. Aufgrund der vertikalen Stratifikation der heterotrophen und autotrophen Mikroorganismen, kann somit eine Stickstoffelimination über simultane Denitrifikation weitgehend ausgeschlossen werden. Eine Korrektur der gemessenen Nitratlaufkonzentrationen war deshalb nicht nötig.

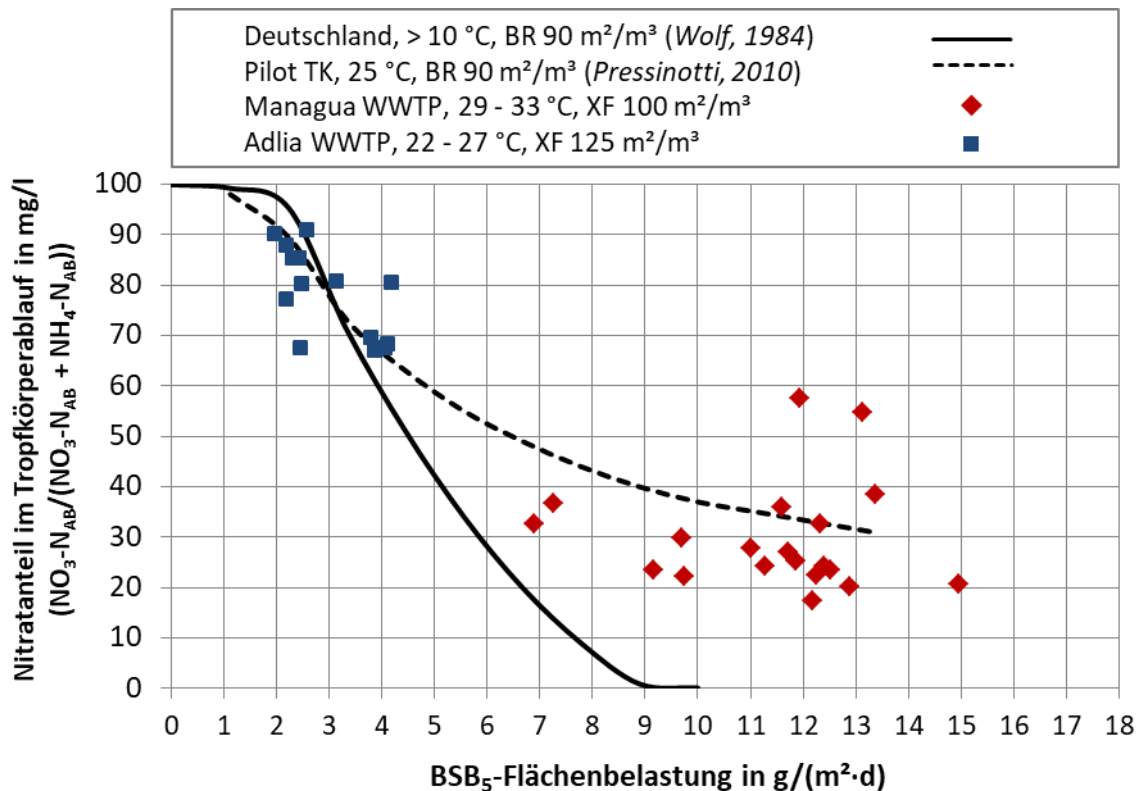


Abbildung 40: Nitratanteil im Tropfkörperablauf in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung; Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Adlia WWTP und der Managua WWTP (beide in warmen Klimaten; basierend auf Stichproben) mit Daten von brockengefüllten Tropfkörpern in Deutschland (gemäßigtes Klima; T > 10 °C) nach *Wolf, 1984* (24 h Mischproben) sowie eines halbtechnischen Tropfkörpers mit Brockenfüllung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C (*Pressinotti, 2010*; 24 h Mischproben)

Pressinotti, 2010 konnte durch den Vergleich seiner Ergebnisse mit den Daten von *Wolf, 1984* bereits feststellen, dass im Bereich kleiner Raumbelastungen (< 0,3 kg BSB₅/(m³·d) bzw. einer Flächenbelastung von 3,3 g BSB₅/(m²·d)) beide Kurven nah beieinander liegen. Er schloss daraus, dass in diesem Bereich keine Verbesserung der Nitrifikation durch eine erhöhte Abwassertemperatur zu erwarten ist. Diese Annahme kann durch die Betriebsergebnisse der Adlia WWTP bestätigt werden. Bis zu einer organischen Belastung von 3,0 g BSB₅/(m²·d) (= 0,38 kg BSB₅/(m³·d) bei XF 125 m²/m³), liegt der gemessene Nitratanteil mit rd. 67 bis 91 % noch überwiegend unter der Kurve von *Wolf, 1984*. Steigt die organische Belastung auf > 3,0 g BSB₅/(m²·d), liegt der berechnete Nitratanteil für die Adlia WWTP im Bereich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Werte und damit leicht oberhalb der von *Wolf, 1984* angegebenen Kurve. Die Abwassertemperatur der Adlia WWTP lag im

Zeitraum der Untersuchungen bei rd. 22 - 27 °C und war damit vergleichbar zu den 25 °C, mit den *Pressinotti, 2010* seine Versuchsanlage betrieben hatte.

Die Managua WWTP war mit einer BSB₅-Flächenbelastung im Bereich von 6,9 bis 15,0 g BSB₅/(m²·d) deutlich höher belastet als die Adlia WWTP. Nach *Wolf, 1984* ist unter gemäßigten Abwassertemperaturen ab einer organischen Belastung von 0,8 kg BSB₅/(m³·d) bzw. 8,9 g BSB₅/(m²·d) von einer vollständigen Hemmung der Nitrifikation durch die Konkurrenz zu den heterotrophen Kohlenstoffoxidierern auszugehen. Bei erhöhten Abwassertemperaturen von 25 °C, weisen die Daten von *Pressinotti, 2010* hingegen noch immer auf eine Teilnitrifikation hin. Bei einer Abwassertemperatur von 29 - 33 °C, liegt der Nitratanteil im Ablauf der Tropfkörper der Managua WWTP mit rd. 17 - 58 % im Bereich der von *Pressinotti, 2010* angegebenen Teilnitrifikation. Dabei weist der Nitratanteil keine eindeutige Abhängigkeit von der organischen Belastung auf.

Generell weist *Pressinotti, 2010* jedoch darauf hin, dass der Nitratanteil im Tropfkörperablauf aufgrund der simultanen Denitrifikation kein geeignetes Maß zur Beurteilung der Nitrifikation darstellt. So bestehen Unsicherheiten bei dem von ihm angegebenen Nitratanteil bzgl. der Berechnung des über Inkorporation sowie über simultane Denitrifikation eliminierten Stickstoffs. Aus diesem Grund soll im Folgenden noch die TKN-Elimination als Maß für die Beurteilung der Nitrifikation herangezogen werden. Neben der NH₄-N-Ablaukonzentration wird für die Berechnung der TKN-Elimination berücksichtigt, dass 2 mg/l refraktärer organisch gebundener Stickstoff aus dem Zulauf unverändert im Ablauf einer Kläranlage wiederzufinden sind ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l orgN}_{AB})/TKN_{ZU}$).

Pressinotti, 2010 ermittelte in seiner Arbeit sowohl für die Brockenfüllung als auch für die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung seines halbtechnischen Tropfkörpers die TKN-Elimination in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung (s. auch Abbildung 8 in 2.6.3). Um einen Vergleich mit den eigenen Daten zu ermöglichen, wurde die TKN-Raumbelastung auf die spezifische Oberfläche der Füllmaterialien normiert. Für die Brockenfüllung wurde erneut 90 m²/m³ angesetzt. Die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung wies eine spezifische Oberfläche von 152 m²/m³ auf, vgl. Abbildung 41.

Im Gegensatz zu der von *Wolf, 1984* publizierten Bewertung der Nitrifikation über den Nitratanteil im Tropfkörperablauf, existieren keine vergleichbaren Daten zur TKN-Elimination unter gemäßigten Abwassertemperaturen.

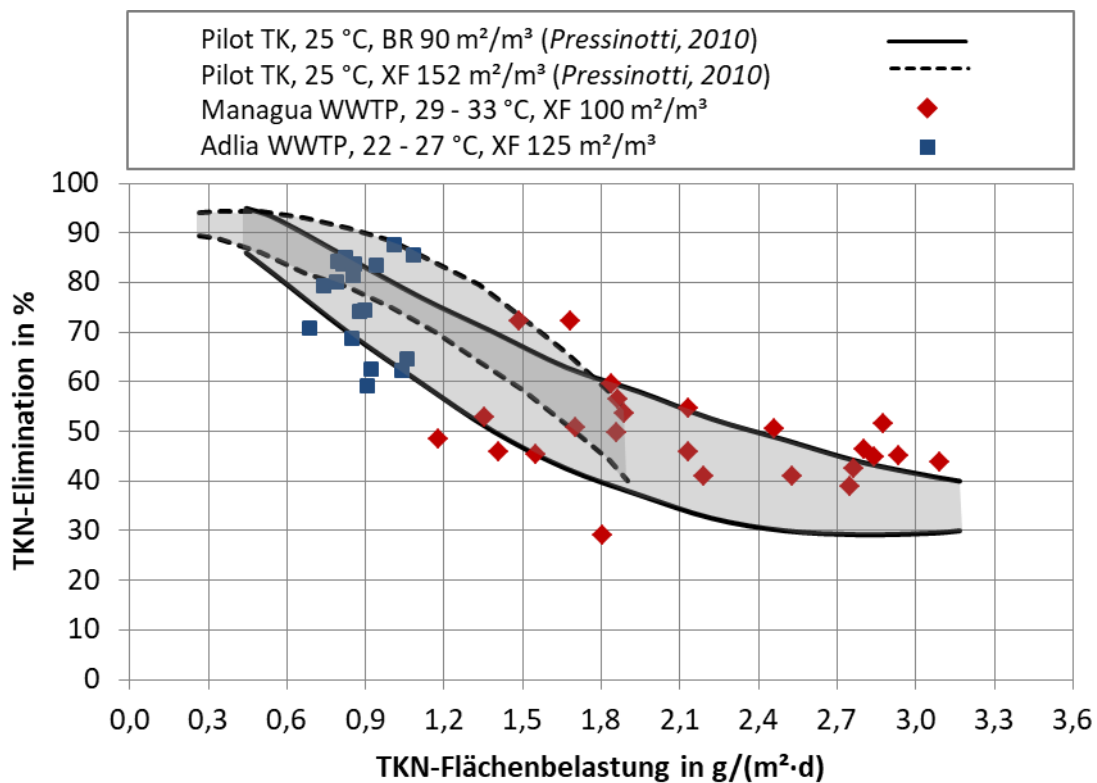


Abbildung 41: TKN-Elimination in Abhängigkeit der TKN-Flächenbelastung; Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Adlia WWTP (XF 125 m²/m³; 22 - 27 °C; Stichproben) und der Managua WWTP (XF 100 m²/m³; 29 - 33 °C; Stichproben) mit Daten eines halbertechnischen Tropfkörpers (Pressinotti, 2010; BR 90 m²/m³ und XF 152 m²/m³; 25 °C; 24 h Mischproben)

Pressinotti, 2010 konnte bei der Auswertung seiner Daten eine gute Übereinstimmung zwischen den Vertrauensbereichen der Lavaschlackebrocken und des Kunststoffmaterials feststellen, vgl. Abbildung 41. Eine etwas erhöhte TKN-Elimination des Kunststoffmaterials führte er auf eine erhöhte Tropfzeit in dem Material in den entsprechenden Betriebsphasen zurück.

Analog zu der in Abbildung 40 dargestellten Auswertung über den Nitratanteil im Tropfkörperablauf, kann auch in Bezug auf die TKN-Elimination eine gute Übereinstimmung zwischen den Daten der Adlia WWTP und den von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereichen festgestellt werden. Bei einer TKN-Flächenbelastung von 0,69 - 1,05 g/(m²·d), liegt die TKN-Elimination der Adlia WWTP im Bereich von rd. 59 - 88 % und damit überwiegend in den Vertrauensbereichen der von *Pressinotti, 2010* untersuchten

Füllmaterialien. Auch die Abwassertemperatur war mit 22 - 27 °C im selben Bereich wie die bei *Pressinotti, 2010* vorherrschenden 25 °C.

Die TKN-Elimination der Managua WWTP liegt bei einer TKN-Flächenbelastung von 1,18 - 3,09 g/(m²·d) ebenfalls überwiegend innerhalb der Vertrauensbereiche. Bei hohen TKN-Flächenbelastungen (ca. > 2,7 g/(m²·d)) liegt die TKN-Elimination dann am oberen Ende bzw. über dem Vertrauensbereich der Lavaschlackebrocken. Des Weiteren wurde bereits in anderen Studien darauf hingewiesen, dass mit kreuzstrukturierten Kunststoffmaterialien, insbesondere bei hohen organischen Belastungen, höhere Reinigungsleistungen erzielt werden können [*Stenquist et al., 1974; Richards and Reinhart, 1986; Pearce and Edwards, 2011; Parker, 1998 und 1999*]. Hierbei kann sich sowohl die höhere Abwassertemperatur von 29 - 33 °C als auch strukturelle Eigenschaften des Kunststoffmaterials - wie z.B. eine bessere Belüftung - positiv ausgewirkt haben. Allgemein lässt sich jedoch keine eindeutige Verbesserung der TKN-Elimination aufgrund der höheren Abwassertemperaturen feststellen. Hier kann zum Tragen kommen, dass der von *Pressinotti, 2010* untersuchte halbtechnische TK unter sehr stabilen Randbedingungen betrieben und engmaschig überwacht wurde. Der Einfluss der Abwassertemperatur und des Füllmaterials auf die TKN-Elimination können mit den vorliegenden Daten nicht getrennt bewertet werden. Die im Vergleich zu den Vertrauensbereichen von *Pressinotti, 2010* breitere Streuung der TKN-Elimination der Adlia WWTP und der Managua WWTP lässt sich hauptsächlich auf die Entnahme von Stichproben zurückführen. Im Gegensatz zu 24 h-Mischproben (*Pressinotti, 2010*), werden mit Stichproben die Auswirkungen der täglichen Lastdynamik auf die Reinigungsleistung direkt abgebildet. Im Gegensatz dazu wirken sich im Tagesverlauf auftretende Schwankungen der Reinigungsleistung nicht oder nur gedämpft auf die Konzentration in einer 24 h-Mischprobe aus.

Abschließend kann festgehalten werden, dass sowohl der Nitratanteil im Tropfkörperablauf, als auch die erzielte TKN-Elimination darauf hinweisen, dass sich erhöhte Abwassertemperaturen positiv auf die Nitrifikationsleistung in einstufigen Tropfkörperanlagen auswirken. In beiden Fällen konnten die von *Pressinotti, 2010* im halbtechnischen Maßstab gewonnenen Ergebnisse, durch die Untersuchungen an technischen Tropfkörperanlagen in warmen Klimazonen bestätigt werden. So zeigt die Auswertung des Nitratanteils im Tropfkörperablauf, dass bei niedriger organischer Belastung (< 3,3 g BSB₅/(m²·d)) eine weitgehende Nitrifikation, unabhängig von der

Abwassertemperatur erzielt werden kann. Im Gegensatz dazu kann bei höheren organischen Belastungen ($> 9 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$), bei denen die Nitrifikation unter gemäßigten Abwassertemperaturen vollständig gehemmt ist, bei erhöhten Abwassertemperaturen noch immer eine Teilnitrifikation erzielt werden.

4.6.3 Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe

Zwischen Sommer 2013 und Frühjahr 2014 wurde im Rahmen einer Messkampagne auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE), die Reinigungsleistung eines halbtechnischen ($T_W \approx 33 \text{ °C}$) sowie vier technischer Nitrifikationstropfkörper ($T_W = 30 - 33 \text{ °C}$) in zweiter Stufe bei erhöhten Abwassertemperaturen untersucht (s. 4.4.1). Mit den gewonnenen Betriebsdaten sollte der Fragestellung nachgegangen werden, ob und wie sich die erhöhten Abwassertemperaturen in warmen Klimaten auf die erzielbare Nitrifikationsleistung auswirkt.

Wie in Kapitel 2.3 beschrieben wurde, hängen die flächenbezogenen Umsatzraten in Nitrifikationstropfkörpern von zahlreichen betrieblichen Randbedingungen, insbesondere der Substratkonzentration, dem Füllmaterial und der hydraulischen Belastung, ab. Bislang mangelt es in der Literatur an belastbaren Angaben zu erzielbaren Nitrifikationsraten, bei denen die betrieblichen Randbedingungen ausreichend gut dokumentiert wurden und die damit für eine Einordnung der in Dubai gewonnen Daten herangezogen werden können. Als Referenzwerte können die, im Wesentlichen von *Parker, 1999* in Abhängigkeit der Abwassertemperatur und des eingesetzten Füllmaterials, zusammengestellten maximalen flächenbezogenen Umsatzraten verschiedener Nitrifikationstropfkörper herangezogen werden. Mit Abwassertemperaturen im Bereich von rd. $10 - 20 \text{ °C}$ sind die von *Parker, 1999* gesammelten Werte repräsentativ für die Umsatzleistung von Nitrifikationstropfkörpern in gemäßigten Klimaten (vgl. Tabelle 1 in 2.5.2).

Für einen Vergleich mit den Literaturwerten, können jedoch nicht alle der in Dubai gesammelten Betriebsdaten herangezogen werden. Wie in Kapitel 4.4.2.2 gezeigt wurde, lagen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen des Tropfkörpers Nr. 7, gefüllt mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung, häufig bei $< 5 \text{ mg/l}$. Im Gegensatz zu den von *Parker, 1999* angegebenen maximalen Nitrifikationsraten, ist nach den Erkenntnissen von *Gujer and Boller, 1986* zur Substratabhängigkeit der Nitrifikationsleistung zu erwarten, dass die Umsatzraten des Tropfkörpers Nr. 7 i.d.R. durch die Substratkonzentration limitiert waren. Darüber hinaus ist von einer Hemmung der Nitrifikation aufgrund der oft zu geringen

Restsäurekapazität ($< 0,5 \text{ mmol/l}$) und des daraus resultierenden Abfalls des pH-Werts auszugehen (s. 4.4.2.6). Die Betriebsdaten des Tropfkörpers Nr. 7 wurden deshalb aus der weiteren Auswertung ausgeschlossen. Die mit einem Kunststoffschüttmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 wiesen stets $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen $> 10 \text{ mg/l}$ auf, so dass eine Abhängigkeit der Umsatzraten von der Substratkonzentration weitgehend ausgeschlossen werden kann. Beim halbtechnischen Nitrifikationstropfkörper lagen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen nach der Einfahrphase ebenfalls deutlich unter 5 mg/l , so dass auch hier eine Substratlimitierung vorlag. Über die Profilmessungen wurden jedoch auch Nitrifikationsraten in der obersten Füllmaterialschicht bestimmt, in deren Ablauf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen stets über 10 mg/l lagen. Damit können für den Vergleich mit den maximalen Nitrifikationsraten nach *Parker, 1999*, die Umsatzraten der mit Schüttmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 sowie die in der obersten Füllmaterialschicht des halbtechnischen Tropfkörpers erzielte Nitrifikationsleistung herangezogen werden.

Des Weiteren wurden die von *Parker, 1999* zusammengetragenen Nitrifikationsraten aus einer Bilanz der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zu- und Abfrachten abgeleitet und tragen damit die Einheit $\text{g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Um die Umsatzraten der mit Schüttmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 auf eine vergleichbare Basis zu bringen, wurden diese im Gegensatz zur flächenbezogenen TKN-Elimination in Kapitel 4.4.2.4, ebenfalls auf die eliminierte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht bezogen. Wie in Kapitel 4.4.2.5 dargestellt, wurden die Nitrifikationsraten in den verschiedenen Schichten des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers bereits über die jeweils eliminierte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht ermittelt.

Tabelle 21 stellt die in den Untersuchungen auf der Al Aweer STP erzielten Nitrifikationsraten den Literaturwerten gegenüber.

Kapitel 4: Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Tabelle 21: Vergleich der maximalen Nitrifikationsraten des halbtechnischen und der technischen Nitrifikationstropfkörper der Al Aweer STP (Dubai, VAE) mit Literaturwerten zu Nitrifikationsraten in gemäßigten Klimaten

Anlage	Füllmaterial	T _w [°C]	Nitrifikationsrate k _{NH₄,max} [g NH ₄ -N/(m ² ·d)]	Quelle
Midland, USA	VF 89 m ² /m ³	7 - 13	0,9 - 1,2	<i>Parker, 1999</i>
Lima, USA	VF 89 m ² /m ³	18 - 22	1,2 - 1,8	<i>Parker, 1999</i>
Bloom Township, USA	VF 89 m ² /m ³	17 - 22	1,1 - 1,2	<i>Parker, 1999</i>
Zürich, Schweiz	VF 92 m ² /m ³	N.A.	1,6	<i>Metcalf and Eddy, 2003</i>
Central Valley, USA	XF 140 m ² /m ³	11 - 20	2,3 - 3,2	<i>Parker, 1999</i>
Malmö, Schweden	XF 140 m ² /m ³	13 - 20	1,6 - 2,8	<i>Parker, 1999</i>
Littleton, USA	XF 140 m ² /m ³	15 - 20	1,7 - 2,3	<i>Parker, 1999</i>
Zürich, Schweiz	XF 223 m ² /m ³	N.A.	1,2	<i>Metcalf and Eddy, 2003</i>
Dubai, VAE ¹⁾	XF 150 m ² /m ³	33	2,8	Eigene Untersuchungen vgl. 4.4.1
Dubai, VAE ²⁾	RM 100 m ² /m ³	30 - 33	2,2 - 3,2	
¹⁾ Maximale Nitrifikationsraten (NH ₄ -N _{AB} > 10 mg/l) in der obersten 0,6 m dicken Füllmaterialschicht eines halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers in zweiter Stufe ²⁾ Maximale Nitrifikationsraten (NH ₄ -N _{AB} > 10 mg/l) technischer Nitrifikationstropfkörper in zweiter Stufe				

Die bei einer Abwassertemperatur von 33 °C erzielten Nitrifikationsraten in der obersten Füllmaterialschicht des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers, sind vergleichbar zu den Umsatzraten die in Nitrifikationstropfkörpern in Central Valley, USA und Malmö, Schweden bei gemäßigten Abwassertemperaturen im Bereich von 11 - 20 °C bzw. 13 - 20 °C ermittelt wurden. Die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung des halbtechnischen Tropfkörpers in Dubai, war mit einer spezifischen Oberfläche von 150 m²/m³ auch mit dem Füllmaterial der Anlagen in Central Valley und Malmö vergleichbar. Das sich die in Dubai erzielten Nitrifikationsraten mit 2,8 g NH₄-N/(m²·d) im oberen Bereich der Umsatzraten der Referenzanlagen befinden, kann hauptsächlich auf die sehr konstanten und engmaschig überwachten Betriebsbedingungen zurückgeführt werden. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass die obersten Füllmaterialschichten von einem homogenen und dicken Biofilm bedeckt sind. Dagegen werden die in Central Valley und Malmö über die gesamte Tropfkörperhöhe ermittelten Umsatzraten durch den Biomassegradienten verringert, der sich aufgrund der in Fließrichtung abnehmenden Substratkonzentrationen einstellt (s. auch 2.5.1).

Die in den technischen Tropfkörpern der Al Aweer STP erzielten Umsatzraten lassen sich dagegen nicht direkt in die Literaturangaben einordnen, da sich diese ausschließlich auf vertikal bzw. kreuzstrukturierte Kunststoffpackungen beziehen. Diesbezüglich konnte bereits festgestellt werden, dass mit kreuzstrukturierten Packungen aufgrund der Struktureigenschaften höhere Nitrifikationsraten erzielt werden können als mit vertikalstrukturierten Packungen. Die bei einer Abwassertemperatur von 30 - 33 °C mit den schüttmaterialgefüllten Tropfkörpern in Dubai erzielten Nitrifikationsraten, liegen mit 2,2 - 3,2 g NH₄-N/(m²·d) im oberen Bereich der Literaturangaben für kreuzstrukturierte Packungen und gemäßigte Temperaturen (s. Tabelle 21). In wie weit sich die in Dubai erzielten Nitrifikationsraten auf die erhöhten Abwassertemperaturen zurückführen lassen und welche Rolle dabei die Struktureigenschaften des Kunststoffschüttmaterials gespielt haben, kann mit den vorliegenden Daten nicht geklärt werden. Es ist davon auszugehen, dass die vergleichsweise hohen Umsatzraten sowohl auf die konstant hohen Ablaufkonzentrationen der Nitrifikationstropfkörper und damit einer homogene Biofilmentwicklung über die gesamte Tropfkörperhöhe als auch die vergleichsweise niedrige spezifische Oberfläche des Füllmaterials zurückzuführen sind. Dabei lässt sich bei einer spezifischen Oberfläche von 100 m²/m³ eine weitgehende Füllmaterialbenetzung mit Abwasser leichter erzielen. Damit lassen sich im Fall des Kunststoffschüttmaterials durch den Bezug auf die spezifische Oberfläche vermutlich plausiblere flächenbezogene Umsatzraten ermitteln, als bei einer Kunststoffpackung die mit steigender spezifischer Oberfläche nur teilweise benetzt ist.

Wie in Kapitel 2.6.1 gezeigt werden konnte, weisen die Literaturangaben zum Temperatureinfluss auf die Nitrifikation in Tropfkörpern zweiter Stufe große Unterschiede auf. Dabei reichen die Aussagen von „keinem feststellbaren Temperatureinfluss“ ($\Theta_N = 1,000$) bis hin zu einem „starken Einfluss der Abwassertemperatur“ ($\Theta_N = 1,071$). Im Vergleich der in den Tropfkörpern der Al Aweer STP bei 30 - 33 °C gemessenen Umsatzraten mit Literaturangaben zu Nitrifikationsraten in Tropfkörpern aus gemäßigten Klimaten, konnte kein signifikanter Temperatureinfluss festgestellt werden.

4.7 Einfluss des Salzgehalts auf die Kohlenstoffelimination

4.7.1 Allgemein

Um die Auswirkungen erhöhter Salzkonzentrationen auf die Kohlenstoffelimination in Tropfkörpern untersuchen zu können, wurde im Technikum des ISWA der Universität Stuttgart eine Versuchsanlage, bestehend aus zwei identischen und parallel betriebenen halbtechnischen Tropfkörpern, errichtet. Durch die Dosierung einer konzentrierten Salzlösung (ca. 240 g/l NaCl) in den Zulauf zu einem der Tropfkörper (fortan als „Salz-TK“ bezeichnet) konnten die Auswirkungen erhöhter Salzkonzentrationen auf dessen Reinigungsleistung im Vergleich zu dem parallel betriebenen Tropfkörper ohne Salzdosierung (fortan als „Referenz-TK“ bezeichnet) bewertet werden.

Ausführungen zum Aufbau der halbtechnischen Tropfkörper finden sich in Kapitel 3.5.

4.7.2 Belastung und Betriebseinstellungen der halbtechnischen Tropfkörper

Die Tropfkörper wurden im Zeitraum vom 17.08.2015 bis zum 25.12.2015 in drei Phasen betrieben, die durch unterschiedliche Salzgehalte im Zulauf des Salz-TK gekennzeichnet waren. Die Tropfkörper wurden mit einer konstanten Abwassermenge von 90 l/h (Flächenbeschickung: 0,46 m/h) aus dem Ablauf der Vorklärung des LFKW Büsnau beschickt. Die in den drei Phasen erzielten Betriebsparameter der Tropfkörper sind in Tabelle 22 zusammengestellt. Eine Zusammenstellung der gemessenen Einzelwerte kann Anhang 6 entnommen werden.

Tabelle 22: Mittelwerte der Belastung und Betriebseinstellungen der halbtechnischen Tropfkörper im Technikum des ISWA, Universität Stuttgart basierend auf Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper (in Klammern Min.- und Max.-Werte)

Parameter	Einheit	3 g/l NaCl (24.08. - 20.09.2015)	6 g/l NaCl (28.09. - 06.11.2015)	10 g/l NaCl (21.11. - 25.12.2015)
Anzahl Proben	-	13	18	14
CSB	mg/l	326 (159 - 432)	379 (189 - 672)	403 (242 - 526)
CSB _{mf}	mg/l	124 (60,6 - 170)	146 (82,7 - 270)	146 (73,8 - 202)
AFS	mg/l	135 (87 - 191)	165 (120 - 239)	167 (124 - 224)
B _{d,CSB}	kg/(m ³ ·d)	1,43 (0,70 - 1,90)	1,70 (0,83 - 2,96)	1,77 (1,06 - 2,31)
B _{d,BSB} ¹⁾	kg/(m ³ ·d)	0,65 (0,32 - 0,87)	0,78 (0,38 - 1,35)	0,81 (0,49 - 1,06)
q _A	m/h	0,46 (entsp. 90 l/h)		
T _w (Zulauf TK)	°C	30		
T (Luft)	°C	19		

¹⁾ Berechnet über ein CSB:BSB₅-Verhältnis von 2,19 (Mittelwert Ablauf VKB des LFKW Büsnau im Jahr 2015)

Die Abwasserzusammensetzung im Zulauf der halbtechnischen Tropfkörper entsprach der eines typisch kommunalen Abwassers [Henze *et al.*, 2002; vgl. auch Tabelle 26 in Kapitel 5.3.1]. Die Flächenbeschickung von 0,46 m/h lag im Rahmen der Vorgaben des ATV-A 281, 2001 von 0,4 bis 0,8 m/h. Eine Spülkraft lässt sich aufgrund der kontinuierlichen Abwasserdosierung über Prallteller nicht ermitteln.

4.7.3 Einfluss erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination im Tropfkörper

In Abbildung 42 sind die CSB_{hom} -Konzentrationen im Zulauf und die CSB_{mf} -Konzentrationen im Ablauf der Tropfkörper sowie die daraus berechnete CSB-Elimination ($(CSB_{\text{hom,ZU}} - CSB_{\text{mf,AB}})/CSB_{\text{hom,ZU}}$) bei unterschiedlichen Salzgehalten dargestellt.

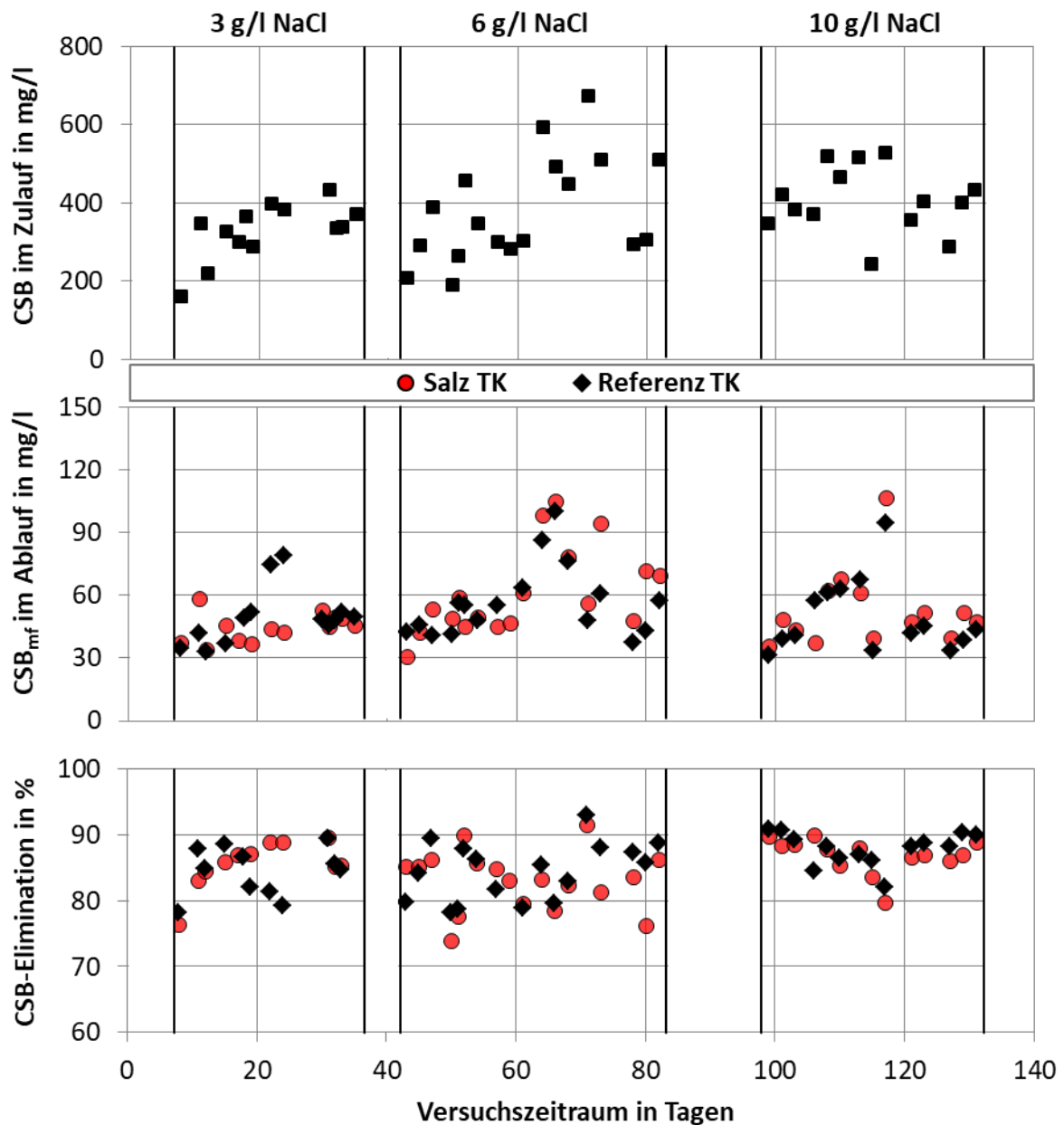


Abbildung 42: Kohlenstoffelimination des halbtechnischen Salz- und Referenz-Tropfkörpers ($T_W = 30\text{ °C}$); Oben die CSB_{hom} -Zulauf- und CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper und unten die CSB-Elimination ($(CSB_{\text{hom,ZU}} - CSB_{\text{mf,AB}})/CSB_{\text{hom,ZU}}$) bei Salzgehalten von 3, 6 und 10 g/l NaCl (basieren auf Stichproben)

Wie der Abbildung 42 zu entnehmen ist, lagen die CSB-Konzentrationen im Zulauf der Tropfkörper im Bereich von 159 bis 672 mg/l. Die starke Streuung lässt sich dabei hauptsächlich auf die Entnahme von Stichproben an unterschiedlichen Tageszeiten (zwischen 08:00 und 17:00 Uhr) und der Lastdynamik im Ablauf der Vorklärung des LFKW Büsnau zurückführen.

Über den gesamten Versuchszeitraum lagen die CSB_{mf}-Konzentrationen zwischen 30,8 und 107 mg/l im Ablauf des Salz-TK bzw. zwischen 32 und 100 mg/l im Ablauf des Referenz-TK. Wird von einem inerten gelösten CSB von rd. 20 mg/l ausgegangen (entspricht ca. dem CSB im Ablauf Nachklärung des LFKW Büsnau), so ist im Ablauf der halbtechnischen Tropfkörpern noch rd. 10 bis 80 mg/l abbaubarer gelöster CSB vorhanden. Im Vergleich der CSB_{mf}-Ablaufwerte des Salz-TK und des Referenz-TK konnten in den einzelnen Betriebsphasen keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden, s. Tabelle 23.

Tabelle 23: Mittlere CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen des Salz- und Referenz-Tropfkörpers bei 3, 6 und 10 g/l NaCl

Tropfkörper	Einheit	Mittlere CSB _{mf} -Ablaufkonzentration		
		3 g/l NaCl	6 g/l NaCl	10 g/l NaCl
Salz	mg/l	45	61	53
Referenz	mg/l	50	56	50

Betriebliche Probleme traten im Referenz-TK in Phase 1 zwischen Tag 20 und 25 durch eine zunehmende Verstopfung des Füllmaterials auf. Die Verstopfung führte zur Ausbildung von Kurzschlussströmungen und somit zu erhöhten CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen von bis zu 79 mg/l (Tag 24). Im gleichen Zeitraum wies der verstopfungsfrei arbeitende Salz-TK, CSB_{mf}-Ablaufwerte < 45 mg/l auf. Weitere Probleme mit Verstopfungen des Füllmaterials ergaben sich in Phase 2 und 3 sowohl im Referenz- als auch im Salz-TK. Dabei kam es erneut zwischen Tag 60 und 70 in Phase 2 und zwischen Tag 105 und 120 in Phase 3 zu einem drastischen Anstieg der CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen, die bei beiden Tropfkörpern 90 mg/l überschritten. Das eingesetzte Kunststoffschüttmaterial mit einer spezifischen Oberfläche von 320 m²/m³ erschwerte den Austrag der akkumulierten Biomasse erheblich, so dass die Verstopfungen nur durch intensive und mehrere Tage dauernde Spülungen der Tropfkörper beseitigt werden konnten.

Die aus den CSB-Zu- und CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen berechnete CSB-Elimination lag bei beiden Tropfkörpern überwiegend im Bereich von 80 bis 90 %. Der Salz-TK wies dabei eine Streuung zwischen 74 und 96 % und der Referenz-TK von 78 bis 93 % auf.

Die Ergebnisse zur CSB-Elimination im Tropfkörper decken sich mit denen von *Lawton and Eggert, 1957*, die in einem labortechnischen Tropfkörper bei Salzgehalten von bis zu 20 g/l NaCl keine negativen Auswirkungen auf die BSB₅-Elimination im Vergleich zum Referenzsystem ohne Salzdosierung feststellen konnten. Auch *Mills and Wheatland, 1962* dokumentieren eine hohe und stabile BSB₅-Elimination in Tropfkörpern bei Salzgehalten von bis zu 11 g/l NaCl. In ihren Untersuchungen kam es erst bei höheren Salzkonzentrationen zu einem Anstieg der BSB₅-Ablaufkonzentrationen bzw. einem Rückgang der BSB₅-Elimination. Zudem notieren sie, dass eine Änderung im Salzgehalt eine Adaptionzeit von 1 - 3 Wochen benötigt [zitiert in *Ludzack and Noran, 1965*]. In den eigenen Untersuchungen waren Adaptionzeiten von 1 Woche (zwischen 0 und 3 sowie 3 und 6 g/l NaCl) bzw. 2 Wochen (zwischen 6 und 10 g/l NaCl) ausreichend, so dass zu Beginn der jeweiligen Phasen keine Hemmung der heterotrophen Bakterien über eine reduzierte CSB-Elimination festgestellt werden konnte.

4.7.4 Reinigungsverlauf in Fließrichtung

Ergänzend zu der Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper, wurden über horizontal in das Füllmaterial eingelassene Kunststoffrohre Stichproben in 0,25 m, 0,75 m, 1,25 m, 1,75 m und 2,25 m Höhe entnommen. Aus den Proben wurde der CSB_{mf} bestimmt, so dass der Abbau organischer Stoffe entlang des Fließwegs evaluiert werden konnte, vgl. Abbildung 43.

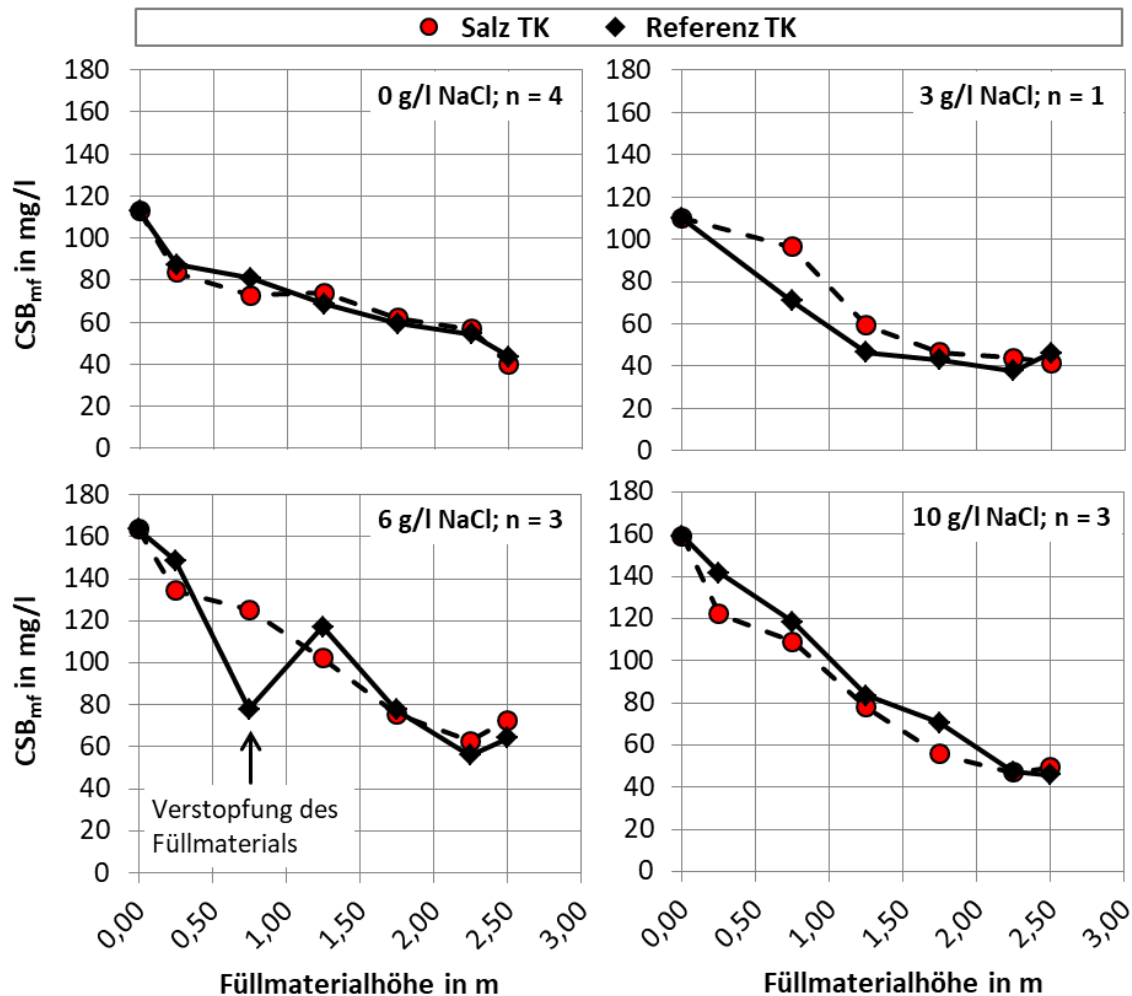


Abbildung 43: CSB_{mf} -Abbau im vertikalen Profil des Salz- und Referenz-Tropfkörpers bei Salzgehalten von 0 g/l, 3 g/l, 6 g/l und 10 g/l NaCl; Abwassertemperatur 30 °C (Mittelwerte aus n Stichproben)

Analog zu den CSB_{mf} -Konzentrationen im Tropfkörperablauf, lässt sich auch beim CSB_{mf} -Abbau über die Tropfkörperhöhe kein signifikanter Unterschied zwischen der Behandlung von Abwasser mit erhöhten Salzgehalten im Salz-TK und des salzarmen Abwassers im Referenz-TK feststellen.

In der Versuchsphase 2 mit 6 g/l NaCl, kam es im Referenz-TK aufgrund von Verstopfungen zu einer sehr geringen Ausflussmenge aus der Probenahmestelle in 0,75 m Abstand von der Tropfkörperoberfläche. Durch die lange Kontaktzeit mit der akkumulierten Biomasse fand ein verstärkter Abbau der organischen Stoffe statt, was sich im Knick des CSB_{mf} -Verlaufs bemerkbar macht. Der im gleichen Versuchszeitraum in beiden Tropfkörpern auffällige Anstieg der CSB_{mf} -Konzentrationen zwischen der untersten Probenahmestelle und dem

Tropfkörperablauf kann vermutlich auf Kurzschlussströmungen und damit unterschiedliche Kontaktzeiten zwischen Abwasser und Biofilm zurückgeführt werden.

Allgemein deckt sich der gemessene Verlauf des CSB_{mf} -Abbaus mit den von *Wolf, 1984* und *Gebert, 2001* an Tropfkörpern zur Behandlung von salzarmem Abwasser gemessenen Profilen. Beide konnten über die starke Abnahme der CSB-Konzentration eine hohe Aktivität der heterotrophen Bakterien in den obersten Tropfkörperschichten nachweisen. Nach dem weitgehenden Abbau der organischen Stoffe war jeweils ein Rückgang der Umsatzleistung durch ein Abflachen des Kurvenverlaufs zu verzeichnen.

Im Hinblick auf die erhöhten Salzgehalte ist festzuhalten, dass bislang keine anderen Studien bekannt sind, in denen der CSB-Abbau über den Fließweg im Tropfkörper untersucht wurde. Mit den vorliegenden Untersuchungen kann gezeigt werden, dass sich auch über Tropfkörperhöhe keine Verzögerung des CSB-Abbaus durch konstant erhöhte Salzgehalte bis 10 g/l ergibt.

5 Entwicklung eines Bemessungsansatzes

5.1 Allgemeines

5.1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Die Bemessung von Tropfkörpern basiert bis heute noch weitgehend auf empirischen Werten, die aus Leistungskurven bestehender Tropfkörperanlagen in gemäßigten Klimaten abgeleitet wurden [Pressinotti, 2010]. Prominenteste Beispiele hierfür stellen das im deutschsprachigen Raum weit verbreitete *ATV-A 281, 2001* oder dessen nordamerikanische Pendant, die „Fact-Sheets“ *U.S. EPA F832-014, 2000* und *U.S. EPA F832-015, 2000* dar. Jedoch wird in Fachbüchern stets auch eine Fülle von mathematischen Modellen genannt, die zur Tropfkörperbemessung entwickelt wurden. Mit mathematischen Modellen, wie z.B. der modifizierten Velz- oder der Gujer und Boller-Gleichung, wird versucht, verschiedene Einflussfaktoren auf die Tropfkörperleistung zu quantifizieren und damit deren Anwendungsbereich zu erweitern. Jedoch muss festgestellt werden, dass sowohl die empirischen Bemessungswerte als auch die mathematischen Bemessungsgleichungen verschiedene Defizite aufweisen, die ihre Anwendbarkeit einschränken bzw. mit großen Unsicherheiten behaften.

So ist allgemein bekannt, dass sich die **Abwassertemperatur** sowohl auf die Umsatzleistung bei der Kohlenstoffelimination als auch der Nitrifikation auswirkt [Wolf, 1987]. Ein maßgebender Beitrag zum Verständnis des Temperatureinflusses auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern wurde von Pressinotti, 2010 geleistet. Durch Untersuchungen an einer halbtechnischen Tropfkörperanlage in einer Klimakammer, konnte er erstmals über ein breites Spektrum an organischen Raumbelastungen die Zunahme der Kohlenstoffelimination und Nitrifikation bei erhöhten Abwassertemperaturen ($T_w = 25 \text{ °C}$) nachweisen (vgl. 2.6.3). Diese Ergebnisse konnten im Rahmen der vorliegenden Arbeit durch Untersuchungen an technischen Tropfkörperanlagen in warmen Klimazonen bestätigt werden (vgl. 4.5). Die aus gemäßigten Klimaten abgeleiteten Bemessungswerte des *ATV-A 281, 2001* können diesen Temperatureinfluss nicht abbilden und lassen sich damit nur bedingt auf andere klimatische Randbedingungen übertragen. In mathematischen Modellen wird die Abwassertemperatur hingegen häufig über einen Van't Hoff-Arrhenius Term (vgl. Gleichung (5) in 2.6.1) berücksichtigt, der eine modellspezifische kinetische Konstante korrigiert [Pressinotti, 2010].

Jedoch sind in der Literatur unterschiedliche Angaben für die Temperaturfaktoren vorhanden (vgl. 2.6.1), so dass es insbesondere für die Korrektur der Nitrifikationsraten an einem verlässlichen Temperaturfaktor mangelt.

Darüber hinaus machen Bemessungsregelwerke wie das *ATV-A 281, 2001* keine Angaben zu den erzielbaren **Ablaufkonzentrationen**, so dass der Planer hier im Ungewissen gehalten wird bzw. nicht im Stande ist, die Bemessungswerte in Abhängigkeit der geforderten Ablaufqualität anzupassen. Bei den mathematischen Gleichungen hingegen gestaltet sich die Definition der kinetischen Parameter für den Substratabbau häufig schwierig, so dass die berechneten Ablaufwerte in ihrer Aussagekraft zu hinterfragen sind [*Logan et al., 1987*].

Ein weiterer Schwachpunkt ergibt sich bei der Kohlenstoffelimination. So beziehen sich sowohl die empirischen Bemessungswerte aus Regelwerken wie dem *ATV-A 281, 2001* als auch die gängigen mathematischen Modelle aus historischen Gründen auf den **organischen Summenparameter BSB₅**. Aufgrund verschiedener Nachteile, wie z.B. der mangelnden Reproduzierbarkeit und Bilanzierbarkeit, wurde der BSB₅ in den vergangenen Jahren jedoch zunehmend durch den **CSB** ersetzt [*Vestner, 2002*]. Der BSB₅ wird heutzutage kaum noch erfasst und stellt damit bei der Bemessung von Abwasserreinigungsprozessen keine relevante Bezugsgröße mehr dar.

Ein erster Versuch die genannten Defizite auszumerzen wurde von *Pressinotti, 2010* unternommen, der auf Basis von halbtechnischen Versuchen einen CSB-basierten Bemessungsansatz für einstufige Tropfkörperanlagen mit den Reinigungszielen Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation entwickelte. Sein Bemessungsansatz beinhaltet die Abwassertemperatur als bemessungsrelevanten Parameter und generiert Ablaufwerte des gelösten CSB und NH₄-N. Aufgrund der Abhängigkeit zwischen den Temperaturfaktoren für die Kohlenstoff- und TKN-Elimination von der jeweiligen Substratbelastung des Biofilms, erfordert der Ansatz jedoch eine iterative Lösung der zugrundeliegenden Bemessungsgleichungen. Die daraus resultierende Komplexität und Fehleranfälligkeit bei ungeübter Anwendung führte dazu, dass sich der Bemessungsansatz unter Fachleuten nicht durchsetzen konnte [*Pers. Kommunikation, F.C. Pressinotti am 18.04.2018*].

Damit mangelt es der Fachwelt bis heute an einem geeigneten Bemessungsansatz, der durch die Berücksichtigung der Abwassertemperatur in unterschiedlichen Klimaten anwendbar ist, über die Angabe von Ablaufkonzentrationen eine Auslegung in Abhängigkeit der geforderten

Ablaufqualität ermöglicht und durch den Bezug auf den CSB zur Vereinheitlichung der Bemessungsgrundlagen beiträgt.

Zielsetzung

Aus den zuvor dargestellten Defiziten bestehender Ansätze für die Bemessung von Tropfkörpern leitet sich schließlich ein weiteres Ziel dieser Arbeit ab, einen neuen Bemessungsansatz für einstufige Tropfkörper zu erarbeiten, der

- die Abwassertemperatur als bemessungsrelevanten Parameter berücksichtigt,
- zur Vereinheitlichung der Bemessungsgrundlagen auf dem organischen Summenparameter CSB basiert und
- der als Ergebnis CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte ausgibt, um eine adäquate Bemessung auch für die Teilreinigung zu ermöglichen.

Um die Akzeptanz in der Fachwelt und damit die Nachhaltigkeit des Bemessungsansatzes zu erhöhen, muss dieser noch folgende Kriterien erfüllen:

- Der Bemessungsansatz soll transparent sein, d.h. der Bemessungsablauf muss lückenlos nachvollzogen werden können, wodurch ggf. auftretende Fehler gefunden und behoben werden können
- Der Bemessungsansatz soll einfach umzusetzen sein (z.B. in Excel), damit die Anwenderfreundlichkeit gegeben ist
- Der Bemessungsansatz soll anhand von Daten technischer Tropfkörperanlagen validiert werden

In Kapitel 5.1.2 wird das Vorgehen beschrieben, dass zur Erarbeitung, Kalibrierung und Validierung des Bemessungsansatzes angewendet wurde.

5.1.2 Vorgehen bei der Entwicklung des Bemessungsansatzes

In Kapitel 2.7 wurde eine Auswahl gängiger Bemessungsansätze für Tropfkörper dargestellt und diskutiert. Als mathematische Modelle befanden sich darunter die „Modifizierte Velz Gleichung“ zur Berechnung der Kohlenstoffelimination (s. 2.7.5) sowie die Gujer und Boller Gleichung zur Bestimmung der Nitrifikation (s. 2.7.6) in Tropfkörpern. Diese Gleichungen erfüllen bereits die grundlegenden Anforderungen, die an den zu erarbeiteten Bemessungsansatz gestellt werden. Dazu gehören u.a. die Berücksichtigung der Abwassertemperatur und die Ausgabe von Ablaufkonzentrationen. Des Weiteren wurden sowohl die modifizierte Velz Gleichung [Parker and Merril, 1984; Harrison and Daigger, 1987; Randall et al., 1997; Parker and Newman, 2006; Richards and Reinhart, 1986; Daigger et al., 1993; Raj and Murthy, 1999; Terence and Christian, 2015] als auch die Gujer und Boller Gleichung [Pearce and Williams, 2011; Wall, 2002; Vayenas and Lyberatos, 1995; Daigger and Boltz, 2011; Parker et al., 1989 und 1995] bereits in zahlreichen Studien angewendet und deren Tauglichkeit zur Bemessung von Tropfkörpern bestätigt. Darüber hinaus sind beide Gleichungen durch die Nennung in einschlägigen Fachbüchern, u.a. *Metcalf and Eddy, 2003; WEF, 2000* oder *Grady et al., 1999*, in Fachkreisen bekannt. Aus diesen Gründen werden die beiden Gleichungen als Grundlage für den zu entwickelnden Bemessungsansatz genutzt.

Kapitel 5.2 befasst sich dann zunächst mit dem Aufbau des Bemessungsansatzes sowie dem Ablauf der Bemessung. Dabei wird zu Beginn auf die Zusammenstellung der erforderlichen Eingangswerte eingegangen und gleichzeitig die CSB-Fraktionierung als Grundlage für die Bemessung der Kohlenstoffelimination erläutert (s. 5.2.1). Im Anschluss daran wird der Aufbau des Bemessungsansatzes dargestellt, der sich am Reinigungsfortschritt in Fließrichtung einstufiger Tropfkörper orientiert (s. 5.2.2). Da die modifizierte Velz Gleichung und die Gujer und Boller Gleichung für die separate Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in Tropfkörper entwickelt wurden, wird an dieser Stelle auch die Verknüpfung beider Gleichungen zur Auslegung einstufiger Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Nitrifikation erläutert. In Kapitel 5.2.3 und 5.2.4 folgt dann die Darstellung der für die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination und Nitrifikation erforderlichen Bemessungsgleichungen. An dieser Stelle werden auch die Überlegungen formuliert, die zu der Anpassung bzw. Weiterentwicklung der modifizierten Velz Gleichung (Kohlenstoffelimination) und der Gujer und Boller Gleichung (Nitrifikation) geführt haben. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit

konnten auch Erkenntnisse zu den Auswirkungen der Säurekapazität und erhöhter Salzgehalte auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern gewonnen werden. Wie sich diese darstellen und wie sie bei der Bemessung zu berücksichtigen sind, wird in den Kapiteln 5.2.5 und 5.2.6 thematisiert. Kapitel 5.2 schließt mit einer Übersicht zum Ablauf der Bemessung (s. 5.2.7).

In Kapitel 5.3 erfolgt dann die Kalibrierung und Validierung der kinetischen Konstanten und der Temperaturfaktoren, die in den Bemessungsgleichungen zum Einsatz kommen. Hierzu werden sowohl Literaturdaten (*Imhoff, 1979, Wolf, 1984* und *Pressinotti, 2010*) als auch die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnenen Betriebsdaten herangezogen.

Eine Rekapitulation der wichtigsten Erkenntnisse sowie eine übersichtliche Darstellung der Modellparameter kann dem Kapitel 5.4 entnommen werden.

5.2 Aufbau des Bemessungsansatzes und Ablauf der Bemessung

5.2.1 Zusammenstellung der Eingangswerte

Für die Anwendung des neuen Bemessungsansatzes muss zunächst das zu behandelnde Abwasser in Quantität und Qualität beschrieben werden.

Abwassermenge und Schmutzfrachten

Die zu maßgebende Abwassermenge ist als Tagesabwassermenge (Q_d) in m^3/d zu bestimmen. Nach *ATV-A 198, 2003* ist für die Bemessung der Trockenwetterabfluss im Bereich der Bemessungstemperatur entscheidend. Dieser lässt sich bei bestehenden Anlagen durch die Auswertung der Zuflussganglinien vergangener Jahre ermitteln. Liegen keine Abflussdaten vor, muss die maßgebende Abwassermenge über Annahmen zum einwohnerspezifischen Schmutzwasseranfall sowie zum Fremdwasseranteil abgeschätzt werden.

Über die maßgebende Abwassermenge lassen sich dann aus den maßgebenden CSB- und TKN-Frachten die Konzentrationen im Tropfkörperzulauf ermitteln. Nach *ATV-A 198, 2003* sind die maßgebenden Schmutzfrachten für Tropfkörper als 85 % Werte aus den Betriebsdatenaufzeichnungen zu ermitteln. Hilfsweise lassen sich die maßgebenden Schmutzfrachten auch über Erfahrungswerte zu einwohnerspezifischen Schmutzfrachten, z.B. aus Tabelle 1 des *ATV-A 198, 2003*, berechnen.

Grundsätzlich sollten die aus der maßgebenden Abwassermenge und den maßgebenden CSB- und TKN-Frachten ermittelten Konzentrationen im Tropfkörperzulauf, z.B. anhand von Betriebsdaten oder Erfahrungswerten, auf Plausibilität geprüft werden.

CSB-Fraktionierung

Um über den Bemessungsansatz den CSB-Abbau und damit die Konzentration des gelösten CSB im Tropfkörperablauf bestimmen zu können, ist zunächst der biologisch abbaubare Anteil des CSB im Tropfkörperzulauf zu ermitteln. Hierfür wird die vom *DWA-A 131, 2016* vorgeschlagene CSB-Fraktionierung im Zulauf zur biologischen Stufe einer Kläranlage herangezogen, vgl. Tabelle 24. Es wird zudem angenommen, dass der gesamte abbaubare partikuläre CSB ($X_{CSB,abb,ZB}$) im Tropfkörper hydrolysiert wird und als abbaubarer gelöster CSB

($S_{CSB,abb}$) umgesetzt werden kann. In diesem Zusammenhang gibt auch *Vestner, 2003 (S. 99)* nach seinen Untersuchungen an verschiedenen Tropfkörperanlagen an, dass die inerten Fraktionen des gelösten und partikulären CSB im Tropfkörperablauf unverändert wiederzufinden sind. Den Eingangswert für die Berechnung der Kohlenstoffelimination ($S_{CSB,abb,ZT}$) bildet damit die Summe des gelösten und des partikulären abbaubaren CSB ($S_{CSB,abb} + X_{CSB,abb}$).

Tabelle 24: Fraktionierung des CSB im Zulauf zur biologischen Stufe (ZB) nach *DWA-A 131, 2016* und Eingangswert für den Bemessungsansatz

Parameter	Abkürzung	Berechnung
Gesamt CSB	$C_{CSB,ZB}$	Analysewert (homogenisierte Probe)
Gelöster CSB	$S_{CSB,ZB}$	Analysewert (0,45 µm filtrierte Probe)
Gelöster inerter CSB	$S_{CSB,inert,ZB}$	= 0,05 bis 0,1 · $C_{CSB,ZB}$
Gelöster abbaubarer CSB	$S_{CSB,abb,ZB}$	= $S_{CSB,ZB} - S_{CSB,inert,ZB}$
Partikulärer CSB	$X_{CSB,ZB}$	= $C_{CSB,ZB} - S_{CSB,ZB}$
Partikulärer inerter CSB	$X_{CSB,inert,ZB}$	= 0,2 bis 0,35 · $X_{CSB,ZB}$
Partikulärer abbaubarer CSB	$X_{CSB,abb,ZB}$	= $X_{CSB,ZB} - X_{CSB,inert,ZB}$
Eingangswert für den Bemessungsansatz (Modifizierte Velz Gleichung):		
Abbaubarer CSB im Tropfkörperzulauf	$S_{CSB,abb,ZT}$	= $S_{CSB,abb,ZB} + X_{CSB,abb,ZB}$

TKN-Fraktionierung

Für Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Nitrifikation muss neben den organischen Stoffen im Zulauf auch die TKN-Konzentration berücksichtigt werden. Der TKN umfasst den Ammoniumstickstoff (NH_4-N) sowie den organisch gebundenen Stickstoff (orgN). In Bezug auf den orgN ist zu berücksichtigen, dass rd. 1 - 4 mg/l aus dem Zulauf refraktär und damit unverändert im Ablauf der Nachklärung wieder zu finden sind ($S_{orgN,AN}$) [*Simsek et al., 2012; Henze, 1991*]. In Anlehnung an das *DWA-A 131, 2016* wird der $S_{orgN,AN}$ für die Bemessung auf 2 mg/l festgesetzt. Für den restlichen orgN wird angenommen, dass dieser über Hydrolyse und Ammonifikation als NH_4-N der Nitrifikation bzw. der Inkorporation in die Biomasse zur Verfügung steht, vgl. Tabelle 25

Tabelle 25: Fraktionierung des TKN im Zulauf zur biologischen Stufe (ZB) und Eingangswert für den Bemessungsansatz

Parameter	Abkürzung	Berechnung
TKN	$C_{KN,ZB}$	Analysewert (homogenisierte Probe)
Refraktärer orgN	$S_{orgN,AN}$	2 mg/l
Eingangswert für den Bemessungsansatz (Gujer and Boller Gleichung):		
NH ₄ -N im Tropfkörperzulauf	$S_{NH_4,ZT}$	$= C_{KN,ZB} - S_{orgN,AN}$

5.2.2 Grundlagen und Aufbau des Bemessungsansatzes

Bei Tropfkörpern handelt es sich um biologische Reaktoren, die idealisiert mit einer Pfropfenströmung charakterisiert werden. Für den Bemessungsansatz wird die Tropfkörperhöhe in einzelne Segmente (e) unterteilt und darauf basierend eine schrittweise Reduktion der Substrate CSB und NH₄-N berechnet. Eine ausreichende Genauigkeit wird bei der Berechnung bei Verwendung einer Segmenthöhe von $e = 0,1$ m erzielt. Für die Bemessung von Tropfkörpern mit einer strukturierten Kunststoffpackung als Füllmaterial ist darauf zu achten, dass der Industriestandard für strukturierte Packungen bei 1 foot = 0,305 m liegt und die Gesamthöhe des Tropfkörpers entsprechend ein Vielfaches davon betragen muss.

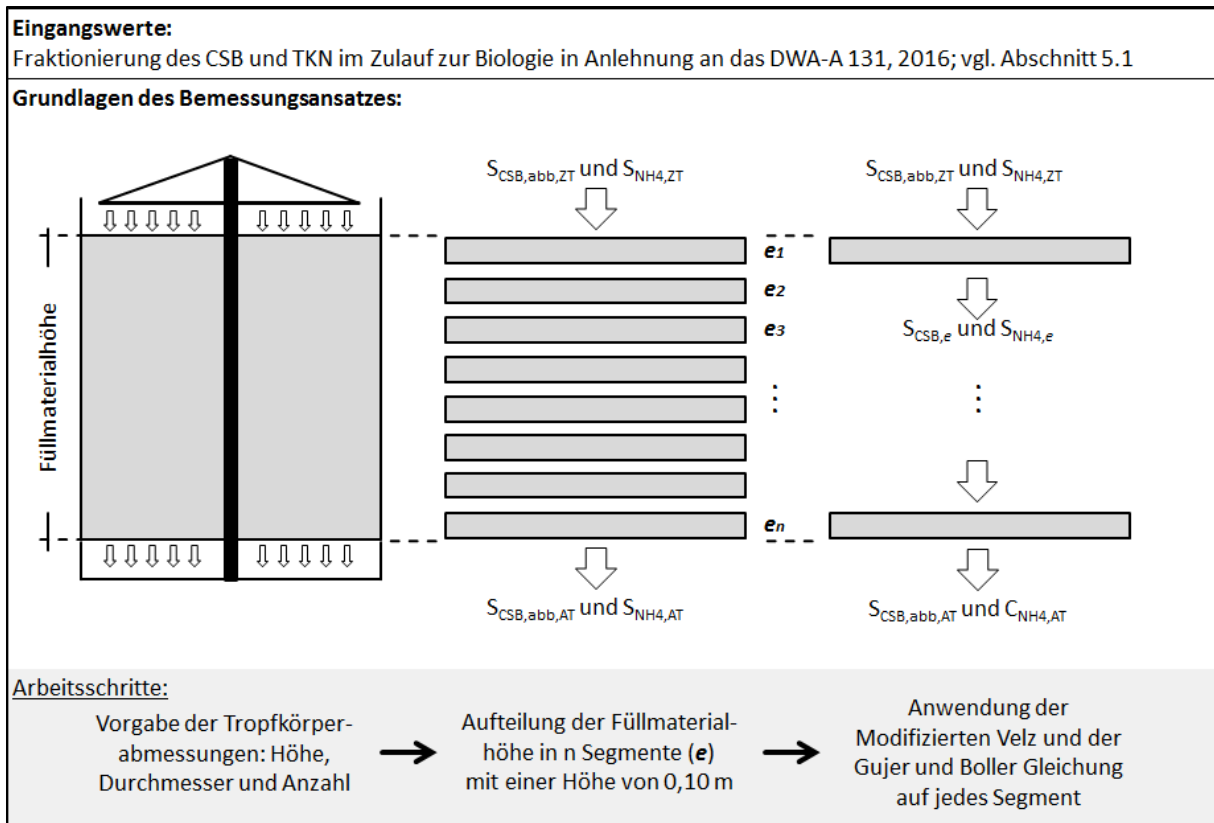


Abbildung 44: Aufteilung der Tropfkörperhöhe in n Segmente (e) gleicher Höhe entsprechend eines Schichtenmodells und schrittweise Berechnung des CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abbaus

Anhand des Reinigungsziels wird die Anwendung der Gleichungen zur Kohlenstoffoxidation (vgl. 5.2.3) und Nitrifikation (vgl. 5.2.4) bestimmt und über den schrittweisen Abbau der Substrate CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ deren Ablaufkonzentrationen berechnet. Als Hintergrund dient der in Kapitel 2.4 erläuterte Reinigungsverlauf im Profil einstufiger Tropfkörper. Hierbei konnte u.a. *Gebert, 2001* zeigen, dass sich Tropfkörper in zwei Bereiche unterteilen lassen, in denen unterschiedliche Reaktionen zum Tragen kommen, vgl. Abbildung 45.

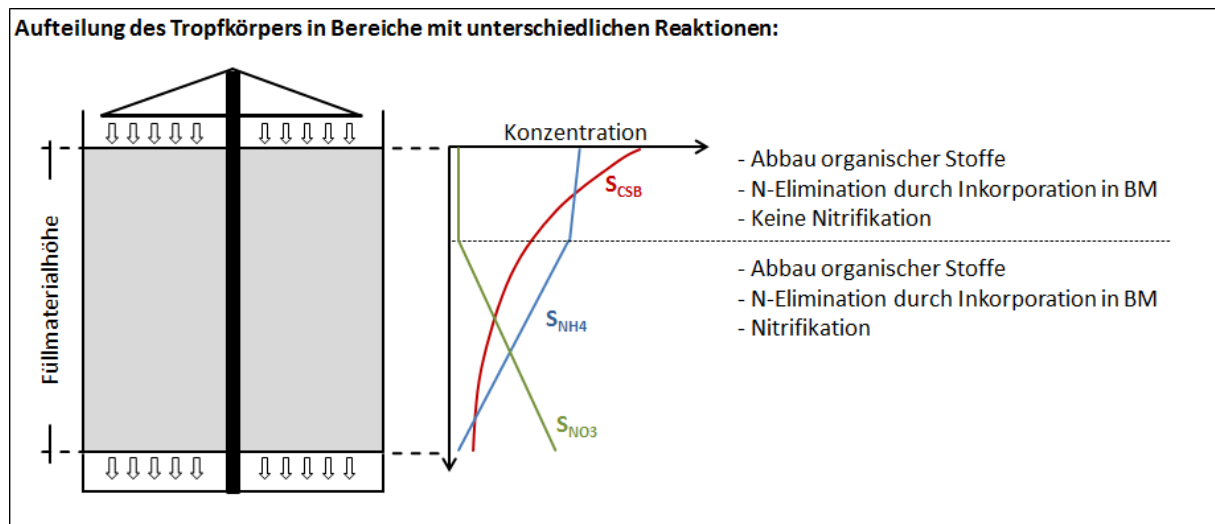


Abbildung 45: Aufteilung der Prozesse im vertikalen Profil einstufiger Tropfkörper [in Anlehnung an Gujer, 1999, modifiziert nach Gebert, 2001]

Aufgrund des Substratangebots wird in den oberen Schichten durch die höheren Wachstumsraten der heterotrophen Bakterien nur mit dem Abbau organischer Stoffe (CSB) gerechnet. Nitrifikanten werden hier wegen ihres langsamen Wachstums verdrängt und verlagern sich in die unteren Tropfkörperschichten. Jedoch ist durch die N-Inkorporation in die heterotrophe Biomasse auch in der oberen Tropfkörperschicht eine leichte Abnahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration zu verzeichnen.

Die untere Tropfkörperschicht wird durch einen fortschreitenden Abbau der organischen Stoffe charakterisiert, wodurch die heterotrophen Bakterien in ihrem Wachstum zunehmend limitiert und die autotrophen Nitrifikanten aufgrund der noch hohen Ammoniumkonzentrationen konkurrenzfähig werden. Somit kommt es in den unteren Tropfkörperschichten neben der N-Inkorporation zu einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Reduzierung durch Nitrifikation.

Aufgrund der Komplexität der Prozesse in einem Biofilm, lässt sich in der Praxis kein fest definierter Startpunkt für den Beginn der Nitrifikation in Abhängigkeit des CSB-Abbaus definieren [Gebert, 2001]. Wie Wanner and Gujer, 1984 zeigen konnten, ist unter geeigneten Randbedingungen durchaus auch eine Koexistenz von heterotrophen und autotrophen Bakterien im selben Biofilmsegment möglich, wodurch die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation simultan ablaufen können. Aus diesem Grund stellt die für den Bemessungsansatz vorgenommene Unterteilung des Tropfkörpers in zwei Zonen eine Vereinfachung dar. Eine vergleichbare Aufteilung liegt beispielsweise auch der

Tropfkörperbemessung nach *Wolf, 1987* zugrunde (vgl. 2.7.3). Der Start der Nitrifikation orientiert sich im vorliegenden Fall an der Konzentration des abbaubaren gelösten CSB ($S_{\text{CSB,abb}}$), der wiederum Segmentweise über die modifizierte Velz Gleichung berechnet wird.

Wie in Kapitel 5.3.3 bis 5.3.5 gezeigt wird, ist für die Bemessung ab dem Segment von einer Nitrifikation auszugehen, in dem die Konzentration des abbaubaren gelösten CSB ($S_{\text{CSB,abb}}$) auf ≤ 140 mg/l fällt:

- **Kohlenstoffabbau: $S_{\text{CSB,abb}} > 140$ mg/l im Segment**
 - Berechnung der Kohlenstoffoxidation nach der modifizierten Velz-Gleichung und
 - $\text{NH}_4\text{-N}$ -Reduktion durch Inkorporation in die heterotrophe Biomasse
- **Kohlenstoffabbau und Nitrifikation: $S_{\text{CSB,abb}} \leq 140$ mg/l im Segment**
 - Berechnung der Kohlenstoffoxidation nach der modifizierten Velz-Gleichung,
 - $\text{NH}_4\text{-N}$ -Reduktion durch Inkorporation in die heterotrophe Biomasse und
 - Berechnung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Reduktion durch Nitrifikation über die Gujer und Boller-Gleichung

Soll ein Tropfkörper auf das Reinigungsziel Nitrifikation ausgelegt werden, ist zudem auf eine ausreichende Säurekapazität im Abfluss des Tropfkörpers zu achten (s. 5.7). Hinweise zur Berücksichtigung erhöhter Salzgehalte im Abwasser werden in Kapitel 5.8 gegeben.

5.2.3 Reinigungsziel Kohlenstoffelimination

Die Berechnung der Kohlenstoffelimination basiert auf der modifizierten Velz-Gleichung nach *Parker and Merril, 1984* (vgl. 2.7.5). Diese ursprünglich für den gelösten BSB_5 entwickelte Gleichung wurde im Rahmen dieser Arbeit angepasst und auf den gelösten biologisch abbaubaren CSB ($S_{\text{CSB,abb}}$) kalibriert. Die $S_{\text{CSB,abb}}$ -Konzentration im Zulauf zum obersten Tropfkörpersegment (= Zulauf Tropfkörper) ist über die in Kapitel 5.2.1 dargestellte Fraktionierung des CSB zu ermitteln. Die $S_{\text{CSB,abb}}$ -Konzentration im Ablauf eines Tropfkörpersegments (A_e) berechnet sich nach der angepassten modifizierten Velz-Gleichung wie folgt:

$$S_{CSB,abb,Ae} = \frac{S_{CSB,abb,Ze}}{\exp\left(\frac{A_S \cdot k_{CSB,15} \cdot (4,0/H_{TK})^n \cdot \theta_{CSB}^{(T-15)} \cdot H_e}{q_A^n}\right)} \quad [mg/l] \quad (25)$$

mit:	$S_{CSB,abb,Ze}$:	Konzentration des gelösten abbaubaren CSB im Zulauf eines Tropfkörpersegments	[mg/l]
	$S_{CSB,abb,Ae}$:	Konzentration des gelösten abbaubaren CSB im Ablauf eines Tropfkörpersegments	[mg/l]
	A_S :	Spezifische Oberfläche des Füllmaterials	[m ² /m ³]
	$k_{CSB,15}$:	Konstante für die Reinigungsleistung bei 15 °C	[(m/h) ^{0,5}]
	H_{TK} :	Tropfkörperhöhe	[m]
	θ_{CSB} :	Temperaturkorrekturfaktor	[-]
	T :	Abwassertemperatur	[°C]
	H_e :	Segmenthöhe (= 0,1 m)	[m]
	q_A :	Flächenbeschickung (ohne Rezirkulation)	[m/h]
	n :	Hydraulischer Exponent (n = 0,5)	[-]

Die CSB-Elimination wird im Wesentlichen über den $k_{CSB,15}$ -Wert, die sog. „Reinigungskonstante“, sowie der spezifischen Oberfläche des eingesetzten Füllmaterials bestimmt. Wie in den Kapiteln 2.6.1 und 4.6.1 dargestellt wurde, hat die Abwassertemperatur einen entscheidenden Einfluss auf die Kohlenstoffelimination in Tropfkörpern. In der modifizierten Velz-Gleichung wird der Einfluss der Abwassertemperatur über die Korrektur des $k_{CSB,20}$ -Werts über einen Van't Hoff-Arrhenius Term berücksichtigt. Der $k_{CSB,15}$ -Wert sowie der zugehörige Temperaturkorrekturfaktor (θ_{CSB}) werden im Kapitel 5.3.2 bestimmt.

Die Ursprüngliche Form der modifizierten Velz-Gleichung prognostiziert, dass die Reinigungsleistung bei gleichem Füllmaterialvolumen mit steigender Tropfkörperhöhe zunimmt. Jedoch weisen u.a. die Untersuchungen von *Pressinotti, 2010* darauf hin, dass die organische Belastung und nicht die Konfiguration des Tropfkörpers (Höhe zu Durchmesser) entscheidend für die Reinigungsleistung ist. Auch die Bemessungswerte empirischer Ansätze, wie z.B. des *ATV-A 281, 2001*, weisen keine Abhängigkeit von der Tropfkörperhöhe aus. Um den Einfluss der Tropfkörperhöhe aus der Berechnung des erforderlichen Füllmaterialvolumens auszuschließen, wird in Gleichung (25) der $k_{CSB,15}$ -Wert, nach *WEF, 2000* in Abhängigkeit der gewählten Tropfkörperhöhe über $(4,0/H_{TK})^{0,5}$ korrigiert. Das bedeutet, dass sich der $k_{CSB,15}$ -Wert auf Tropfkörper mit einer Höhe von 4,0 m bzw. rd. 13

Lagen einer Kunststoffpackung im Industriestandard von 0,305 m bezieht. Der Bezugspunkt von 4,0 m wurde gewählt, da sich diese Höhe für Tropfkörper durchaus bewährt hat [ATV-A 281, 2001].

Der hydraulische Koeffizient (n) ist eine Funktion der spezifischen Füllmaterialoberfläche (A_s) und der Struktur des Füllmaterials. In Untersuchungen mit verschiedenen Füllmaterialien lag n im Bereich von rd. 0,3 bis 0,7 [Harrison and Daigger, 1987, Richards and Reinhart, 1986, Parker and Merril, 1984, Randall et al., 1997, Ulug and Ucuncu, 1992, Randall et al., 1997, Raj and Murthy, 1999], wobei sich keine eindeutige Korrelation zwischen Füllmaterialtyp und n feststellen ließ. Für die Bemessung ist n vereinfachend füllmaterialunabhängig mit 0,5 anzusetzen.

Für die Bemessung wird die Flächenbeschickung (q_A) ausschließlich über den Abwasserzufluss (Q_d) sowie die gewählte Tropfkörperoberfläche berechnet. Interne Rückflüsse werden nicht berücksichtigt. Für den späteren Betrieb der Tropfkörperanlage ist q_A dann entsprechend den Empfehlungen in Kapitel 2.6.5 anzupassen, um eine ausreichende Benetzung des Füllmaterials sowie den Austrag überschüssiger Biomasse sicherzustellen.

Parallel zur Kohlenstoffelimination findet eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Elimination über Stickstoffinkorporation in die heterotrophe Biomasse statt. Nach den Untersuchungen auf der Managua WWTP (s. 4.2.4) und den Erkenntnissen von Hanaki et al., 1990 [zitiert in Zhu and Chen, 2001], kann mit Bezug auf den abgebauten CSB von einer Stickstoffinkorporation in Höhe von 2,5 % ($0,025 \text{ g NH}_4\text{-N/g CSB}_{\text{abgebaut}}$) ausgegangen werden:

$$\Delta S_{\text{NH}_4, \text{BM}, e} = (S_{\text{CSB}, \text{abb}, \text{Ze}} - S_{\text{CSB}, \text{abb}, \text{Ae}}) \cdot 0,025 \quad [\text{mg/l}] \quad (26)$$

mit: $\Delta S_{\text{NH}_4, \text{BM}, e}$: In einem Segment über Inkorporation eliminiertes Stickstoff [mg/l]

5.2.4 Reinigungsziel Nitrifikation

Für die Auslegung von Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Nitrifikation, ist neben der modifizierten Velz Gleichung auch die, im Rahmen dieser Arbeit angepasste, Gujer-und-Boller-Gleichung anzuwenden [Gujer and Boller, 1986]:

$$\Delta S_{\text{NH}_4,e} = - \frac{A_s}{q_A \cdot 24} \cdot k_{\text{NH}_4,15} \cdot \theta_N^{(T-15)} \cdot \frac{S_{\text{NH}_4,Ze}}{S_{\text{NH}_4,Ze} + k_m} \quad (\text{mg/l}) \quad (27)$$

mit:	$\Delta S_{\text{NH}_4,e}$:	In einem Segment über Nitrifikation eliminiertes $\text{NH}_4\text{-N}$	[mg/(l·m)]
	A_s :	Spezifische Oberfläche des Füllmaterials	[m ² /m ³]
	q_A :	Flächenbeschickung (ohne Rezirkulation)	[m/h]
	$k_{\text{NH}_4,15}$:	Nitrifikationsrate bei 15 °C	[g/(m ² ·d)]
	θ_N :	Temperaturkorrekturfaktor	[-]
	T:	Abwassertemperatur	[°C]
	$S_{\text{NH}_4,Ze}$:	$\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf eines Segments	[mg/l]
	k_m :	Halbsättigungskonstante (2 mg/l)	[mg/l]

Über Gleichung (27) berechnet sich das in einem Segment über Nitrifikation eliminierte $\text{NH}_4\text{-N}$. Die S_{NH_4} -Konzentration im Zulauf zum obersten Tropfkörpersegment (= Zulauf Tropfkörper) ist über die in Kapitel 5.2.1 dargestellte TKN-Bilanz zu ermitteln. Unter Berücksichtigung des in die Biomasse inkorporierten Stickstoffs (s. Gleichung (26) in 5.2.3), ergibt sich die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf eines Segments wie folgt:

$$S_{\text{NH}_4,Ae} = S_{\text{NH}_4,Ze} + \Delta S_{\text{NH}_4,e} \cdot H_e - \Delta S_{\text{NH}_4,BM,e} \quad (28)$$

mit:	$S_{\text{NH}_4,Ae}$:	$\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf eines Segments	[mg/l]
	$S_{\text{NH}_4,Ze}$:	$\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf eines Segments	[mg/l]
	H_e :	Höhe eines Segments (= 0,1 m)	[m]
	A_s :	Spezifische Oberfläche des Füllmaterials	[m ² /m ³]
	$\Delta S_{\text{NH}_4,BM,e}$:	In einem Segment über Inkorporation eliminiertes Stickstoff	[mg/l]

Gleichung (27) wurde ursprünglich für die Berechnung der Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe, nach einer weitgehenden Elimination organischer Stoffe in einer ersten Stufe, entwickelt [Gujer and Boller, 1986]. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Gleichung

modifiziert und auf die Bestimmung der Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern kalibriert und validiert.

In ihrer ursprünglichen Form (s. Gleichung (24) in 2.7.6) enthält die Gujer-und-Boller-Gleichung einen Term, der die Abnahme der Nitrifikationsraten über die Tropfkörperhöhe aufgrund einer inhomogenen Biofilmentwicklung beschreibt ($\exp(k_b \cdot H_{TK})$). Durch diesen Term ist das, für ein bestimmtes Reinigungsziel erforderliche, Füllmaterialvolumen stark von der Tropfkörperhöhe abhängig. Wie bereits bei der Anpassung der modifizierten Velz Gleichung beschrieben wurde (s. 5.2.3), sollte die Reinigungsleistung und damit die Berechnung des erforderlichen Füllmaterialvolumens unabhängig von der Konfiguration des Füllmaterials sein. Des Weiteren weisen u.a. die von *Gebert, 2001*, *Wolf, 1984* und *Pearce and Edwards, 2011* gemessenen Abbauprofile in einstufigen Tropfkörpern auf eine relativ konstante Abnahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration hin. Ferner kann der Faktor k_b - der die inhomogene Biofilmentwicklung beschreibt - bei der Tropfkörperbemessung nicht bestimmt, sondern nur geschätzt werden. Vor diesem Hintergrund wurde der Term „ $\exp(k_b \cdot H_{TK})$ “ für den vorliegenden Bemessungsansatz aus der Gujer-und-Boller-Gleichung entfernt.

Wie im Kapitel 4.6.1 dargestellt wurde, hat die Abwassertemperatur einen entscheidenden Einfluss auf die Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern. In der Gujer-und-Boller-Gleichung wird der Einfluss der Abwassertemperatur über die Korrektur des $k_{\text{NH}_4,15}$ -Werts über einen Van't Hoff-Arrhenius Term berücksichtigt. Der $k_{\text{NH}_4,15}$ -Wert sowie der zugehörige Temperaturkorrekturfaktor (θ_N) werden in den Kapiteln 5.3.3 und 5.3.4 bestimmt.

Analog zur Berechnung der CSB-Elimination, ist auch in der Gujer-und-Boller-Gleichung die Flächenbeschickung (q_A) ausschließlich über den Abwasserzufluss (Q_d) sowie die gewählte Tropfkörperoberfläche zu berechnen. Interne Rückflüsse werden bei der Bemessung nicht berücksichtigt. Für den späteren Betrieb der Tropfkörperanlage ist q_A entsprechend den Empfehlungen in Kapitel 2.6.5 anzupassen, um eine ausreichende Benetzung des Füllmaterials sowie den Austrag überschüssiger Biomasse sicherzustellen.

Das Vorgehen für die Kombination der Gujer-und-Boller-Gleichung und der modifizierten Velz-Gleichung sowie deren Anwendung wurde in Kapitel 5.2.2 erläutert. Es wird davon ausgegangen, dass die Nitrifikation beginnt sobald die Konzentration des Abbaubaren CSB ($S_{\text{CSB,abb}}$) im Zulauf eines Segments (e) auf ≤ 140 mg/l fällt.

5.2.5 Säurekapazität

Bei Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Nitrifikation ist eine Überprüfung der Säurekapazität erforderlich. Wie in Kapitel 2.6.4 dargelegt wurde, werden in der Literatur unterschiedliche Richtwerte für die Restsäurekapazität im Tropfkörperablauf genannt, die erforderlich sind um eine Hemmung der Nitrifikation auszuschließen. Nach den Untersuchungen an den Nitrifikationstropfkörper der Al Aweer STP in Dubai, VAE, sollte die Säurekapazität im Tropfkörperablauf 0,5 mmol/l nicht unterschreiten, vgl. 4.4.2.6. Mit einem stöchiometrischen Verhältnis von 0,14 mmol/mg $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{eliminiert}}$, ergibt sich die Säurekapazität im Tropfkörperablauf wie folgt:

$$S_{KS,AT} = S_{KS,ZT} - (S_{NH_4,ZT} - S_{NH_4,AT}) \cdot 0,14 \quad [\text{mmol/l}] \quad (29)$$

mit: $S_{KS,AT}$: Säurekapazität im Tropfkörperablauf; Richtwert $\geq 0,5$ mmol/l [mmol/l]
 $S_{KS,ZT}$: Säurekapazität im Tropfkörperzulauf [mmol/l]
 $S_{NH_4,ZT}$: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Tropfkörperzulauf [mg/l]
 $S_{NH_4,AT}$: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Tropfkörperablauf [mg/l]

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Tropfkörperablauf ist als Ergebnis der Tropfkörperbemessung zu entnehmen. Bei der nach Gleichung (29) berechneten Reduktion der Säurekapazität wird die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Elimination durch Inkorporation in die Biomasse nicht berücksichtigt, was als zusätzliche Sicherheit dienen kann.

5.2.6 Einfluss des Salzgehalts

Neben Industrieeinleitungen können u.a. auch die Verwendung von aufbereitetem Meer- und Brackwasser in der Wasserversorgung sowie die Intrusion von salzhaltigem Grundwasser in das Kanalnetz in Küstenregionen zu erhöhten Salzgehalten im Abwasser führen. Dabei sind Stoßbelastungen bei kommunalem Abwasser i.d.R. von untergeordneter Bedeutung [*DWA-Themenband, 2016*].

Wie durch Untersuchungen an einer halbtechnischen Tropfkörperanlage gezeigt werden konnte, haben konstant erhöhte Salzgehalte bis einschließlich 10 g/l NaCl keine negativen Auswirkungen auf die Kohlenstoffelimination in Tropfkörpern (vgl. 4.7). Des Weiteren ergab eine Literaturstudie, dass sich auch die autotrophen Bakterien an konstant erhöhte Salzgehalte bis 10 g/l NaCl adaptieren können und sich so negative Auswirkungen auf die Nitrifikation in Tropfkörpern vermeiden lassen (vgl. 2.6.6). Bei konstant erhöhten Salzgehalten bis 10 g/l NaCl ist demnach keine Anpassung der Tropfkörperbemessung erforderlich. Nach *Dincer and Kargi, 1999* ist bei Schwankungen von ≥ 5 g/l NaCl mit Störungen der Biozönose zu rechnen, so dass Maßnahmen zum Ausgleich des Salzgehalts getroffen werden sollten.

5.2.7 Methodik und Ablauf der Bemessung

Die Bemessung einer Tropfkörperanlage nach dem hier vorgeschlagenen Bemessungsansatz erfolgt iterativ, da sich die gewählte Tropfkörperkonfiguration - Höhe, Durchmesser und Anzahl - auf andere bemessungsrelevante Parameter und damit auf die berechneten Ablaufkonzentrationen auswirkt. Der in Abbildung 46 dargestellte Bemessungsweg stellt somit einen Rechenlauf dar, der Anhand des Vergleichs zwischen den berechneten mit den geforderten Ablaufwerten ggf. mit angepassten Eingangsgrößen zu wiederholen ist.

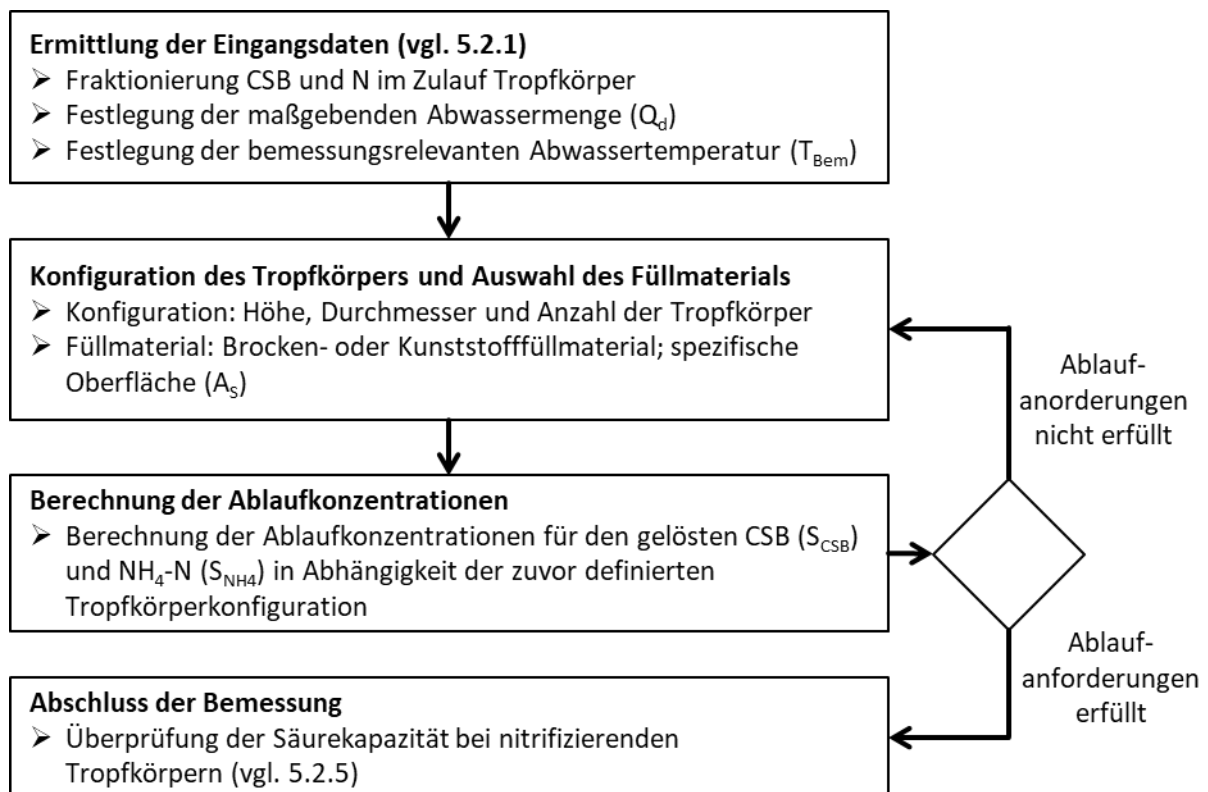


Abbildung 46: Ablauf der Bemessung von Tropfkörpern

Aus Abbildung 46 leitet sich folgende Empfehlung zum Bemessungsablauf ab:

- **Schritt 1: Definition der Abwassercharakteristik und Menge**

Hierunter fällt die Bestimmung der maßgebenden Bemessungswassermenge (Q_d) sowie der bemessungsrelevanten Abwassertemperatur (T_{Bem}). Zudem ist die Abwassercharakteristik durch eine Fraktionierung des CSB und TKN zu definieren und daraus die Eingangswerte für den Bemessungsansatz $S_{CSB,abb,ZT}$ und $S_{NH_4,ZT}$ abzuleiten (vgl. 5.2.1).

- **Schritt 2: Definition des Reinigungsziels und Konfiguration der Tropfkörperanlage**

Zunächst ist das Reinigungsziel - Kohlenstoffelimination mit oder ohne Nitrifikation - und die Ablaufqualität bzgl. S_{CSB} und S_{NH_4} zu definieren. Zudem sind die Höhe, der Durchmesser und die Anzahl der Tropfkörper sowie das Füllmaterial - insbesondere dessen spezifische Oberfläche - festzulegen. Nach *ATV-A 281, 2001* hat sich für brockengefüllte Tropfkörper eine Füllmaterialhöhe von 4,0 m bewährt. Beim Einsatz von selbsttragenden Kunststoffpackungen können auch höhere Tropfkörperhöhen realisiert werden. Tropfkörper mit Füllmaterialhöhen unter 4,0 m können insbesondere bei Kunststoffschüttmaterialien erforderlich sein, um ein Kollaps des Füllmaterials aufgrund des Gewichts bei anwachsendem Biofilm zu vermeiden. Neben dem Füllmaterial sollten auch topographische Randbedingungen bei der Festlegung der Tropfkörperhöhe berücksichtigt werden. Bei der Wahl des Tropfkörperdurchmessers ist darauf zu achten, dass über das eingesetzte Drehsprengersystems auch in den äußeren Tropfkörperbereichen eine homogene Abwasserverteilung erreicht wird. Diesbezüglich haben sich Tropfkörper mit Durchmessern ≤ 40 m bewährt [*ATV-Handbuch, 1997; S. 138*]. Hinweise zur Auswahl des Füllmaterials (inkl. spezifischen Oberfläche) in Abhängigkeit des Reinigungsziels finden sich in Kapitel 2.6.2.

- **Schritt 3: Berechnung der Ablaufkonzentrationen**

Der in Kapitel 5.2.2 dargestellte Aufbau des Bemessungsansatzes ist auf die in Schritt 2 gewählte Tropfkörperkonfiguration anzuwenden. Als Eingangswerte für die Berechnung dienen die in Schritt 1 ermittelte Abwasserzusammensetzung und Menge sowie die bemessungsrelevante Abwassertemperatur.

- **Schritt 4: Prüfen der Ablaufkonzentrationen und Anpassung der Tropfkörperkonfiguration**

Die berechneten Ablaufkonzentrationen (Schritt 3) sind mit der erforderlichen Ablaufqualität (Schritt 2) zu vergleichen. Bei Überschreitung der Ablaufanforderungen ist die Tropfkörperkonfiguration (Schritt 2) anzupassen und mit Schritt 3 „Berechnung der Ablaufkonzentrationen“ fortzufahren. Schritte 2 bis 4 wiederholen sich somit iterativ, bis die gewünschten Ablaufkonzentrationen eingehalten werden. Bei Einhaltung der Ablaufanforderungen kann mit Schritt 5 fortgefahren werden.

- **Schritt 5: Abschluss der Bemessung**

Wird mit den Tropfkörpern das Reinigungsziel Nitrifikation verfolgt, schließt die Bemessung mit einer Überprüfung der Säurekapazität (vgl. 5.2.5).

Für die Auslegung des Drehsprengersystems wird auf die Expertise der Hersteller verwiesen. Erfahrungswerte zur Mindest-Flächenbeschickung für eine weitgehende Füllmaterialbenetzung sowie zur erforderlichen Spülkraft finden sich in Kapitel 2.6.5. Gleiches gilt für die ggf. erforderliche interne Rezirkulation.

Hinweise zur mechanischen Vorreinigung, z.B. über eine Vorklärung oder Feinsiebung, sowie zur Bemessung von (Tropfkörper-)Nachklärbecken können dem Arbeitsblatt *ATV-A 281, 2001* entnommen werden.

5.3 Kalibrierung und Validierung des Bemessungsansatzes

5.3.1 Definition eines kommunalen Modellabwassers

Für die Kalibrierung und Validierung des in Kapitel 5.2.2 vorgestellten Bemessungsansatzes, wird im Folgenden die Zusammensetzung eines typisch kommunalen Abwassers definiert.

Für das Modellabwasser wird die von *Henze et al., 2002* definierte Zusammensetzung eines „moderat belasteten“ Abwassers im Rohzulauf einer kommunalen Kläranlage angesetzt, vgl. Tabelle 26. Nach den Empfehlungen des *ATV-A 281, 2001* sollte die mechanische Abwasserbehandlung bei Tropfkörperanlagen eine Vorklärung umfassen, die für eine Durchflusszeit von mindestens 1,5 - 2 h bemessen sein sollte. Für eine solche Vorklärung kann gemäß *DWA-A 131, 2016* eine Abscheideleistung von 55 % bzgl. des partikulären CSB (X_{CSB}) und 10 % bzgl. des TKN (C_{KN}) angenommen werden. Über die Abscheideleistung der Vorklärung lassen sich die Konzentrationen im Zulauf zur biologischen Stufe bestimmen. Weiterhin wird die in Kapitel 5.2.1 dargestellte Fraktionierung des CSB im Zulauf zur biologischen Stufe nach *DWA-A 131, 2016* angewendet.

In Bezug auf den zu nitrifizierenden Stickstoff wird davon ausgegangen, dass 2 mg/l des organisch gebundenen Stickstoffs aus dem Zulauf refraktär und damit unverändert im Ablauf der Nachklärung wieder zu finden sind ($S_{orgN,AN}$) [*DWA-A 131, 2016*]. Für den restlichen organisch gebundenen Stickstoff wird angenommen, dass dieser über Hydrolyse und Ammonifikation als NH_4-N der Nitrifikation bzw. der Inkorporation in die Biomasse zur Verfügung steht.

Tabelle 26: Modellabwasser nach *Henze et al., 2002* ("moderat belastetes kommunales Abwasser") im Rohzulauf; Zulauf zur biologischen Stufe: Berücksichtigung einer Vorklärung mit 1,5 - 2 h Aufenthaltszeit und einer Abscheideleistung 55 % X_{CSB} und 10 % C_{KN} [*DWA-A 131, 2016*]; CSB-Fraktionierung nach Kapitel 5.2.1

Parameter	Einheit	Rohzulauf (Henze et al., 2002)	Zulauf biologische Stufe (Fraktioniert nach Kapitel 5.2.1)
C_{CSB}	mg/l	530	354
S_{CSB}	mg/l	210	210
X_{CSB}	mg/l	320	144
$X_{CSB,inert}$	mg/l	-	27,0 bis 47,3
$S_{CSB,inert}$	mg/l	-	17,3 bis 34,5
C_{KN}	mg/l	50	45
$S_{orgN,AN}$	mg/l	2,0	2,0

Die in Tabelle 26 dargestellte Abwasserzusammensetzung deckt sich weitgehend mit den im Rahmen des EXPOVAL-Verbundprojekts an weltweit 19 Kläranlagen ermittelten mittleren Konzentrationen im Rohzulauf von 570 mg/l CSB und 51 mg/l N_{ges} [*DWA-Themenband, 2016; S. 28, Tabelle 3.1*]. Auch in Deutschland konnte im 29. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen der DWA mit einer mittleren CSB-Konzentration von 547 mg/l und N_{ges} von 50,3 mg/l im Rohzulauf vergleichbare Werte festgestellt werden [*DWA-Leistungsvergleich, 2016*].

Wird für einen Vergleich mit Literaturwerten die BSB_5 -Raumbelastung benötigt, so wird im Folgenden davon ausgegangen, dass das BSB_5 :CSB-Verhältnis des Modelabwassers im Zulauf zur biologischen Stufe 1:2 beträgt.

5.3.2 Kalibrierung $k_{CSB,15}$ und Θ_{CSB}

Im Folgenden soll die kinetische Konstante ($k_{CSB,15}$) sowie der zugehörige Temperaturfaktor (Θ_{CSB}) für die Bemessung von Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination ermittelt werden (s. 5.2.3).

Kalibrierung anhand von Betriebsdaten brockengefüllter Tropfkörper bei 15 °C

Um zunächst $k_{CSB,15}$ bestimmen zu können, werden die von *Imhoff, 1979* ermittelten Leistungskurven von brockengefüllten Tropfkörpern des Ruhrverbandes (Deutschland) als Referenzwerte herangezogen. Wie Erfahrungen zeigen, liegt die Abwassertemperatur hierzulande im Bereich von rd. 8 bis 20 °C [*DWA, 2016*], so dass den Betriebswerten von

Imhoff, 1979 eine mittlere Abwassertemperatur von 15 °C zugeordnet werden kann. Da *Imhoff, 1979* bei der Darstellung der Leistungskurven auf die Angabe der Abwassercharakteristik im Zulauf verzichtet hat, wird für die Anwendung des Bemessungsansatzes die in Kapitel 5.3.1 definierte Zusammensetzung eines „moderat belasteten kommunalen Abwassers“ nach *Henze et al., 2002* angenommen. Dazu wird der CSB im Zulauf zur biologischen Stufe nach den in Kapitel 5.2.1 dargestellten Vorgaben des *DWA-A 131, 2016* fraktioniert. Nach den Empfehlungen des *DWA-A 131, 2016* wurde der gelöste inerte CSB mit 5 % des CSB ($S_{\text{CSB,inert}} = 0,05 \cdot C_{\text{CSB,ZB}}$) und der partikuläre inerte CSB mit 25 % des partikulären CSB ($X_{\text{CSB,inert}} = 0,25 \cdot X_{\text{CSB,ZB}}$) abgeschätzt. Die Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur biologischen Stufe (= Zulauf Tropfkörper) sowie der über die CSB-Fraktionierung erhaltenen Eingangswert für den Bemessungsansatz ($S_{\text{CSB,abb,ZT}}$) werden in Tabelle 27 zusammengestellt.

Tabelle 27: Abwasserzusammensetzung für die Kalibrierung des Bemessungsansatzes; organische Belastung eines „moderat belasteten kommunalen Abwassers“ nach *Henze et al., 2002* (vgl. 5.3.2) und Fraktionierung des CSB nach Kapitel 5.2.1

$C_{\text{CSB,ZB}} = 354 \text{ mg/l}$ (CSB:BSB₅ = 2:1)			
$S_{\text{CSB,abb,ZB}}$ 192 mg/l	$S_{\text{CSB,inert,ZB}}$ 17,7 mg/l	$X_{\text{CSB,abb,ZB}}$ 108 mg/l	$X_{\text{CSB,inert,ZB}}$ 36,0 mg/l
$S_{\text{CSB,abb,ZT}} = S_{\text{CSB,abb,ZB}} + X_{\text{CSB,abb,ZB}} = 192 \text{ mg/l} + 108 \text{ mg/l} = 300 \text{ mg/l}$			

Um den Bemessungsansatz anwenden zu können, ist die Konfiguration eines Tropfkörpers erforderlich. Analog zu den von *Imhoff, 1979* untersuchten Tropfkörpern, wird auch für den Bemessungsansatz eine Brockenfüllung mit einer spezifischen Oberfläche von 90 m²/m³ angenommen. Die Tropfkörperhöhe (H_{TK}) wird gemäß den Empfehlungen des *ATV-A 281, 2001* zu 4,0 m gewählt. Der Durchmesser des Tropfkörpers wird auf 30 m festgelegt. Das Tropfkörpervolumen (V_{TK}) berechnet sich dann zu 2.827 m³ und die Tropfkörperoberfläche (A_{TK}) zu 707 m².

Um mit der dargestellten Abwasserzusammensetzung sowie der vorgegebenen Tropfkörperkonfiguration verschiedene organische Raumbelastungen ($B_{\text{R,BSB}}$) zu realisieren, wird die zu behandelnde Abwassermenge (Q_{d}) entsprechend angepasst. Um von den CSB-

Kapitel 5: Entwicklung eines Bemessungsansatzes

Konzentrationen auf eine BSB₅-Raumbelastung schließen zu können, wird ein BSB₅:CSB-Verhältnis von 0,5 angesetzt, s. Tabelle 28.

Tabelle 28: Anpassung der zu behandelnden Abwassermenge, für die Einstellung verschiedener BSB₅-Raumbelastungen ($V_{TK} = 2.827 \text{ m}^3$; $C_{BSB_5, ZT} = 177 \text{ mg/l}$)

Q _d	m ³ /d	800	1.600	3.190	4.790	6.390	7.990
B _{R,BSB}	kg/(m ³ ·d)	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
Q _d	m ³ /d	9.580	11.180	12.780	14.380	15.970	17.570
B _{R,BSB}	kg/(m ³ ·d)	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,1

Da die modifizierte Velz Gleichung ursprünglich für den gelösten BSB₅ entwickelt wurde, existieren bislang keine kinetischen Konstanten, um mit dieser Gleichung die CSB-Elimination berechnen zu können. Jedoch liefern die von *Parker and Merril, 1984* und *Richards and Reinhart, 1986* angegebenen $k_{BSB,20}$ -Werte im Bereich von 0,00140 bis 0,00231 (m/h)^{0,5} einen Hinweis in welchem Bereich ein geeigneter $k_{CSB,15}$ -Wert liegen kann. Wird überschlägig davon ausgegangen, dass für jeden BSB₅ rund das doppelte an CSB eliminiert wird, kann $k_{CSB,15}$ im Bereich von 0,003 bis 0,005 (m/h)^{0,5} vermutet werden.

Abbildung 47 stellt die über den Bemessungsansatz bei verschiedenen kinetischen Konstanten berechnete CSB-Elimination, den Leistungskurven brockengefüllter Tropfkörper nach *Imhoff, 1979* gegenüber. Abbildung 48 stellt ergänzend die vom Bemessungsansatz ausgegebenen sowie die von *Imhoff, 1979* publizierten CSB-Konzentrationen im Tropfkörperablauf dar. Der Übersichtlichkeit wegen, werden im Folgenden die $k_{CSB,15}$ -Werte von 0,0030, 0,0040 und 0,0050 (m/h)^{0,5} dargestellt. Sowohl in Abbildung 47 als auch in Abbildung 48 wurden die Zwischenergebnisse der in Tabelle 28 definierten Berechnungspunkte linear interpoliert.

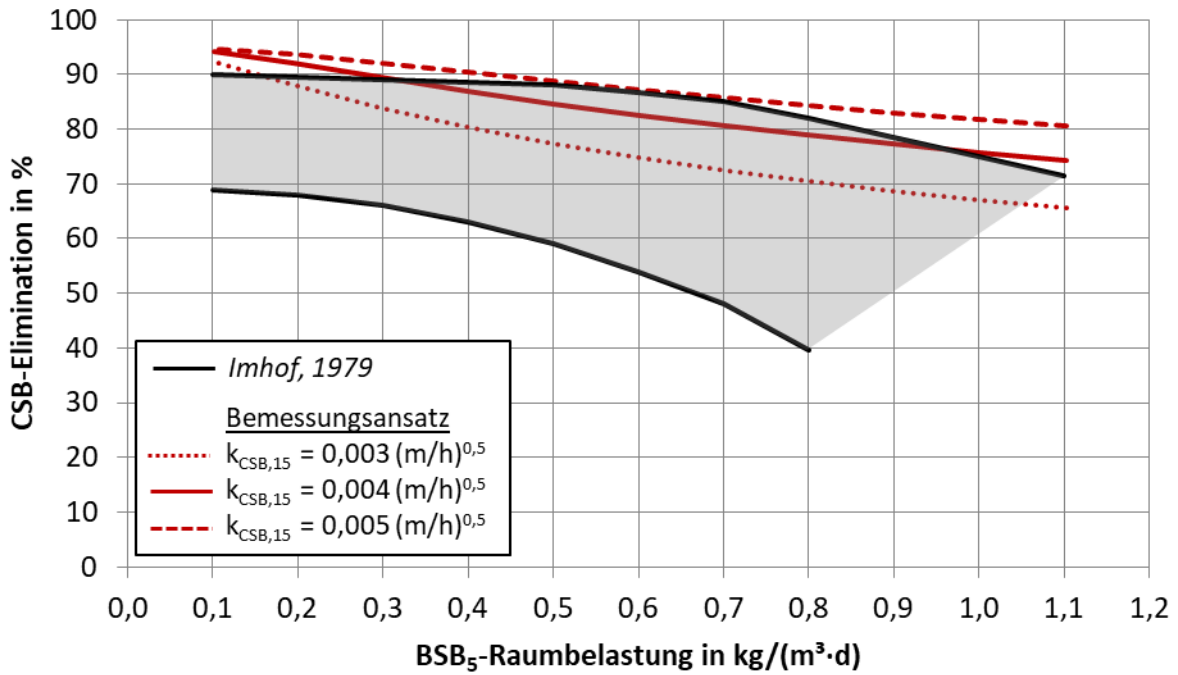


Abbildung 47: CSB-Elimination brockengefüllter Tropfkörper bei 15 °C; Leistungskurven nach *Imhoff, 1979* und der Ergebnisse des eigenen Bemessungsansatzes bei verschiedenen kinetischen Konstanten ($k_{CSB,15}$)

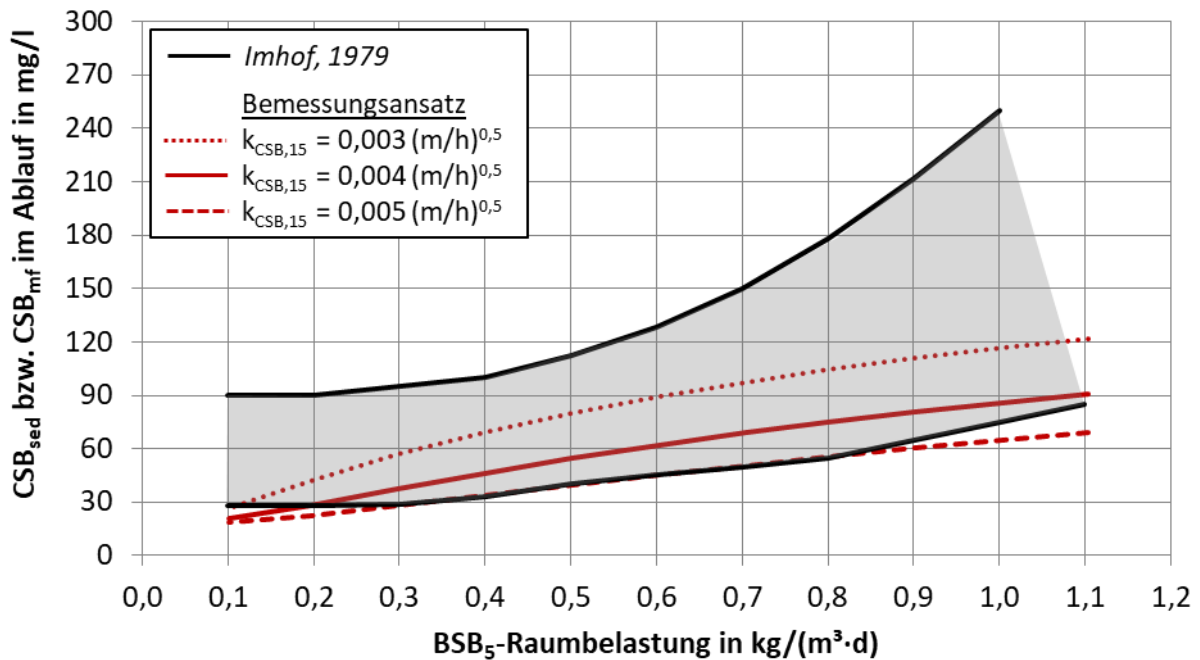


Abbildung 48: CSB-Konzentration im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper bei 15 °C; *Imhoff, 1979*: CSB im Ablauf der Nachklärung zusätzlich für 2 h im Labor abgesetzt; eigener Bemessungsansatz: gelöster (membranfiltrierter) CSB

Unter Verwendung von $k_{\text{CSB},15}$ -Werten im Bereich von $0,0030$ bis $0,0050 \text{ (m/h)}^{0,5}$, liegen die mit dem Bemessungsansatz ermittelte CSB-Elimination sowie die CSB-Ablaufkonzentrationen überwiegend in den von *Imhoff, 1979* angegebenen Leistungsgrenzen brockengefüllter Tropfkörper bei $15 \text{ }^\circ\text{C}$, vgl. Abbildungen 47 und 48. Hierbei bildet ein $k_{\text{CSB},15}$ -Wert von $0,0050 \text{ (m/h)}^{0,5}$ annähernd die obere Leistungsgrenze der CSB-Elimination sowie die Untergrenze der CSB-Ablaufkonzentrationen ab. Jedoch wird ab ca. $0,8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ der Leistungsbereich von *Imhoff, 1979* verlassen, was darauf hindeutet, dass die Leistungsfähigkeit unter Verwendung eines $k_{\text{CSB},15}$ -Werts von $0,0050 \text{ (m/h)}^{0,5}$ bei hohen Raumbelastungen überschätzt wird. Ein $k_{\text{CSB},15}$ -Werten von $0,0030 \text{ (m/h)}^{0,5}$ tendiert hingegen vor allem bei BSB_5 -Raumbelastungen über ca. $0,4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ in den mittleren Bereich der von *Imhoff, 1979* bestimmten Leistungsgrenzen.

In Bezug auf die CSB-Ablaufkonzentration muss grundsätzlich darauf hingewiesen werden, dass sich die von *Imhoff, 1979* angegebenen Konzentrationen auf sedimentierte Proben im Ablauf der Nachklärung beziehen, die zusätzlich für 2 h im Labor abgesetzt wurden. Die vom Bemessungsansatz ausgegebenen CSB-Ablaufkonzentrationen beziehen sich hingegen auf den gelösten (membranfiltrierten) CSB und sind damit tendenziell niedriger.

Darüber hinaus kann festgestellt werden, dass Kurven der CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen und damit auch die Kurven der CSB-Elimination bei niedrigen BSB_5 -Raumbelastungen im Bereich ca. $\leq 0,3 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ konvergieren. Die Konvergenz der berechneten Kurven in diesem Bereich lässt sich damit erklären, dass der gelöste abbaubare CSB weitgehend abgebaut wurde und sich die CSB-Ablaufkonzentration dem gelösten inerten CSB annähert. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen von *Vestner, 2003*, der darauf hinweist, dass die gelöste CSB Fraktion im Ablauf schwach belasteter Tropfkörper dem inerten gelösten CSB gleichzusetzen ist.

Da die Leistungsgrenzen nach *Imhoff, 1979* eine relativ große Spanne aufweisen, kann der $k_{\text{CSB},15}$ -Wert nicht eindeutig mit diesen Daten bestimmt werden. Um den geeigneten $k_{\text{CSB},15}$ -Wert genauer bestimmen zu können, wird der Bemessungsansatz im Folgenden noch auf die von *Pressinotti, 2010* ermittelten Leistungskurven eines halbtechnischen Tropfkörpers mit Brockenfüllung angewendet.

Kalibrierung anhand von Betriebsdaten brockengefüllter Tropfkörper bei 25 °C

Pressinotti, 2010 konnte an einem halbtechnischen Tropfkörper mit Brockenfüllung die Kohlenstoffelimination in Abhängigkeit der organischen Raumbelastung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C untersuchen (s. auch 2.6.3). Anhand dieser Daten soll der $k_{\text{CSB},15}$ -Wert weiter eingegrenzt werden. Aufgrund der erhöhten Abwassertemperatur von 25 °C, kann der $k_{\text{CSB},15}$ -Wert (kinetische Konstante bei 15 °C), jedoch nicht unabhängig vom Temperaturfaktor (Θ_{CSB}) evaluiert werden.

Wie in Kapitel 2.5.1 gezeigt wurde, konnte in verschiedenen Studien Θ_{CSB} zu 1,025 bis 1,049 bestimmt werden. Dabei kann die Mehrheit der Untersuchungen den häufig für die Tropfkörperbemessung eingesetzten Θ_{CSB} -Wert von 1,035 bestätigen. Im Folgenden wird deshalb für die Korrektur der kinetischen Konstante in Abhängigkeit der Abwassertemperatur ein Θ_{CSB} -Wert von 1,035 angesetzt. Vor diesem Hintergrund handelt es sich beim Temperaturfaktor streng genommen bereits hier um eine Validierung.

Um den Bemessungsansatz anwenden zu können, werden die Abmessungen des halbtechnischen Tropfkörpers von *Pressinotti, 2010* angesetzt. Der Tropfkörper hatte eine Höhe von 3,9 m, einen Durchmesser von 2,5 m ($V_{\text{TK}} = 19,1 \text{ m}^3$; $A_{\text{TK}} = 4,9 \text{ m}^2$) und war zur Hälfte mit Lavaschlackebrocken, mit einer spezifischen Oberfläche von $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$, befüllt.

Die Abwassermenge und Zusammensetzung wurden den von *Pressinotti, 2010* erhobenen Betriebsdaten entnommen und sind in Anhang 7 zusammengestellt. Die Fraktionierung des CSB erfolgt nach den Hinweisen in Kapitel 5.2.1. Entsprechend der Empfehlung des *DWA-A 131, 2016* wurde der partikuläre inerte CSB mit 25 % des partikulären CSB ($X_{\text{CSB},\text{inert,ZB}} = 0,25 \cdot X_{\text{CSB,ZB}}$) abgeschätzt. Da der inerte gelöste CSB im Zulauf unverändert im Ablauf wiederzufinden ist, spielt dieser eine wichtige Rolle für die erzielbaren CSB-Ablaufkonzentrationen. Nach *Vestner, 2002* ist der gelöste CSB im Ablauf schwach belasteter Tropfkörper der inerten gelösten CSB-Fraktion gleichzusetzen. Eine Auswertung der CSB-Ablaufkonzentrationen des halbtechnischen Tropfkörpers bei BSB_5 -Raumbelastungen im Bereich $\leq 0,2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ergab, dass der inerte gelöste CSB mit einem Anteil von 7,5 % des CSB im Zulauf abgeschätzt werden kann ($S_{\text{CSB},\text{inert,ZB}} = 0,075 \cdot C_{\text{CSB,ZB}}$). Dieser Anteil liegt im Bereich der vom *DWA-A 131, 2016* angegebenen Spanne von 5 bis 10 % in Bezug auf den CSB im Zulauf zur biologischen Stufe.

Wie im Vergleich mit den von *Imhoff, 1979* ermittelten Leistungskurven bereits festgestellt wurde, wird mit einem $k_{\text{CSB},15}$ -Wert von $0,0050 \text{ (m/h)}^{0,5}$ die CSB-Elimination brockengefüllter Tropfkörper tendenziell überschätzt (s. Abbildung 47). Aus diesem Grund wurden für eine weitergehende Betrachtung $k_{\text{CSB},15}$ -Werte von $0,0030$, $0,0035$, $0,0040$ und $0,0045 \text{ (m/h)}^{0,5}$ angesetzt. Abbildung 49 stellt die von *Pressinotti, 2010* gemessenen den über den Bemessungsansatz ermittelten CSB-Ablaufkonzentrationen gegenüber. Hierbei wurden Regressionsgeraden eingesetzt um leichter einen Überblick über die Verteilung der Datenpunkte zu erhalten.

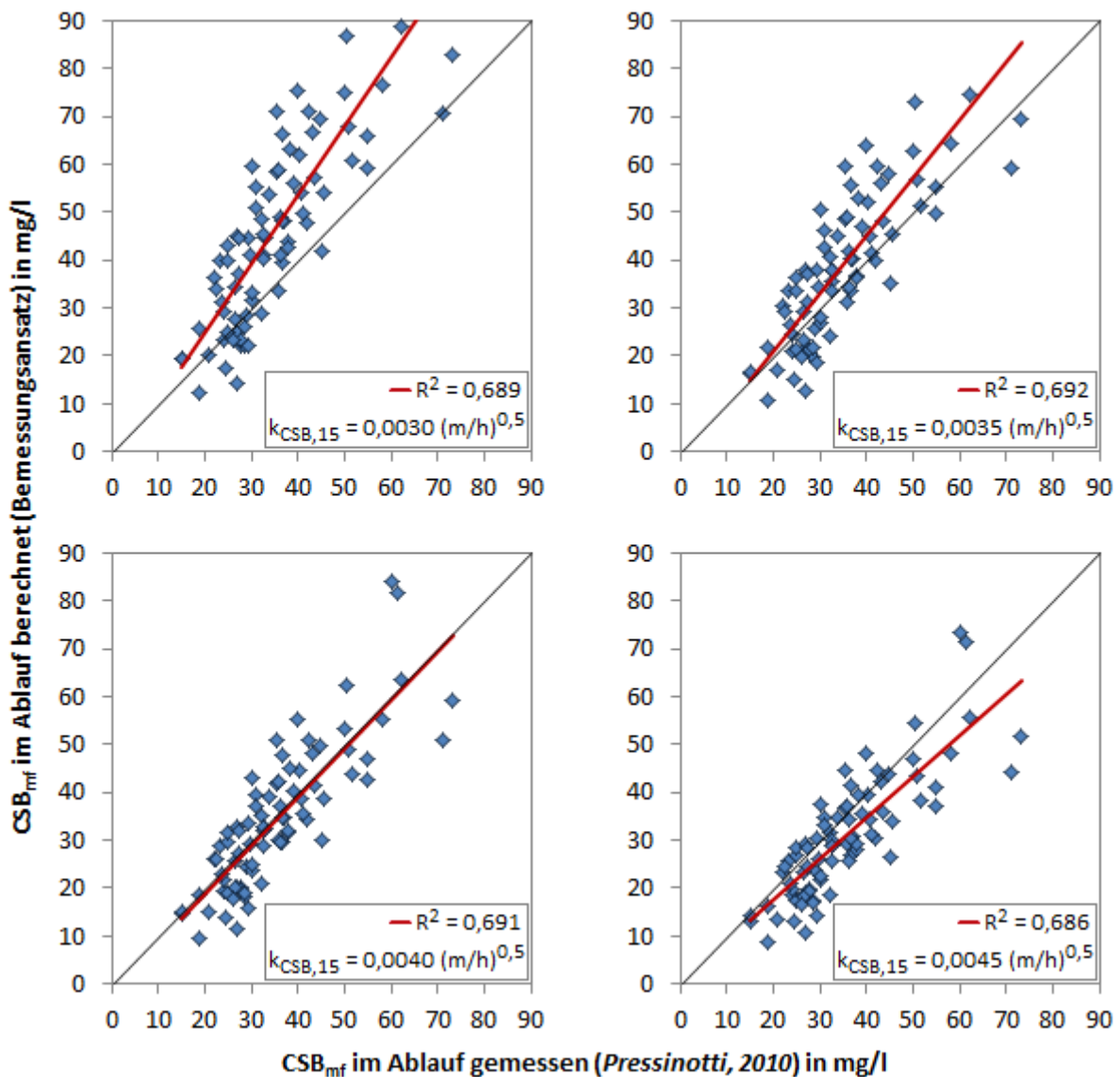


Abbildung 49: Vergleich der von Pressinotti, 2010 gemessenen mit den über den eigenen Bemessungsansatz bei verschiedenen $k_{CSB,15}$ -Werten ($0,0030$, $0,0035$, $0,0040$ und $0,0045 \text{ (m/h)}^{0,5}$) berechneten CSB-Ablaufkonzentrationen für den halbertechnischen Tropfkörper mit Brockenfüllung bei einer Abwassertemperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$; Der Temperaturfaktor wurde mit $\Theta_{CSB} = 1,035$ angesetzt

Wie den Bestimmtheitsmaßen in Abbildung 49 entnommen werden kann, beschreiben die einzelnen Regressionsgeraden die Datenreihen in etwa gleich gut. Des Weiteren ist zu sehen, dass mit einem $k_{CSB,15}$ -Wert von $0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ die beste Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den berechneten CSB-Ablaufkonzentrationen erzielt werden kann. Dabei ergibt sich für einen $k_{CSB,15}$ -Wert von $0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ eine mittlere Abweichung zwischen gemessener und berechneter CSB-Ablaufkonzentration von $6,6 \text{ mg/l}$. Für die $k_{CSB,15}$ -Werte

Kapitel 5: Entwicklung eines Bemessungsansatzes

von $0,0030$, $0,0035$ und $0,0045$ $(\text{m/h})^{0,5}$ liegt die Abweichung mit $13,3$, $8,3$ und $6,9$ mg/l entsprechend höher.

Für einen genaueren Vergleich werden in Abbildung 50 die von *Pressinotti, 2010* in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung ermittelten Vertrauensbereiche der CSB-Ablaufkonzentration und CSB-Elimination des halbtechnischen Tropfkörpers den Ergebnissen des Bemessungsansatzes mit einem $k_{\text{CSB},15}$ -Wert von $0,0040$ $(\text{m/h})^{0,5}$ gegenübergestellt.

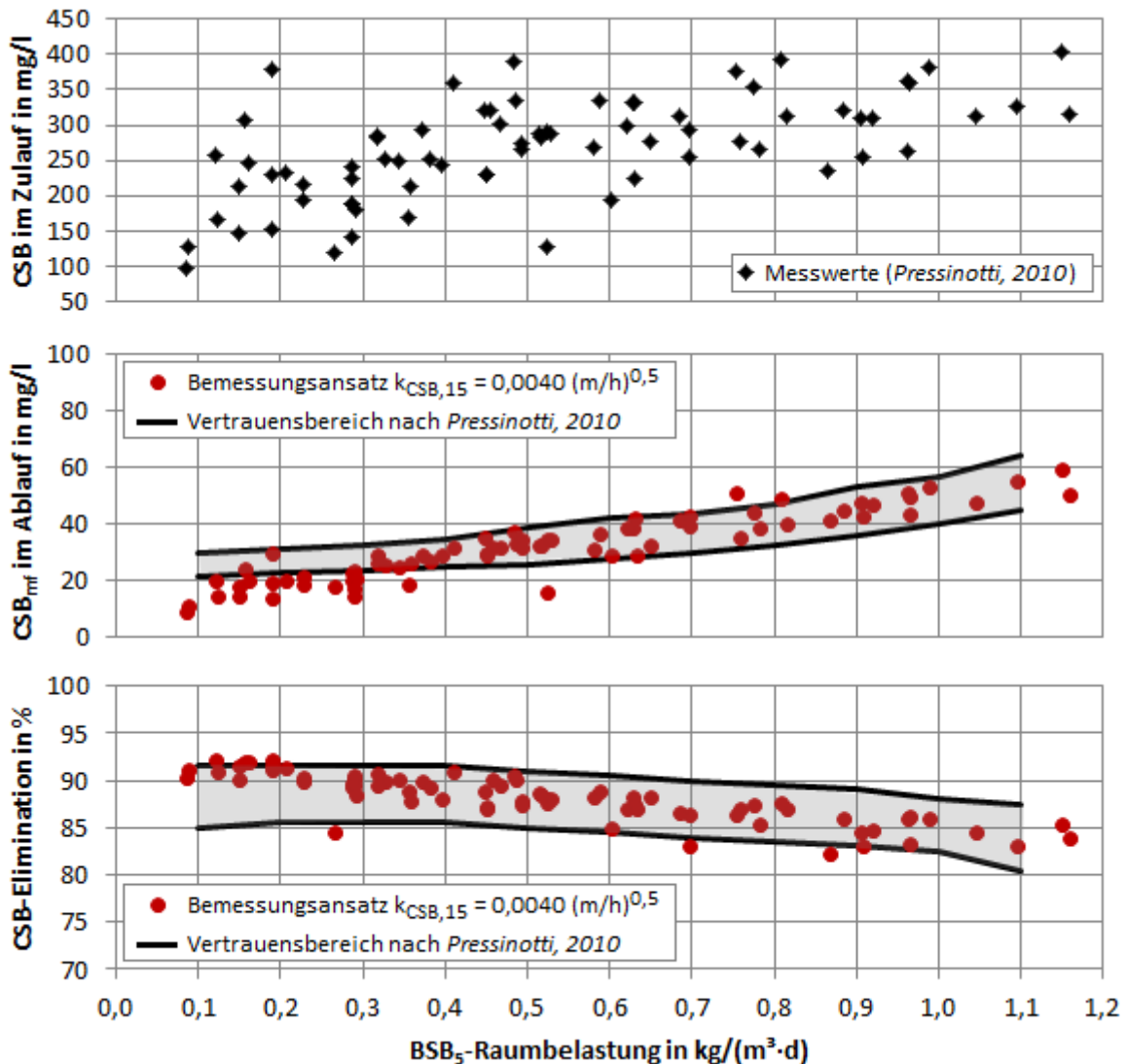


Abbildung 50: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination des halbtechnischen Tropfkörpers mit Brockenfüllung bei einer Abwassertemperatur von 25 $^{\circ}\text{C}$. Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes bei einem $k_{\text{CSB},15}$ -Wert von $0,0040$ $(\text{m/h})^{0,5}$; Temperaturfaktor Bemessungsansatz: $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$

Wie zu erwarten war, zeigt Abbildung 50 eine gute Übereinstimmung zwischen den über den Bemessungsansatz mit einem $k_{\text{CSB},15}$ -Wert von $0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ berechneten CSB-Ablaufkonzentrationen und den von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereichen. Das gleiche gilt für die, über die CSB-Ablaufkonzentrationen berechnete, CSB-Elimination.

Bei genauerer Betrachtung fällt jedoch auf, dass bei niedrigen Raumbelastungen im Bereich $\leq 0,3 \text{ kg/(m}^3\cdot\text{d)}$ die CSB-Ablaufkonzentrationen am unteren Ende bzw. gehäuft auch unter dem Vertrauensbereich von *Pressinotti, 2010* liegen. Diesbezüglich konnte in Kapitel 4.5.1 bereits festgestellt werden, dass bei niedrigen Raumbelastungen der Temperatureinfluss vermutlich geringer ausfällt als bei hohen Raumbelastungen. Dieser Zusammenhang wird über den festen Temperaturfaktor im Bemessungsansatz nicht wiedergegeben. Wie in Kapitel 5.3.4 bei der Validierung des $k_{\text{CSB},15}$ -Werts in Verbindung mit dem Temperaturfaktor gezeigt werden kann, lassen sich jedoch auch mit dem konstanten Temperaturfaktor durchaus plausible Ergebnisse erzielen.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass mit einem $k_{\text{CSB},15}$ -Wert von $0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ sowohl die Leistungsbereiche brockengefüllter Tropfkörper nach *Imhoff, 1979* (s. Abbildung 47 und 48) als auch die von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper abgeleiteten Vertrauensbereiche gut wiedergegeben werden können. Des Weiteren konnte mit den Betriebsdaten von *Pressinotti, 2010* gezeigt werden, dass ein Temperaturfaktor von $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$ zur Korrektur des $k_{\text{CSB},15}$ -Wert geeignet ist.

Eine Validierung der kinetischen Konstante und des Temperaturfaktors erfolgt in Kapitel 5.3.5.

5.3.3 Kalibrierung $k_{\text{NH}_4,15}$

Im Folgenden soll die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Umsatzrate ($k_{\text{NH}_4,15}$) für die Bemessung von Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Nitrifikation ermittelt werden. Hierbei gilt es zu berücksichtigen, dass zunächst die Bemessungsgleichung für die Nitrifikation (s. 5.2.4) mit der Bemessungsgleichung für die Kohlenstoffelimination (s. 5.2.3) verbunden werden muss. Wie in Kapitel 5.2.2 erläutert wurde, orientiert sich die Verknüpfung der Gleichungen an der, über die angepasste modifizierte Velz Gleichung berechnete, Konzentration des gelösten biologisch abbaubaren CSB ($S_{\text{CSB,abb}}$). Diesbezüglich wird im Folgenden die $S_{\text{CSB,abb}}$ -Konzentration bestimmt, ab der die Nitrifikation im Tropfkörper über die Anwendung der weiterentwickelte Gujer-und-Boller-Gleichung zu berechnen ist.

Kapitel 5: Entwicklung eines Bemessungsansatzes

Referenzwerte für die Nitrifikation in Tropfkörpern unter gemäßigten Abwassertemperaturen in Deutschland liefert *Wolf, 1984*. Er ermittelte den Grad der Nitrifikation über den Nitratanteil im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}}/(\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} + \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})$) in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung (s. auch Abbildung 7 in 2.6.3). *Wolf, 1984* gibt dabei an, dass seine Daten bei Abwassertemperaturen $> 10\text{ °C}$ gewonnen wurden. Wie bereits in Kapitel 5.3.2 dargelegt wurde, liegt die Abwassertemperatur hierzulande im Bereich von rund 8 bis 20 °C [*DWA, 2016*], so dass auch den von *Wolf, 1984* ermittelten Werten eine mittlere Abwassertemperatur von 15 °C zugrunde gelegt werden kann.

Da *Wolf, 1984* keine Angaben zur Abwassercharakteristik im Zulauf der von ihm untersuchten Anlagen macht, wird für die Anwendung des Bemessungsansatzes erneut auf die in Kapitel 5.3.2 definierte Zusammensetzung eines „moderat belasteten kommunalen Abwassers“ nach *Henze et al., 2002* zurückgegriffen und die in Kapitel 5.2.1 dargestellte Fraktionierung des CSB angewendet. Bezüglich des organisch gebundenen Stickstoffs wird davon ausgegangen, dass 2 mg/l unverändert in den Ablauf gelangen. Der restliche organisch gebundene Stickstoff wird über Hydrolyse und Ammonifikation der Nitrifikation bzw. der Stickstoffelimination über Inkorporation zugänglich gemacht. Die Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur biologischen Stufe (= Zulauf Tropfkörper) sowie die über die CSB- und TKN-Fraktionierung erhaltenen Eingangswerte für den Bemessungsansatz, werden in Tabelle 28 zusammengestellt.

Tabelle 29: Abwasserzusammensetzung eines „moderat belasteten kommunalen Abwassers“ nach *Henze et al., 2002* (vgl. 5.3.2) und Fraktionierung des CSB und TKN nach Kapitel 5.2.1

Fraktionierung des CSB			
$C_{\text{CSB,ZB}} = 354\text{ mg/l}$ (CSB:BSB₅ = 2:1)			
$S_{\text{CSB,abb,ZB}}$ 192 mg/l	$S_{\text{CSB,inert,ZB}}$ 17,7 mg/l	$X_{\text{CSB,abb,ZB}}$ 108 mg/l	$X_{\text{CSB,inert,ZB}}$ 36,0 mg/l
$S_{\text{CSB,abb,ZT}} = S_{\text{CSB,abb,ZB}} + X_{\text{CSB,abb,ZB}} = 192\text{ mg/l} + 108\text{ mg/l} = 300\text{ mg/l}$			
Fraktionierung des TKN			
$C_{\text{KN,ZB}} = 45\text{ mg/l}$			
$S_{\text{NH}_4,\text{ZT}} = C_{\text{KN,ZB}} - S_{\text{orgN,AN}} = 45\text{ mg/l} - 2\text{ mg/l} = 43\text{ mg/l}$			

Um den Bemessungsansatz anwenden zu können, ist die Konfiguration eines Tropfkörpers erforderlich. Analog zu den von *Wolf, 1984* untersuchten Tropfkörpern, wird auch für den

Bemessungsansatz eine Brockenfüllung mit einer spezifischen Oberfläche von $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$ angenommen. Die Tropfkörperhöhe (H_{TK}) wird gemäß den Empfehlungen des *ATV-A 281, 2001* zu 4,0 m gewählt. Der Durchmesser des Tropfkörpers wird auf 30 m festgelegt. Das Tropfkörpervolumen (V_{TK}) berechnet sich dann zu 2.827 m^3 und die Tropfkörperoberfläche (A_{TK}) zu 707 m^2 .

Um mit der dargestellten Abwasserzusammensetzung sowie der vorgegebenen Tropfkörperkonfiguration verschiedene BSB_5 - ($B_{\text{R,BSB}}$) und TKN-Raumbelastungen ($B_{\text{R,TKN}}$) zu realisieren, wird die zu behandelnde Abwassermenge (Q_d) entsprechend angepasst. Um von den CSB-Konzentrationen auf eine BSB_5 -Raumbelastung schließen zu können, wird ein BSB_5 :CSB-Verhältnis von 0,5 angesetzt. Tabelle 30 stellt für die Beziehung zwischen der Abwassermenge und der Raumbelastung einige Beispiele dar.

Tabelle 30: Anpassung der zu behandelnden Abwassermenge, für die Einstellung verschiedener BSB_5 - und TKN-Raumbelastungen ($V_{\text{TK}} = 2.827 \text{ m}^3$; $C_{\text{BSB}_5,\text{ZT}} = 177 \text{ mg/l}$; $C_{\text{KN,ZT}} = 45 \text{ mg/l}$)

Q_d	m^3/d	800	1.600	3.190	4.790	6.390	7.990
$B_{\text{R,BSB}}$	$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	0,05	0,10	0,20	0,30	0,40	0,50
$B_{\text{R,TKN}}$	$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	0,013	0,025	0,051	0,076	0,102	0,127
Q_d	m^3/d	9.580	11.180	12.780	14.380	15.970	17.570
$B_{\text{R,BSB}}$	$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	1,10
$B_{\text{R,TKN}}$	$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	0,153	0,178	0,203	0,229	0,254	0,280

Wie bereits eingangs erläutert, muss neben der Nitrifikationsrate ($k_{\text{NH}_4,15}$) auch der zugehörige Startpunkt der Nitrifikation in Abhängigkeit der Konzentration an gelöstem abbaubarem CSB ($S_{\text{CSB,abb,Nitrifikation}}$) ermittelt werden. Bezogen auf den in Fließrichtung fortschreitenden CSB Abbau im Tropfkörper bedeutet dies, je niedriger $S_{\text{CSB,abb,Nitrifikation}}$ gewählt wird, desto höher muss $k_{\text{NH}_4,15}$ sein, damit der Bemessungsansatz die gleichen Ablaufkonzentrationen prognostiziert. Diesen Zusammenhang im Blick, wurden für die Bestimmung von $S_{\text{CSB,abb,Nitrifikation}}$ und $k_{\text{NH}_4,15}$ zunächst Literaturangaben zu Nitrifikationsraten in einstufigen Tropfkörpern bei gemäßigten Abwassertemperaturen recherchiert. Basierend auf den $k_{\text{NH}_4,15}$ -Werten wird $S_{\text{CSB,abb,Nitrifikation}}$ iterativ so angepasst, dass sich mit dem Bemessungsansatz vergleichbare Ergebnisse zu dem von *Wolf, 1984* ermittelten Grad der Nitrifikation in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung erzielen lässt.

Gebert, 2001 konnte an einem halbtechnischen Tropfkörper durch die Auswertung von Höhenprofilen die Nitrifikationsrate zu $0,056 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ bzw. bezogen auf die spezifische Oberfläche des Kunststoffmaterials ($100 \text{ m}^2/\text{m}^3$) zu $0,56 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ bestimmen. Darüber hinaus ermittelte er die TKN-Elimination zu $0,69 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Die Abwassertemperatur lag bei seinen Untersuchungen im Mittel bei $14 \text{ }^\circ\text{C}$. Diese Werte decken sich mit der von *Wolf, 1984* ermittelten Nitrifikationsrate in brockengefüllten Tropfkörpern von rund $50 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ bzw. $0,56 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ bezogen auf die spezifische Oberfläche der Brockenfüllung von $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Um den Nitratanteil im Tropfkörperablauf ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}}/(\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} + \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})$) nach dem Bemessungsansatz ermitteln zu können, muss die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Tropfkörperablauf bekannt sein. Um diese berechnen zu können, muss neben der Differenz der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zu- und Ablaufkonzentration, der über Inkorporation in die heterotrophe Biomasse eliminierte Stickstoff berücksichtigt werden. Nach Gleichung (26) in Kapitel 5.2.3 wird die Stickstoffinkorporation mit 2,5 % des abgebauten gelösten abbaubaren CSB abgeschätzt werden. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Tropfkörperzulauf ermittelt sich über die TKN-Fraktionierung (S. Tabelle 28) und die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration wird direkt vom Bemessungsansatz ausgegeben.

In Abbildung 51 wird der über den eigenen Bemessungsansatz ermittelte Nitratanteil im Tropfkörperablauf für $k_{\text{NH}_4,15}$ -Werte von 0,55, 0,65, 0,75 und 0,85 $\text{g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ mit der von *Wolf, 1984* bestimmten Kurve in Abhängigkeit der BSB_5 -Raumbelastung verglichen. Der Startpunkt der Nitrifikation ($S_{\text{CSB,abb,Nitrifikation}}$) wurde jeweils mit $140 \text{ mg/l } S_{\text{CSB,abb}}$ angesetzt. Für die Berechnung des CSB-Abbaus wurde der im Kapitel 5.3.2 ermittelte $k_{\text{CSB,15}}$ -Wert von $0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ eingesetzt.

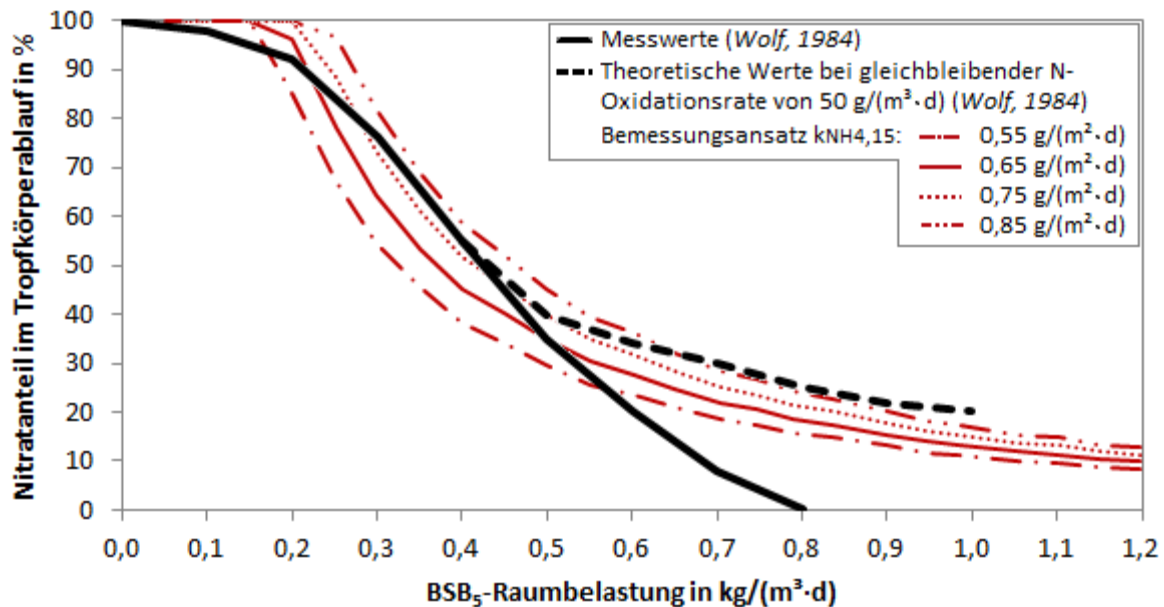


Abbildung 51: Nitratanteil im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper (BR 90 m²/m³) bei 15 °C; Vergleich der Erfahrungswerte nach *Wolf, 1984* mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes bei verschiedenen Nitrifikationsraten ($k_{\text{NH}_4,15}$); Startpunkt der Nitrifikation wurde auf 140 mg/l $S_{\text{CSB,abb}}$ festgesetzt

Wie in Abbildung 51 zu sehen ist, prognostiziert der Bemessungsansatz im Bereich niedriger organischer Raumbelastungen ($< 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) unabhängig von der verwendeten Umsatzrate im Bereich von 0,55 bis 0,85 g NH₄-N/(m²·d) eine vollständige Nitrifikation (Nitratanteil = 100 %). Auch die Kurve nach *Wolf, 1984* weist bei BSB₅-Raumbelastungen $< 0,15 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ mit einem Nitratanteil von $> 95 \%$ auf eine weitgehende Nitrifikation hin. Im Bereich zwischen 0,15 und 0,40 kg BSB₅/(m³·d), lässt sich dann analog zu den Messwerten von *Wolf, 1984*, eine Abnahme der Nitrifikation aufgrund der zunehmenden organischen Belastung erkennen. Dies lässt sich mit der in Kapitel 2.4 geschilderten Konkurrenz zwischen heterotrophen Kohlenstoffoxidierern und autotrophen Nitrifikanten um den gemeinsamen Elektronenakzeptor Sauerstoff erklären, wobei die Kohlenstoffoxidierer mit steigender BSB₅-Raumbelastung zunehmend überlegener sind. In diesem Bereich lässt sich bei einem $k_{\text{NH}_4,15}$ -Wert von 0,75 g NH₄-N/(m²·d) die beste Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen des Bemessungsansatzes und der Kurve nach *Wolf, 1984*, erkennen. Beim Ansatz niedrigerer Umsatzraten ($k_{\text{NH}_4,15}$: 0,45 - 0,65 g NH₄-N/(m²·d)) werden konservativere Bemessungsergebnisse erzielt. Des Weiteren ist zu sehen, dass im Bereich von 0,40 bis 0,60 kg BSB₅/(m³·d), alle Kurven des Bemessungsansatzes über die gemessenen Nitratanteile

nach *Wolf, 1984* hinausgehen und mehr der von *Wolf, 1984* angegebenen theoretisch zu erwartenden Nitrifikation bei konstanten Umsatzraten folgen. Hierzu gibt *Wolf, 1984* zu bedenken, dass bei hohen organischen Belastungen und der Rezirkulation von nitrathaltigem Tropfkörperablauf, häufig Nitrifikation und Denitrifikation gleichzeitig stattfinden. Demnach ist zu erwarten, dass der gemessene Nitratanteil nach *Wolf, 1984* insbesondere bei zunehmender organischer Raumbelastung durch eine simultane Denitrifikation reduziert wurde. Da der Bemessungsansatz keine simultane Denitrifikation berücksichtigt, ist eine Annäherung der prognostizierten Nitratanteile an die von *Wolf, 1984* angegebene theoretische Kurve damit durchaus plausibel.

Für den Bemessungsansatz wird die Umsatzrate fortan zu $k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ gewählt. Mit dieser Umsatzrate wird eine weitgehende Nitrifikation - Nitratanteil im Tropfkörperablauf $\geq 90 \%$ - bei einer organischen Raumbelastung von $\leq 0,21 \text{ kg BSB}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ erzielt. Dies deckt sich auch mit den Bemessungswerten des *ATV-A 281, 2001*, nach denen für Tropfkörper mit einer Brockenfüllung und dem Reinigungsziel Nitrifikation eine BSB_5 -Raumbelastung $\leq 0,20 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ einzuhalten ist ($\text{BSB}_5\text{:TKN}$ -Verhältnis von 4:1 im Zulauf zur biologischen Stufe). Zudem deckt sich dieser Wert nahezu mit der von *Gebert, 2001* bestimmten TKN-Umsatzrate von $0,69 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Es bleibt jedoch festzuhalten, dass diese Umsatzrate nur in Verbindung mit dem angesetzten Startpunkt der Nitrifikation von $S_{\text{CSB,abb,Nitrifikation}} = 140 \text{ mg/l}$ gültig ist. Der vom Bemessungsansatz prognostizierte Reinigungsverlauf in einstufigen Tropfkörpern mit dem Reinigungsziel Nitrifikation, wird im Folgenden dargestellt und erläutert.

Bemessungsansatz: Reinigungsverlauf in Fließrichtung einstufiger nitrifizierender Tropfkörper

Um besser nachvollziehen zu können, wie sich der über den Bemessungsansatz berechnete Abbau des gelösten abbaubaren CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ über die Tropfkörperhöhe darstellt, sind die berechneten Konzentrationsprofile für BSB_5 -Raumbelastungen von 0,20, 0,40 und 0,80 $\text{kg BSB}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ in Abbildung 52 dargestellt. Die Nitrifikationsrate wurde zu $0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und der Startpunkt der Nitrifikation bei 140 mg/l gelöstem abbaubarem CSB festgesetzt. Die Nitratanteile im Tropfkörperablauf können der entsprechenden Kurve in Abbildung 51 entnommen werden.

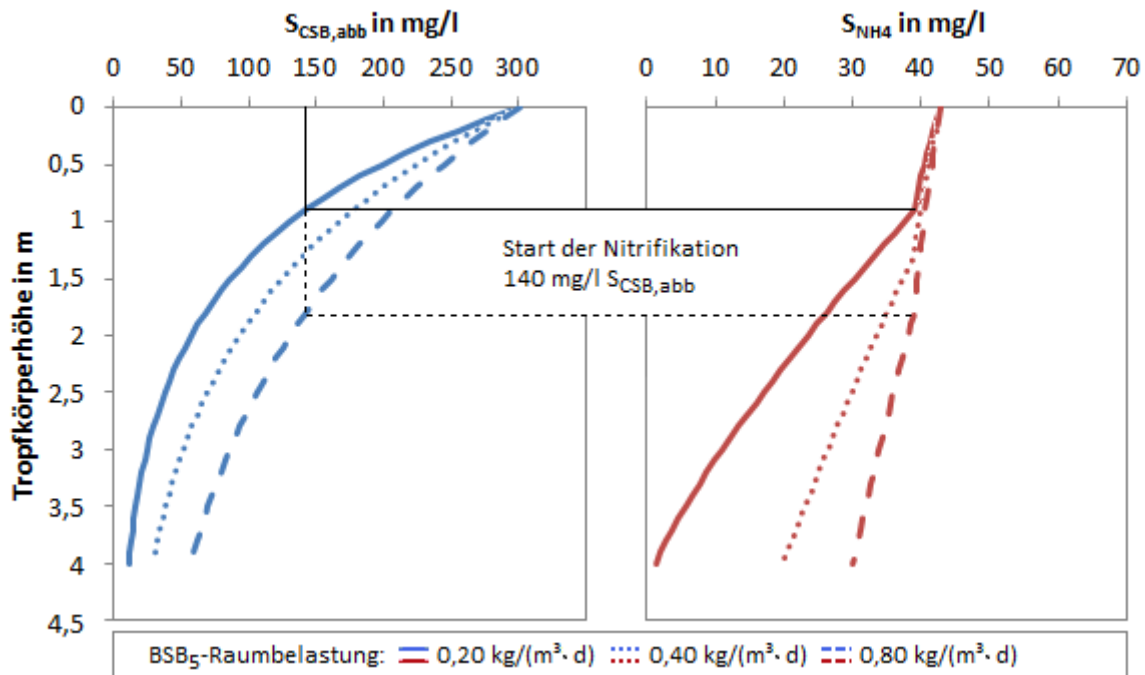


Abbildung 52: Mittels des eigenen Bemessungsansatz berechnete Profile für $S_{CSB,abb}$ und S_{NH4} in Fließrichtung eines 4,0 m hohen Tropfkörpers mit Brockenfüllung ($90 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Randbedingungen: $T = 15 \text{ }^\circ\text{C}$; $k_{CSB,15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$; $k_{NH4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$; Start der Nitrifikation bei $S_{CSB,abb} = 140 \text{ mg/l}$; Abwasserzusammensetzung und Menge können Tabelle 29 bzw. Tabelle 30 entnommen werden

Wie in den Höhenprofilen zu sehen ist, setzt die Nitrifikation in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung nach rund 0,9 bis 1,8 m des 4,0 m hohen Tropfkörpers ein. Bevor eine Abnahme der NH₄-N-Konzentration über Nitrifikation stattfindet, kann in den obersten Tropfkörperschichten ein Rückgang der NH₄-N-Konzentration aufgrund der Stickstoffelimination über Inkorporation beobachtet werden. Ähnliche Verläufe des Abbaus organischer Stoffe und der Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern konnten auch am halbtechnischen Tropfkörper auf der Al Aweer STP bei niedrigen BSB₅-Raumbelastungen gemessen werden (s. Abbildung 35 in 4.4.3.4).

Im Hinblick auf den Startpunkt der Nitrifikation ist festzustellen, dass Literaturangaben von deutlich niedrigeren Konzentrationen an organischen Stoffen für das Einsetzen der Nitrifikation ausgehen. So ist nach dem Biofilmmodell von *Wanner and Gujer, 1984* mit einer Nitrifikation zu rechnen, wenn der gelöste abbaubare CSB auf $\leq 27 \text{ mg/l}$ fällt. Näher am vorgestellten Bemessungsansatz liegen die Ergebnisse von *Pearce and Edwards, 2011*, die in

Tropfkörpern eine Nitrifikation in Gegenwart von 20 - 45 mg/l gelöstem BSB₅ nachweisen konnten, was in erster Näherung mit 40 - 90 mg/l gelöstem abbaubarem CSB gleichzusetzen ist. Das der Startpunkt der Nitrifikation im Bemessungsansatz auf 140 mg/l gelösten abbaubaren CSB festgesetzt wurde, ist mit der Annahme eines exponentiellen Abbaus der organischen Stoffe nach der modifizierten Velz Gleichung zu begründen. Ein ähnlicher Verlauf des CSB_{mf}-Abbaus konnte auch am halbtechnischen Tropfkörper in Dubai beobachtet werden (vgl. Kapitel 4.4.3.4). Bei entsprechend niedriger organischer Belastung in der 2. Betriebsphase, konnte auch am halbtechnischen Tropfkörper das Einsetzen der Nitrifikation bei rd. 125 mg/l verzeichnet werden (vgl. Abbildung 35 in Kapitel 4.4.3.4). Wird berücksichtigt, dass der CSB_{mf} im vorgestellten Bemessungsansatz den hydrolysierten partikulären CSB berücksichtigt (s. Kapitel 5.2.1), sind die gewählten 140 mg/l an gelöstem abbaubaren CSB als Startpunkt der Nitrifikation durchaus plausibel.

Wie Abbildung 52 zeigt, setzt nach dem Bemessungsansatz die Nitrifikation im 4,0 m hohen Tropfkörper bei einer BSB₅-Raumbelastung von 0,20 kg/(m³·d) nach rund 0,9 m und damit ca. 1/4 der Fließstrecke ein. Bei einer weitgehenden Nitrifikation deckt sich die Zonierung des Tropfkörpers qualitativ mit den Beobachtungen von *Gebert, 2001*. Auch er konnte durch Profilmessungen zeigen, dass der Abbau organischer Stoffe bereits nach rund 1/4 der Fließstrecke in einem 5,8 m hohen halbtechnischen Tropfkörper weitgehend abgeschlossen war und fortan eine Nitrifikation stattfand.

5.3.4 Kalibrierung Θ_{NH_4}

In Kapitel 5.3.3 konnte die Nitrifikationsrate ($k_{\text{NH}_4,15}$) für die Bemessung einstufiger Tropfkörper mit dem Reinigungsziel Nitrifikation zu 0,65 g NH₄-N/(m²·d) bestimmt werden. Wie in Kapitel 2.6.1 dargelegt wurde, existiert bislang kein allgemein anerkannter Temperaturkoeffizient (Θ_{NH_4}) zur Anpassung der Nitrifikationsrate in Abhängigkeit der Abwassertemperatur. Dabei findet der von *Gujer and Boller, 1986* für ihr Modell ursprünglich angesetzte Temperaturfaktor von 1,045 nur wenig Bestätigung in der Literatur. Wie Tabelle 2 in Kapitel 2.6.1 entnommen werden kann, liegen die Literaturangaben überwiegend in dem von *Okey and Albertson, 1989b* angenommenen Bereich von $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,000 - 1,030$.

Im Folgenden soll der Temperaturfaktor anhand der von *Pressinotti, 2010* publizierten Betriebsdaten eines halbtechnischen Tropfkörpers mit Brockenfüllung bestimmt werden. Der Tropfkörper wurde über ein breites Spektrum an organischen Raumbelastungen bei

einer Abwassertemperatur von 25 °C betrieben. Analog zur Betriebsdatenauswertung von *Wolf, 1984*, ermittelte auch *Pressinotti, 2010* den Nitratanteil im Ablauf seines Tropfkörpers. Da der halbtechnische Tropfkörper aufgrund der Abwasserrezirkulation eine signifikante Stickstoffelimination über Denitrifikation aufwies, konnten die gemessenen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen jedoch nicht direkt für die Bestimmung des Nitratanteils herangezogen werden. Um die simultane Denitrifikation aus den $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen herauszurechnen, wurden diese von *Pressinotti, 2010* über die $N_{\text{ges-ZU}}$ -Zulaufkonzentration abzüglich des inkorporierten Stickstoffs sowie des nicht hydrolysierten organischen Stickstoffs ermittelt ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB,berechnet}} = N_{\text{ges,ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - \text{N-Inkorporation} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}}$; mit: $\text{N-Inkorporation} = 0,015 \cdot \text{CSB}_{\text{ZU}}$).

Abbildung 53 stellt den über den Bemessungsansatz bei verschiedenen Θ_{NH_4} -Werten berechneten Nitratanteil, den von *Pressinotti, 2010* ermittelten Werten gegenüber. Für den Bemessungsansatz wurde die Konfiguration des halbtechnischen Tropfkörpers von *Pressinotti, 2010*, mit einer Höhe von 3,9 m und einem Durchmesser von 2,5 m angesetzt ($V_{\text{TK}} = 19,1 \text{ m}^3$; $A_{\text{TK}} = 4,9 \text{ m}^2$). Die spezifische Oberfläche der Lavaschlackebrocken wurde mit $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$ angenommen. Als Eingangswerte (Abwassermenge und Zusammensetzung) wurden die Originaldaten von *Pressinotti, 2010* verwendet (s. Anhang 7). Nach dem Bemessungsansatz ergibt sich die Nitratkonzentration im Tropfkörperablauf über die TKN-Zulaufkonzentration abzüglich des inkorporierten Stickstoffs sowie des nicht hydrolysierten organischen Stickstoffs ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB,berechnet}} = \text{TKN}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - \text{N-Inkorporation} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}}$; mit: $\text{N-Inkorporation} = 0,025 \cdot \text{CSB}_{\text{abgebaut}}$). Eine simultane Denitrifikation wird vom Bemessungsansatz nicht berücksichtigt.

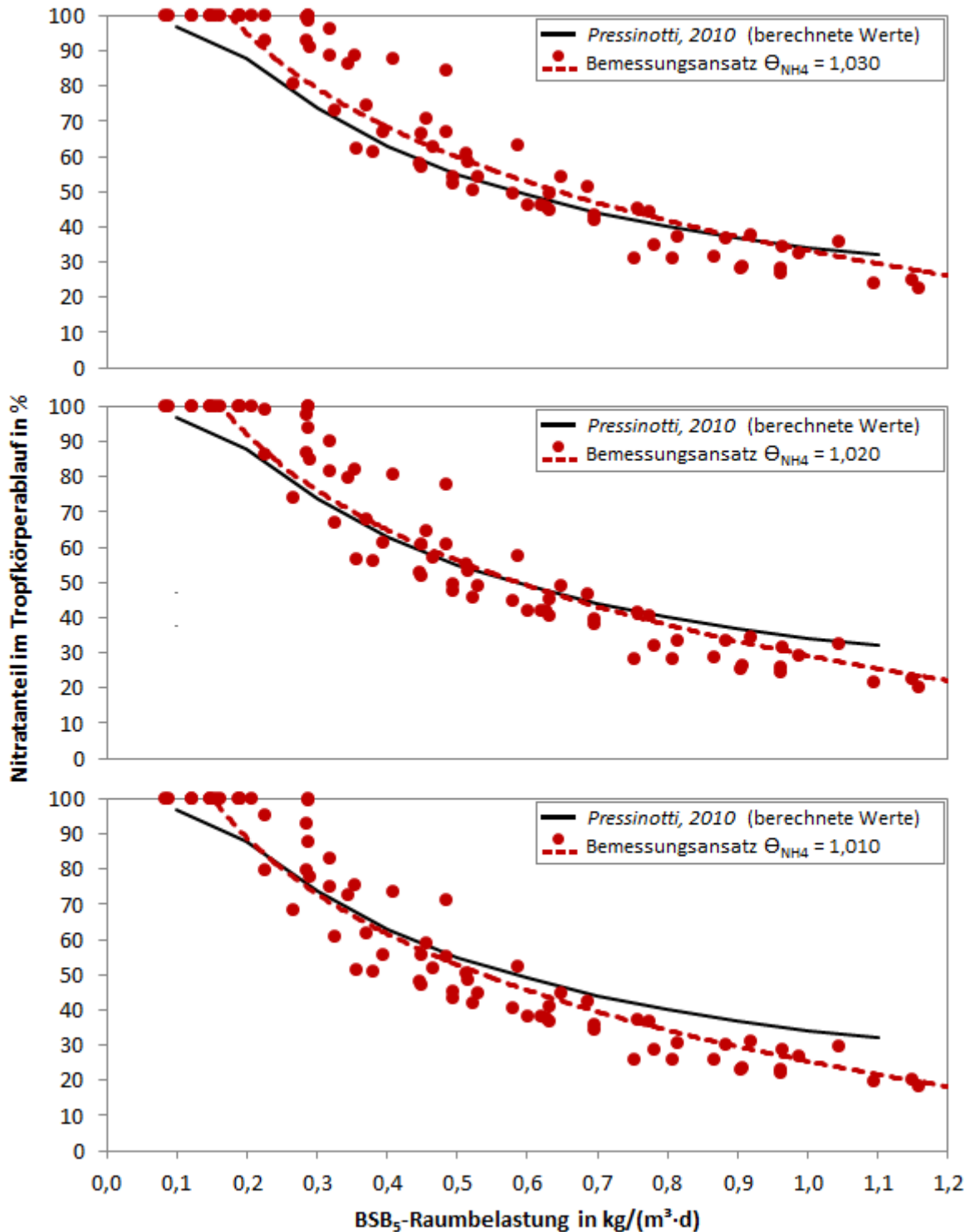


Abbildung 53: Nitratanteil im Ablauf brockengefüllter Tropfkörper ($\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}}/(\text{NO}_3\text{-N}_{\text{AB}} + \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}})$) bei 25 °C; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper ermittelten Werte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$)

Wie Abbildung 53 zeigt, prognostiziert der Bemessungsansatz bei BSB₅-Raumbelastungen $\leq 0,22 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ unabhängig vom eingesetzten Temperaturfaktor eine vollständige

Nitrifikation ($\text{NO}_3\text{-N}$ -Anteil = 100 %). Bei mittleren Raumbelastungen im Bereich von 0,2 - 0,8 kg $\text{BSB}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$, lässt sich dann bei einem Temperaturfaktor von $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$ eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen des Bemessungsansatzes und den von *Pressinotti, 2010* angegebenen Werten feststellen. Im selben Bereich wird die Nitrifikation bei einem höheren ($\Theta_{\text{NH}_4} = 1,030$) oder niedrigeren ($\Theta_{\text{NH}_4} = 1,010$) Temperaturfaktor tendenziell über- bzw. unterschätzt. Bei hohen Raumbelastungen ($> 0,8$ kg $\text{BSB}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$) liegt der Nitratanteil im Tropfkörperablauf dann leicht unterhalb der *Pressinotti, 2010* bestimmten Werte, wobei die Abweichung mit sinkendem Temperaturfaktor zunimmt. Nach der Auswertung des Nitratanteils im Tropfkörperablauf, scheint für den Bemessungsansatz ein Temperaturfaktor von $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$ geeignet zu sein.

Da es sich bei dem von *Pressinotti, 2010* angegebenen Nitratanteil um gerechnete Werte handelt und somit Unsicherheiten bei den berechneten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentration bestehen, werden in Abbildung 54 zusätzlich die von *Pressinotti, 2010* gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen sowie die daraus abgeleitete TKN-Elimination zur Überprüfung des Temperaturfaktors ($\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$) herangezogen. Um die von *Pressinotti, 2010* in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung angegebenen Vertrauensbereiche auf die BSB_5 -Raumbelastung umzurechnen, wurde das von ihm ermittelte $\text{BSB}_5\text{:TKN}$ -Verhältnis von 3,8 angesetzt.

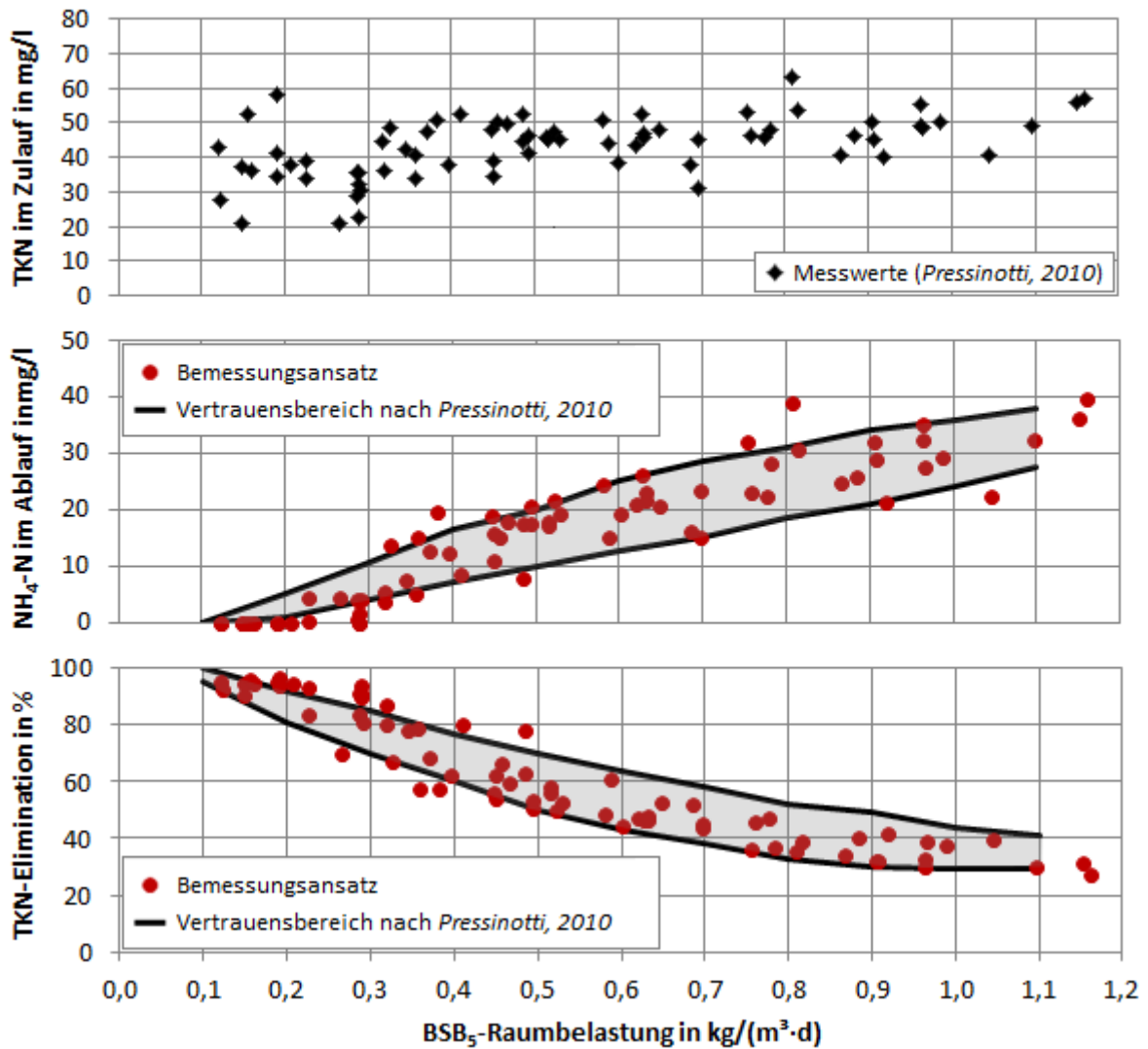


Abbildung 54: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination brockengefüllter Tropfkörper bei einer Abwassertemperatur von 25 °C; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche (halbtechnischer Tropfkörper) mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$)

Abbildung 54 zeigt erneut eine gute Übereinstimmung zwischen den von *Pressinotti, 2010* angegebenen Vertrauensbereichen bzgl. der NH₄-N-Ablaufkonzentrationen sowie der TKN-Elimination und den Ergebnissen des Bemessungsansatzes festgestellt werden. Für die Bemessung nitrifizierender Tropfkörper wird fortan ein Temperaturkoeffizient von $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$ angesetzt.

5.3.5 Validierung des Bemessungsansatzes

In Kapitel 5.3.2 wurde die kinetische Konstante für die Berechnung der Kohlenstoffelimination in Tropfkörpern zu $k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ bestimmt. Als Temperaturfaktor für die Kohlenstoffelimination konnte der in Biofilmverfahren häufig angesetzte Wert von $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$ bestätigt werden. Des Weiteren wurde in den Kapiteln 5.3.3 und 5.3.4 die Nitrifikationsrate in einstufigen Tropfkörpern zu $k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und der zugehörige Temperaturfaktor zu $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$ ermittelt. Im Folgenden sollen sowohl die Umsatzraten als auch die Temperaturfaktoren anhand weiterer Betriebsdaten validiert werden.

Literaturdaten (Pressinotti, 2010)

Zur Validierung des Bemessungsansatzes können u.a. die Untersuchungsergebnisse von *Pressinotti, 2010* herangezogen werden, die sich mit der Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C befassen (s. auch 2.6.3). Für den Bemessungsansatz wurde die Konfiguration des halbtechnischen Tropfkörpers von *Pressinotti, 2010*, mit einer Höhe von 3,9 m und einem Durchmesser von 2,5 m angesetzt ($V_{\text{TK}} = 19,1 \text{ m}^3$; $A_{\text{TK}} = 4,9 \text{ m}^2$). Die spezifische Oberfläche der Kunststoffpackung wurde nach Herstellerangaben mit $152 \text{ m}^2/\text{m}^3$ angenommen. Als Eingangswerte (Abwassermenge und Zusammensetzung) wurden die Originaldaten von *Pressinotti, 2010* verwendet (s. Anhang 7).

Die Fraktionierung des CSB und TKN erfolgt nach den Hinweisen in Kapitel 5.2.1. Entsprechend den Empfehlungen des *DWA-A 131, 2016* wurde der partikuläre inerte CSB mit 25 % des partikulären CSB abgeschätzt ($X_{\text{CSB, inert, ZB}} = 0,25 \cdot X_{\text{CSB, ZB}}$). Eine Auswertung der CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen des halbtechnischen Tropfkörpers bei BSB_5 -Raumbelastungen im Bereich $\leq 0,2 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ergab, dass der gelöste inerte CSB mit einem Anteil von 7,5 % des CSB im Zulauf abgeschätzt werden kann ($S_{\text{CSB, inert, ZB}} = 0,075 \cdot C_{\text{CSB, ZB}}$). Dieser Anteil liegt im Bereich der vom *DWA-A 131, 2016* angegebenen Spanne von 5 - 10 % in Bezug auf den CSB im Zulauf zur biologischen Stufe. Bezüglich des TKN wurde angenommen, dass 2 mg/l organisch gebundener Stickstoff aus dem Zulauf unverändert im Ablauf wieder zu finden sind ($C_{\text{Norg, AN}} = 2 \text{ mg/l}$).

Abbildung 55 stellt die von *Pressinotti, 2010* in Abhängigkeit der BSB₅-Raumbelastung ermittelten Vertrauensbereiche bezüglich der CSB_{mf}-Ablaufkonzentration sowie der CSB-Elimination ($(CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU}$), den Ergebnissen des Bemessungsansatzes gegenüber. Analog dazu stellt Abbildung 56 die über den Bemessungsansatz berechneten NH₄-N-Ablaufkonzentrationen sowie die daraus abgeleitete TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$) den Vertrauensbereichen gegenüber. Die von *Pressinotti, 2010* in Bezug auf die TKN-Raumbelastung angegebenen Vertrauensbereiche wurden dabei mit einem BSB₅:TKN-Verhältnis von 3,8 (Mittelwert der Untersuchungen) auf die BSB₅-Raumbelastung umgerechnet.

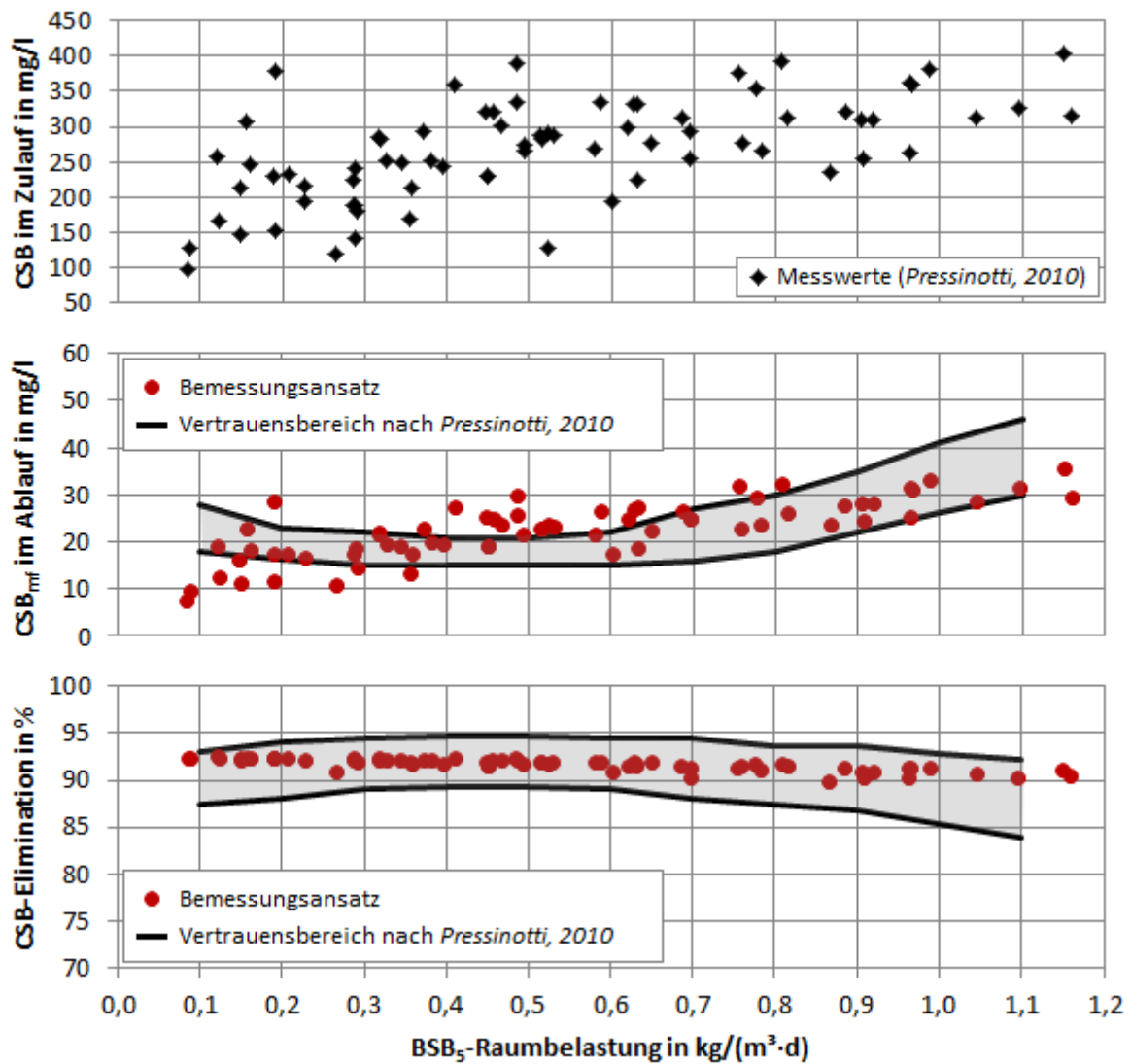


Abbildung 55: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination $((CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU})$ eines halbtechnischen Tropfkörpers mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 152 m²/m³) bei einer Abwassertemperatur von 25 °C; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche (Auswertung von 24 h-Mischproben) mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{CSB,15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$; $\Theta_{CSB} = 1,035$)

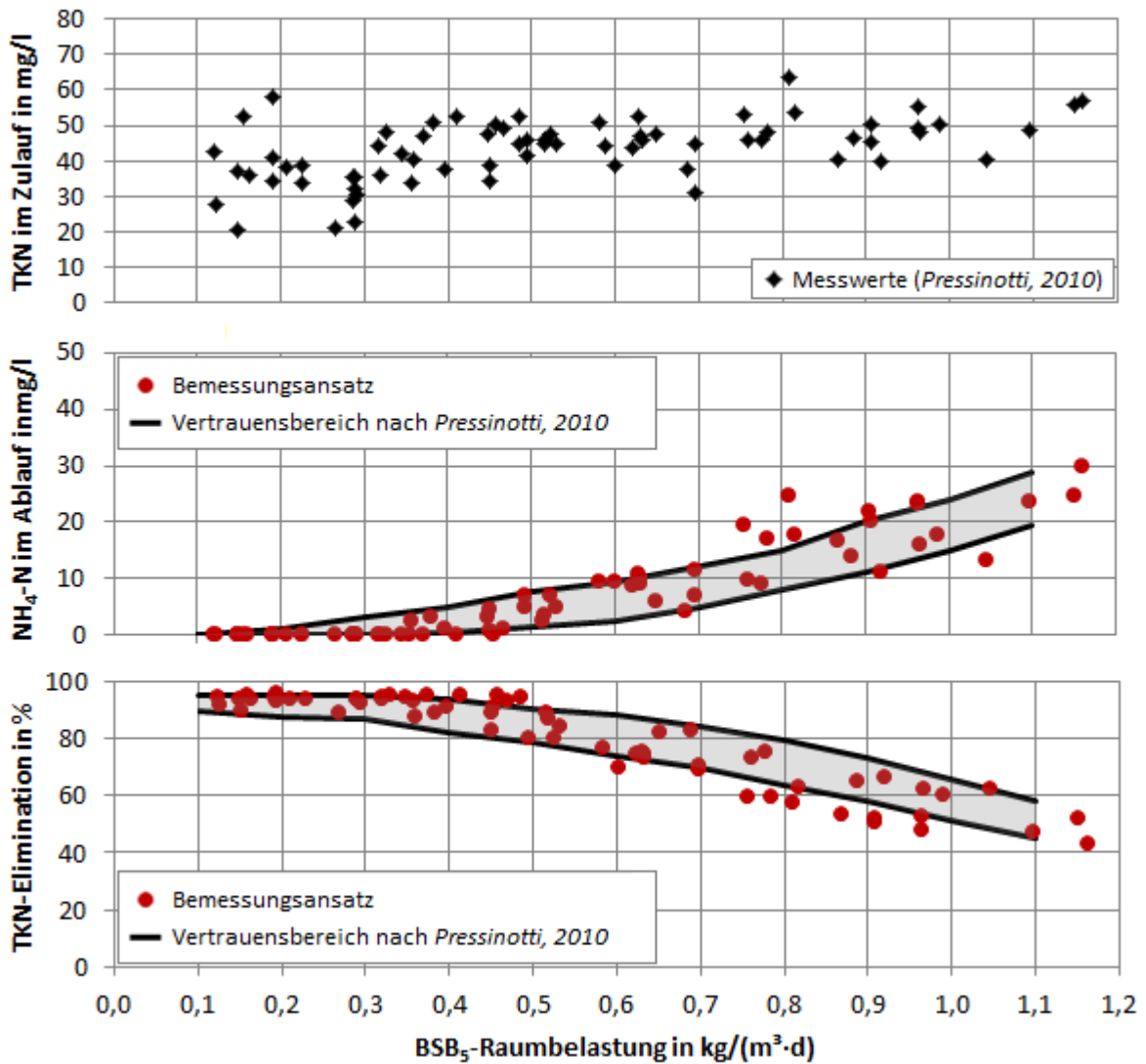


Abbildung 56: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($(\text{TKN}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l } N_{\text{org,AB}})/\text{TKN}_{\text{ZU}}$) eines halbertechnischen Tropfkörpers mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($\text{XF } 152 \text{ m}^2/\text{m}^3$) bei einer Abwassertemperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$; Vergleich der von *Pressinotti, 2010* ermittelten Vertrauensbereiche mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$; $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$)

Abbildung 55 zeigt über den gesamten Belastungsbereich eine gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen des Bemessungsansatzes und den von *Pressinotti, 2010* angegebenen Vertrauensbereichen bezüglich der CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen und der CSB -Elimination. Bei niedrigen Raumbelastungen ($< 0,3 \text{ kg BSB}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$) werden nach dem Bemessungsansatz häufig sehr niedrige CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen prognostiziert, die sich in etwa mit dem gelösten inerten CSB decken. Bei einer weitgehenden Nitrifikation, wie sie die Kunststoffpackung mit einer TKN-Elimination von $> 88 \text{ } \%$ in diesem Bereich aufwies (vgl.

Abbildung 56), weist auch Vestner, 2003 darauf hin, dass der gelöste CSB im Tropfkörperablauf der inerten Fraktion entsprechen sollte. Erneut zeigt sich damit, dass die Abschätzung der gelösten inerten CSB-Fraktion insbesondere bei niedrigen Raumbelastungen einen entscheidenden Einfluss auf die über den Bemessungsansatz berechneten Ablaufkonzentrationen hat. Pressinotti zufolge, wies der Tropfkörper im Bereich mittlerer Raumbelastungen (ca. 0,4 - 0,6 kg BSB₅/(m³·d)) eine zunehmende Biomasseakkumulation auf, durch die die Tropfzeit und damit auch Reinigungsleistung vorübergehend erhöht wurde (pers. Kommunikation, 13. April 2018). Da solche Faktoren vom Bemessungsansatz nicht berücksichtigt werden, liegen die berechneten Ablaufkonzentrationen in diesem Belastungsbereich oberhalb des Vertrauensbereichs.

Auch bezüglich der NH₄-N-Ablaufkonzentrationen und der TKN-Elimination zeigt sich in Abbildung 56 eine gute Übereinstimmung zwischen den von Pressinotti, 2010 angegebenen Vertrauensbereichen und den Ergebnissen des Bemessungsansatzes. Bei BSB₅-Raumbelastungen bis ca. 0,35 kg/(m³·d), wird nach dem Bemessungsansatz für die kreuzstrukturierte Kunststoffpackung eine vollständige Nitrifikation mit NH₄-N-Ablaufkonzentrationen von 0 mg/l prognostiziert. Damit finden sich die Ablaufwerte des Bemessungsansatzes am unteren Ende des Vertrauensbereichs wieder. Bei weiter steigender Belastung fallen die berechneten NH₄-N-Ablaufkonzentrationen sowie die daraus abgeleitete TKN-Elimination dann überwiegend in die Vertrauensbereiche.

Managua WWTP (Managua, Nicaragua)

In Kapitel 4.2 wurde die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation der Tropfkörper auf der Managua WWTP (Managua, Nicaragua), bei einer Abwassertemperatur von 29 - 32 °C dargestellt. Die Tropfkörper haben eine Höhe von 5,2 m und einem Durchmesser von 35 m (je: V_{TK} = 5.000 m³; A_{TK} = 963 m²) und sind mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung mit einer spezifischen Oberfläche von 100 m²/m³ gefüllt. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Datensätzen von Pressinotti, 2010, basieren die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit nicht auf der Entnahme von 24 h-Mischproben sondern auf Stichproben. Die Fraktionierung des CSB erfolgt wiederum nach den Hinweisen in Kapitel 5.2.1. Entsprechend den Empfehlungen des DWA-A 131, 2016 wurde der partikuläre inerte CSB mit 25 % des partikulären CSB ($X_{\text{CSB,inert,ZB}} = 0,25 \cdot X_{\text{CSB,ZB}}$) angenommen. Der gelöste inerte CSB

wurde mit 7,5 % des CSB im Zulauf ($S_{\text{CSB, inert, ZB}} = 0,075 \cdot C_{\text{CSB, ZB}}$) abgeschätzt. Dieser Anteil liegt im Bereich der vom *DWA-A 131, 2016* angegebenen Spanne von 5 - 10 % in Bezug auf den CSB im Zulauf zur biologischen Stufe. Bezüglich des TKN wurde erneut angenommen, dass 2 mg/l organisch gebundener Stickstoff aus dem Zulauf unverändert im Ablauf wieder zu finden sind ($C_{\text{Norg, AN}} = 2 \text{ mg/l}$).

Abbildung 57 stellt die gemessenen CSB_{mf} -Ablaufkonzentration sowie die daraus berechnete CSB-Elimination ($(\text{CSB}_{\text{ZU}} - \text{CSB}_{\text{mf, AB}})/\text{CSB}_{\text{ZU}}$), den Ergebnissen des Bemessungsansatzes gegenüber. Abbildung 58 stellt die über den Bemessungsansatz berechneten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen sowie die daraus abgeleitete TKN-Elimination ($(\text{TKN}_{\text{ZU}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AB}} - 2 \text{ mg/l N}_{\text{org, AB}})/\text{TKN}_{\text{ZU}}$), den Untersuchungsergebnissen gegenüber. Für eine übersichtliche Darstellung wurde entschieden, die einzelnen Messwerte über die Dauer der Untersuchungen darzustellen. Im Gegensatz zu der in Kapitel 4.1 vorgenommenen Darstellung in Abhängigkeit der Raumbelastung, kann so leichter ein Vergleich zwischen den einzelnen Messwerten und den zugehörigen Ergebnissen des Bemessungsansatzes hergestellt werden.

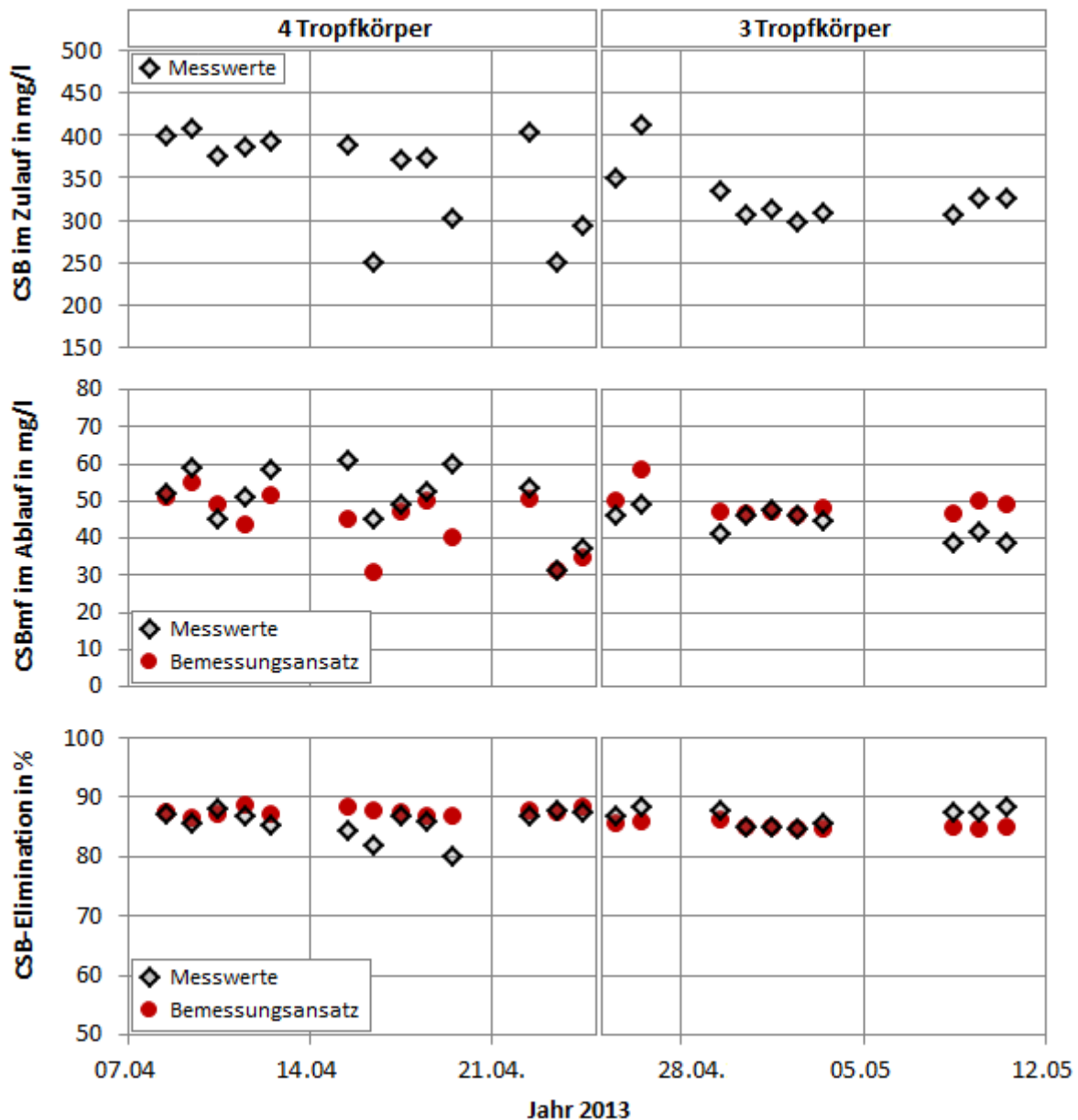


Abbildung 57: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination ($(CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU}$) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 100 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Managua WWTP bei einer Abwassertemperatur von 29 - 32 °C; Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{CSB,15} = 0,0040 (m/h)^{0,5}$; $\Theta_{CSB} = 1,035$); Phase 1: 4 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 1,04 kg/(m³·d); Phase 2: 3 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 1,27 kg/(m³·d); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper

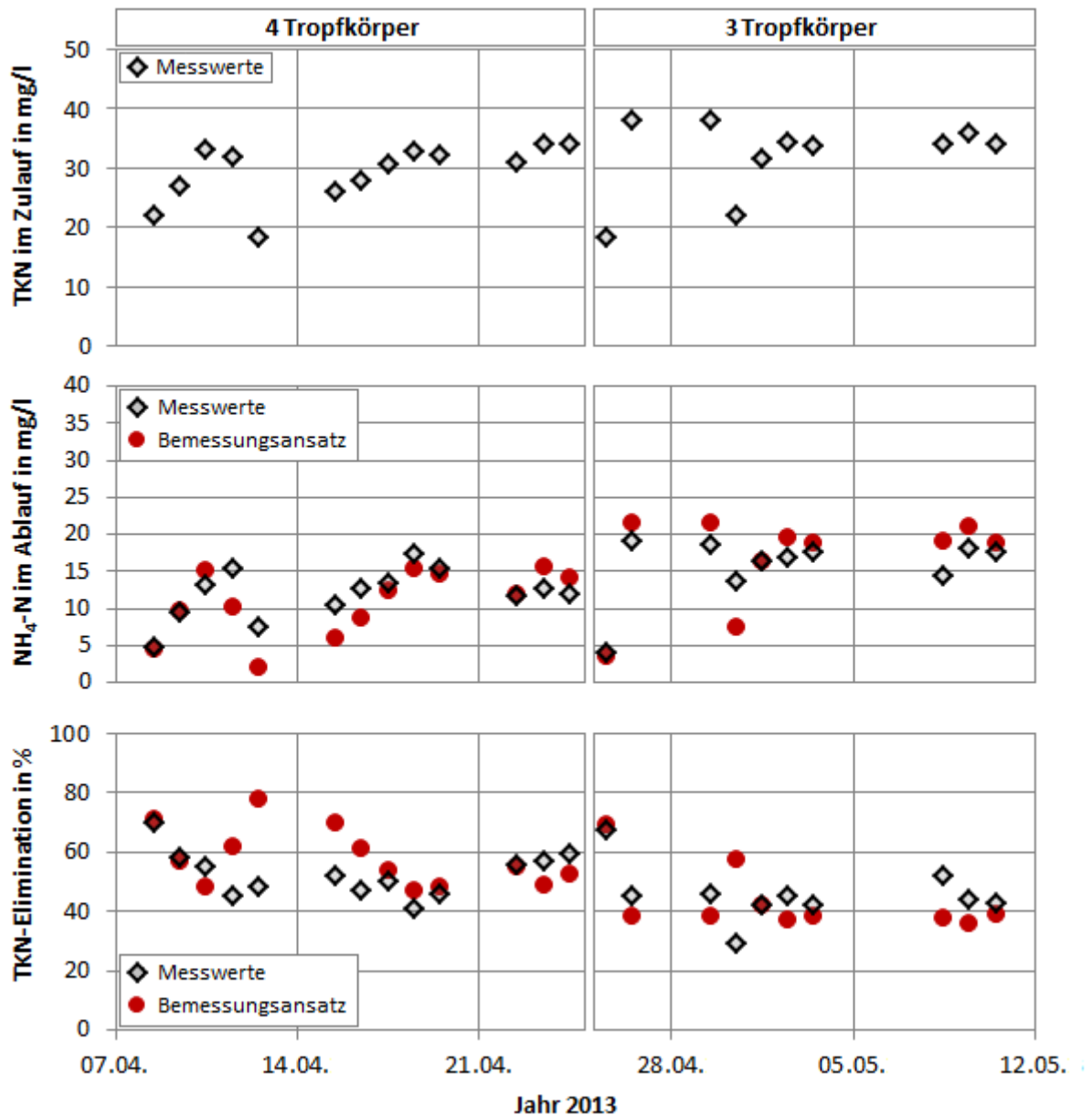


Abbildung 58: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 100 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Managua WWTP bei einer Abwassertemperatur von 31 °C (Mittelwert); Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{NH_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $\Theta_{NH_4} = 1,020$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper

Wie Abbildung 57 zeigt, können mit dem Bemessungsansatz die CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen der Tropfkörper auf der Managua WWTP bei einer Abwassertemperatur von 29 - 32 °C gut nachvollzogen werden. Die Abweichung zwischen den gemessenen und den berechneten CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen liegt im Mittel bei 5,8

mg/l bzw. bei 1,7 % bezogen auf die CSB-Elimination. Neben der kinetischen Konstante $k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ kann insbesondere der Temperaturfaktor $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$, der in Kapitel 5.3.2 bereits bei einer Abwassertemperatur von 25 °C mit den Daten von *Pressinotti, 2010* validiert wurde, auch bei höheren Temperaturen bestätigt werden.

Abbildung 58 kann eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den berechneten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen und der daraus ermittelten TKN-Elimination entnommen werden. Die Abweichung zwischen den gemessenen und den berechneten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen liegt im Mittel bei 2,5 mg/l bzw. bei 8,5 % bezogen auf die TKN-Elimination. Größere Abweichungen zwischen der gemessenen und den berechneten TKN-Elimination können lediglich am 12.04.2013 mit rd. 29 % und 30.04.2013 mit rd. 28 % festgestellt werden und sind auf die vergleichsweise niedrigen TKN-Zulaufkonzentrationen von 18,2 mg/l ($B_{\text{R,TKN}} = 0,12 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$) bzw. 21,9 mg/l ($B_{\text{R,TKN}} = 0,18 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$) zurückzuführen. Da am 25.04.2013 bei ähnlichen Zulaufbedingungen ($\text{TKN}_{\text{ZU}} = 18,2 \text{ mg/l}$; $B_{\text{R,TKN}} = 0,14 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$) eine gute Übereinstimmung zwischen der gemessenen und der berechneten Reinigungsleistung gefunden werden kann, ist nicht davon auszugehen, dass der Bemessungsansatz generell bei niedrigen Zulaufkonzentrationen zur Überschätzung der Reinigungsleistung neigt. Es ist viel mehr zu vermuten, dass für die Bewertung der Reinigungsleistung mittels Stichproben auch dynamische Prozesse, wie z.B. Adsorption und Desorption von $\text{NH}_4\text{-N}$ an den Biofilm [*Wik, 1999*], zum Tragen kommen, die sich durch einen statischen Bemessungsansatz nicht abbilden lassen. Damit kann auch die Nitrifikationsrate in einstufigen Tropfkörpern von $k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, der zugehörige Startpunkt der Nitrifikation ($S_{\text{CSB,abb,Nitrifikation}} = 140 \text{ mg/l}$) sowie der Temperaturfaktor $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$, der in Kapitel 5.3.2 bei einer Abwassertemperatur von 25 °C mit den Daten von *Pressinotti, 2010* ermittelt wurde, auch bei höheren Temperaturen bestätigt werden.

Adlia WWTP (Batumi, Georgien)

In Kapitel 4.3 wurde die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation der Tropfkörper auf der Adlia WWTP (Batumi, Georgien), bei einer Abwassertemperatur von 22 - 27 °C dargestellt. Die Tropfkörper haben eine Höhe von 5,2 m und einem Durchmesser von 28 m (je: $V_{TK} = 3.202 \text{ m}^3$; $A_{TK} = 616 \text{ m}^2$) und sind mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung mit einer spezifischen Oberfläche von $125 \text{ m}^2/\text{m}^3$ gefüllt.

Die Fraktionierung des CSB erfolgt nach den Hinweisen in Kapitel 5.2.1. Entsprechend den Empfehlungen des *DWA-A 131, 2016* wurde der partikuläre inerte CSB mit 25 % des partikulären CSB ($X_{CSB,inert,ZB} = 0,25 \cdot X_{CSB,ZB}$) angenommen. Der gelöste inerte CSB wurde mit 12 % des CSB im Zulauf ($S_{CSB,inert,ZB} = 0,12 \cdot C_{CSB,ZB}$) relativ hoch gewählt, da in den vorgeschalteten Absetzteichen im Vergleich zu einer konventionellen Vorklärung bereits ein verstärkter Abbau organischer Stoffe zu verzeichnen war. Bezüglich des TKN wurde erneut angenommen, dass 2 mg/l organisch gebundener Stickstoff aus dem Zulauf unverändert im Ablauf wieder zu finden sind ($C_{Norg,AN} = 2 \text{ mg/l}$).

Abbildung 59 stellt die gemessenen CSB_{mf} -Ablaufkonzentration sowie die daraus berechnete CSB-Elimination ($(CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU}$), den Ergebnissen des Bemessungsansatzes gegenüber. In Abbildung 60 werden die über den Bemessungsansatz berechneten NH_4 -N-Ablaufkonzentrationen sowie die daraus abgeleitete TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$), den Untersuchungsergebnissen gegenübergestellt. Für eine übersichtliche Darstellung wurde erneut entschieden, die einzelnen Messwerte über die Dauer der Untersuchungen darzustellen.

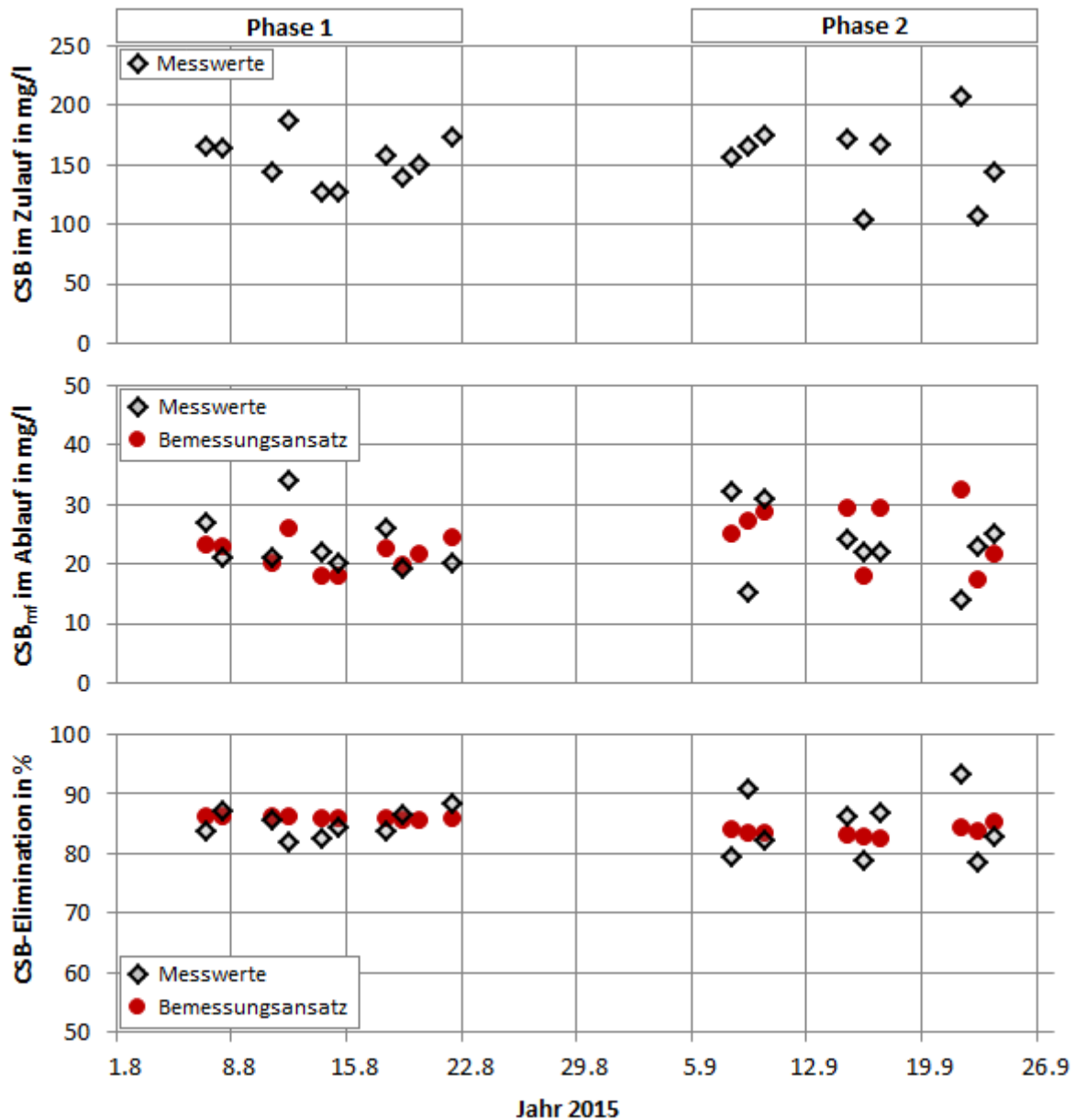


Abbildung 59: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination ($(CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU}$) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 125 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Adlia WWTP bei einer Abwassertemperatur von 22 - 27 °C; Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{CSB,15} = 0,0040 (m/h)^{0,5}$; $\Theta_{CSB} = 1,035$); Phase 1: 4 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 0,30 kg/(m³·d); Phase 2: 2 Tropfkörper, BSB₅-Raumbelastung im Mittel 0,42 kg/(m³·d); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper

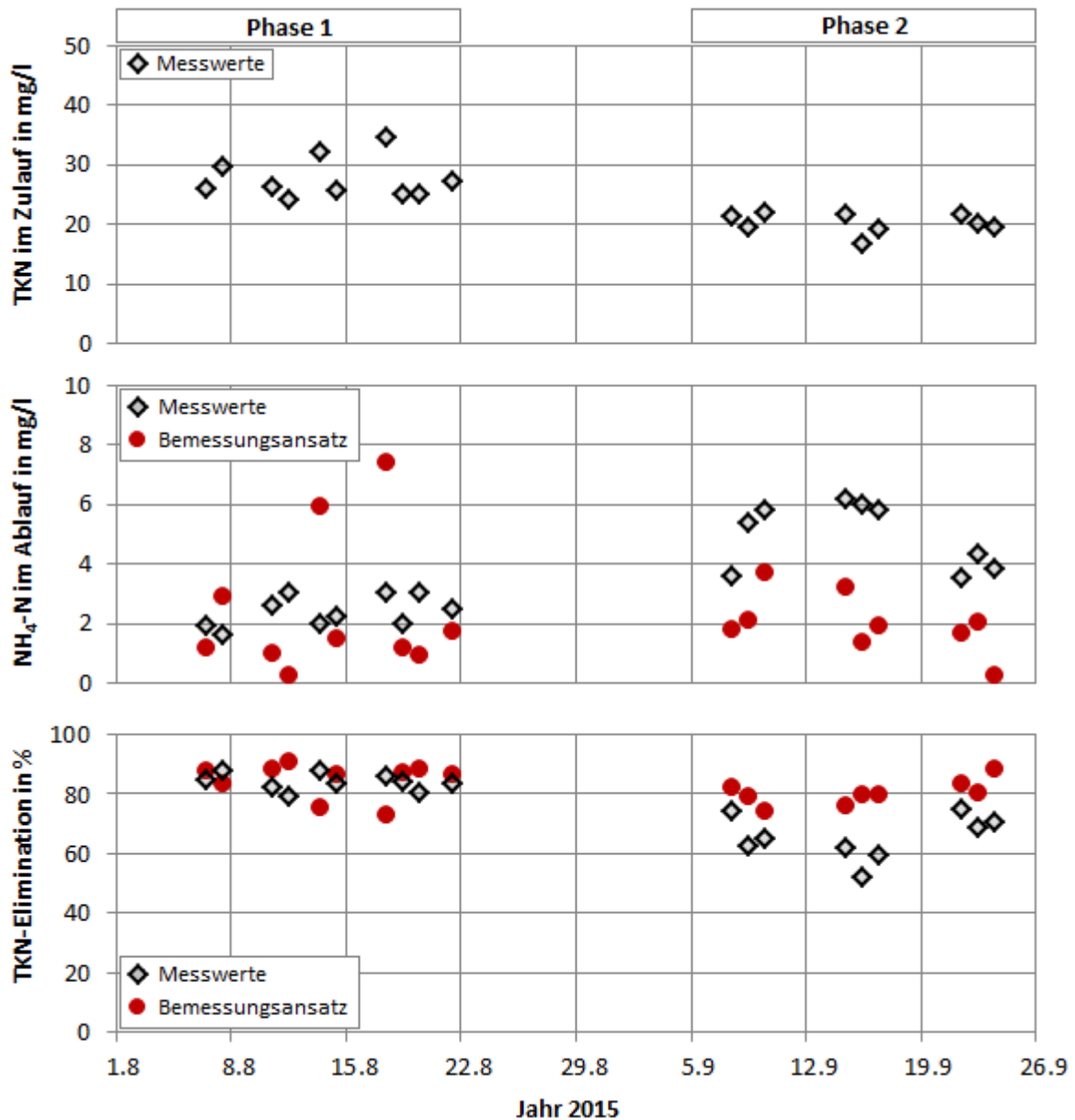


Abbildung 60: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$) der mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 125 m²/m³) gefüllten Tropfkörper auf der Adlia WWTP bei einer Abwassertemperatur von 22 - 27 °C; Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{NH_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $\Theta_{NH_4} = 1,020$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper

Wie Abbildung 59 zeigt, ergibt sich auch für die CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen und die CSB-Elimination der Tropfkörper auf der Adlia WWTP bei einer Abwassertemperatur von 22 - 27 °C im Wesentlichen eine gute Übereinstimmung zwischen den Messwerten und den Ergebnissen des Bemessungsansatzes. Die Abweichung zwischen den gemessenen und den berechneten CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen liegt im Mittel bei 6,8 mg/l bzw. bei 4,4 %

bezogen auf die CSB-Elimination. Bei dieser Betrachtung muss jedoch berücksichtigt werden, dass der gelöste CSB im Ablauf überwiegend der inerten Fraktion zugeordnet werden kann und diese eingangs über die CSB-Fraktionierung kalibriert wurde. Damit zeigt sich einmal mehr, dass bei nitrifizierenden Tropfkörpern die CSB-Fraktionierung eine entscheidende Rolle für die Prognose der Ablaufkonzentrationen einnimmt.

Bezüglich der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen können größere Differenzen zwischen den berechneten und den gemessenen Werten festgestellt werden, s. Abbildung 60. Die Abweichung zwischen den gemessenen und den berechneten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen liegt im Mittel bei 2,3 mg/l bzw. bei rd. 10 % bezogen auf die TKN-Elimination. Bis auf 3 Messwerte in Phase 1, bei denen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen vom Bemessungsansatz überschätzt wurden, liegen die prognostizierten Ablaufkonzentrationen stets unter den gemessenen Werten. Für den Bemessungsansatz ist eine Unterschätzung der Ablaufkonzentrationen deswegen von besonderer Relevanz, da dies zu einer Unterdimensionierung einer Tropfkörperanlage führen kann. Für die Abweichung zwischen der gemessenen und berechneten Nitrifikationsleistung kommen verschiedene Möglichkeiten in Betracht, die sowohl auf Seiten des Bemessungsansatzes als auch auf einer verminderten Reinigungsleistung der Tropfkörper auf der Adlia WWTP liegen können:

- Die Flächenbeschickung liegt im Normalbetrieb bei $q_A = 0,85 \text{ m/h}$ und ist damit ggf. unzureichend für die vollständige Benetzung und damit Ausnutzung der kreuzstrukturierten Kunststoffpackung mit einer spezifischen Oberfläche von $125 \text{ m}^2/\text{m}^3$. So geht beispielweise *Wolf, 1987* davon aus, dass die Mindestflächenbeschickung für das eingesetzte Füllmaterial bei $> 1,88 \text{ m/h}$ liegt (weitere Angaben zur Mindestflächenbeschickung s. Tabelle 4 in 2.6.5).
- Die größere Abweichung in Phase 2, bei der die Flächenbeschickung und damit Belastung der Tropfkörper Nr. 2 und Nr. 4 erhöht wurde, kann sehr wahrscheinlich auf eine unzureichende Adaptionszeit der Biozönose auf die neue Belastungssituation zurückgeführt werden. Wie bereits die Untersuchungen des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP in Dubai, VAE gezeigt haben, kann die Etablierung einer stabilen Nitrifikation Wochen bis Monate in

Anspruch nehmen (s. 4.4.2.3). Diesbezüglich wird in Kapitel 2.5.1 ausgeführt, dass die unteren Schichten nitrifizierender Tropfkörper aufgrund des Substratmangels bei steigenden Belastungen nur eine begrenzte Leistungsfähigkeit aufweisen.

- Untersuchungen von *Parker et al., 1989* zur Nitrifikation an einem Tropfkörper in Sunnyvale, Kalifornien weisen darauf hin, dass abtreibende Algen aus den vorgeschalteten Teichanlagen eine bakterizide Wirkung haben können, was die Nitrifikationsleistung von Tropfkörpern einschränken kann. Sie ermittelten, dass der Tropfkörper aufgrund der reduzierten Umsatzleistung einen um 35 % höheren Füllmaterialbedarf (kreuzstrukturierte Kunststoffpackung; $A_s = 138 \text{ m}^2/\text{m}^3$) aufwies, als vergleichbare Anlagen ohne Hemmung der Nitrifikation. Um eine Hemmung der Nitrifikation durch Algen in den Tropfkörpern der Adlia WWTP ausschließen zu können, wären weitere Untersuchungen erforderlich.
- Der Bemessungsansatz, insbesondere der Startpunkt der Nitrifikation und die zugehörige Nitrifikationsrate, wurden mit Daten kalibriert, die mit einem CSB:TKN-Verhältnis von ca. 8 und CSB-Zulaufkonzentrationen überwiegend im Bereich von 250 - 450 mg/l, eine „typisch kommunale Abwasserzusammensetzung“ aufweisen. Durch den erhöhten Abbau in den Absetzteichen weicht die Abwasserzusammensetzung im Zulauf der Tropfkörper auf der Adlia WWTP, mit CSB-Konzentrationen im Bereich von ca. 100 - 200 mg/l und einem CSB:TKN-Verhältnis von im Mittel 6,6, von der eines kommunalen Abwassers deutlich ab. Nach *Henze et al., 2002* ist die vorliegende Abwasserzusammensetzung als „dünn“ bis „stark verdünnt“ zu bezeichnen. Je niedriger die CSB-Konzentrationen im Zulauf eines Tropfkörpers ausfallen, bei gleichzeitig noch hohen TKN-Konzentrationen, desto mehr entspricht der Tropfkörper einer Nitrifikationseinheit der zweiten Stufe. In diesem Fall weist bereits das *ATV-Handbuch, 1997* darauf hin, dass eine Bemessung basierend auf der BSB_5 -Raumbelastung - worauf im Endeffekt die Kalibrierung des dargestellten Bemessungsansatzes basiert - nicht geeignet ist.

Zur Verdeutlichung des zuletzt genannten Punktes, werden die über den Bemessungsansatz berechneten Höhenprofile für die Tropfkörper der Adlia WWTP exemplarisch für die Stichprobenahme am 11.08.2015 in Abbildung 61 dargestellt.

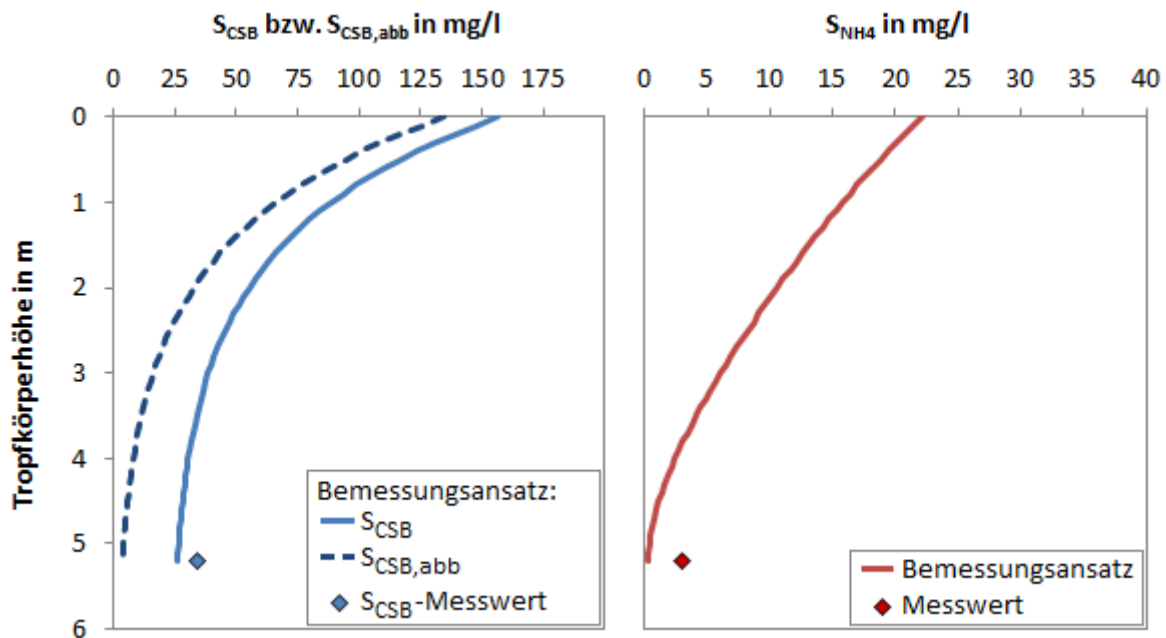


Abbildung 61: Vergleich des über den eigenen Bemessungsansatz berechneten Reinigungsfortschritt in Fließrichtung der Tropfkörper der Adlia WWTP mit den gemessenen Ablaufkonzentrationen (11.08.2015; $B_{R,BSB} = 0,72 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$; $B_{R,TKN} = 0,19 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$)

Wie Abbildung 61 entnommen werden kann, geht der Bemessungsansatz aufgrund der niedrigen CSB-Zulaufkonzentrationen von einer Nitrifikation bereits in der obersten Tropfkörperschicht aus. Dies charakterisiert im Wesentlichen Nitrifikationstropfkörper der zweiten Stufe.

In wie weit die Nitrifikationsleistung vom Bemessungsansatz überschätzt wird bzw. betriebliche Faktoren für eine verminderte Reinigungsleistung der Tropfkörper verantwortlich sind, kann nicht abschließend geklärt werden. Für die Anwendung des Bemessungsansatzes auf ein schwach konzentriertes Abwasser bleibt festzuhalten, dass weitere Untersuchungen erforderlich sind. Diesbezüglich könnten auch Höhenprofile, analog zu den Untersuchungen an den halbtechnischen Tropfkörpern auf der Al Aweer STP in Dubai (VAE), hilfreich sein (vgl. 4.4.2.5 und 4.4.3.4).

Al Aweer STP (Dubai, VAE)

In Kapitel 4.4.3 wurde die Kohlenstoffelimination des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE), bei einer Abwassertemperatur von 25 - 32 °C dargestellt. Über die gesamte Versuchsdauer konnte keine stabile Nitrifikation erreicht werden, so dass diese nicht zur Validierung des Bemessungsansatzes genutzt werden kann (s. Kapitel 4.4.3.3). Der Tropfkörper hatte eine Höhe von 2,4 m und einen Durchmesser von 5,8 m ($V_{TK} = 61 \text{ m}^3$; $A_{TK} = 25,4 \text{ m}^2$) und war mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung mit einer spezifischen Oberfläche von $134 \text{ m}^2/\text{m}^3$ gefüllt.

Die Fraktionierung des CSB erfolgt nach den Hinweisen in Kapitel 5.2.1. Entsprechend den Empfehlungen des *DWA-A 131, 2016* wurde der partikuläre inerte CSB mit 25 % des partikulären CSB ($X_{CSB,inert,ZB} = 0,25 \cdot X_{CSB,ZB}$) angenommen. Der inerte gelöste CSB wurde mit 10 % des CSB im Zulauf ($S_{CSB,inert,ZB} = 0,10 \cdot C_{CSB,ZB}$) abgeschätzt. Dieser Anteil liegt am oberen Ende des Erfahrungsbereichs nach *DWA-A 131, 2016* von 5 bis 10 %.

Abbildung 62 stellt die gemessenen CSB_{mf} -Ablaufkonzentration sowie die daraus berechnete CSB-Elimination ($(CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU}$), den Ergebnissen des Bemessungsansatzes gegenüber. In Abbildung 63 werden die über den Bemessungsansatz berechneten NH_4 -N-Ablaufkonzentrationen sowie die daraus abgeleitete TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$), den Untersuchungsergebnissen gegenübergestellt. Für eine übersichtliche Darstellung wurde erneut entschieden, die einzelnen Messwerte über die Dauer der Untersuchungen darzustellen.

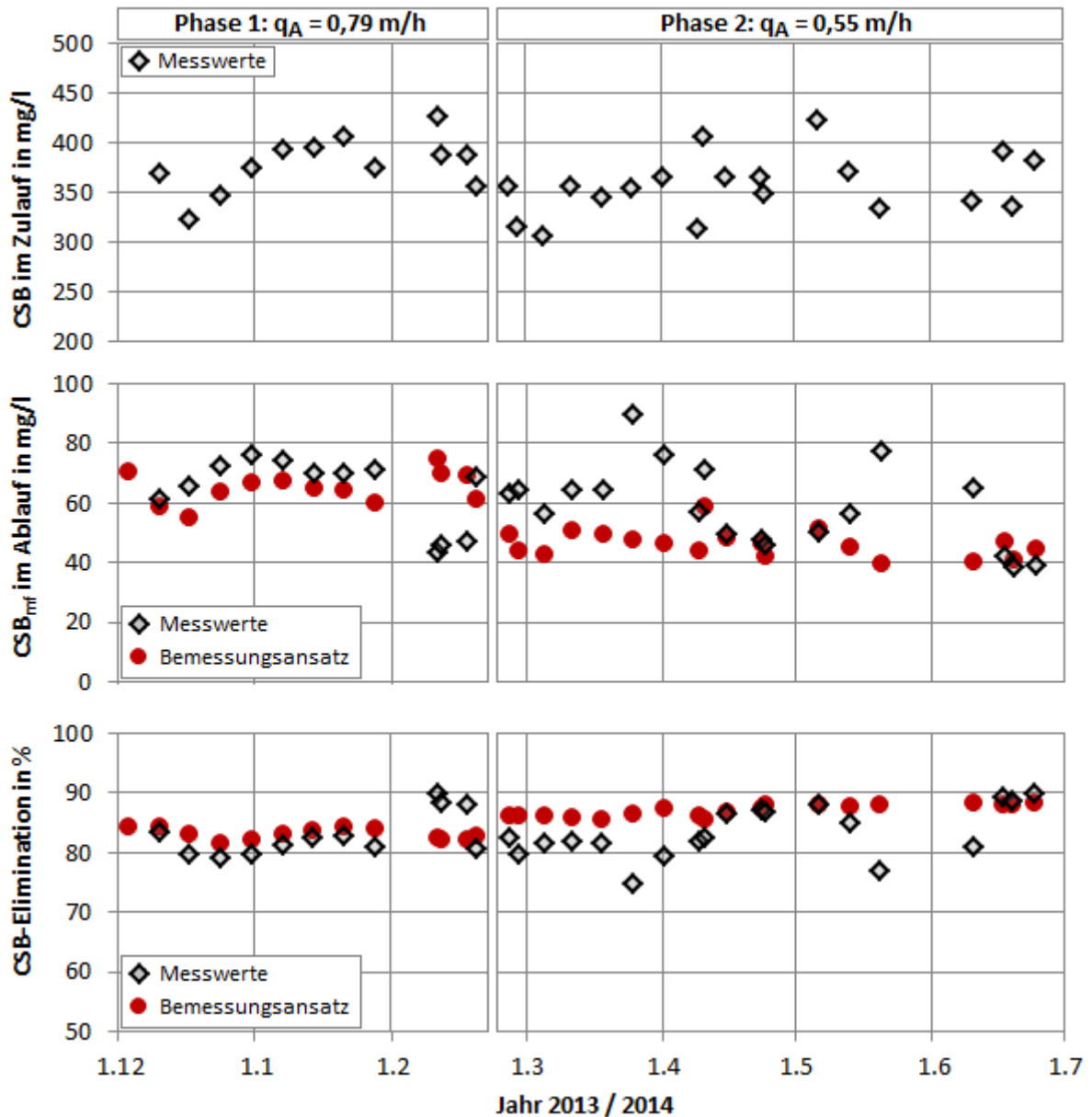


Abbildung 62: CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Elimination $((CSB_{ZU} - CSB_{mf,AB})/CSB_{ZU})$ des mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung ($XF 135 \text{ m}^2/\text{m}^3$) gefüllten halbertechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP bei einer Abwassertemperatur von $25 - 32 \text{ }^\circ\text{C}$. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{CSB,15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$; $\Theta_{CSB} = 1,035$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf des Tropfkörpers

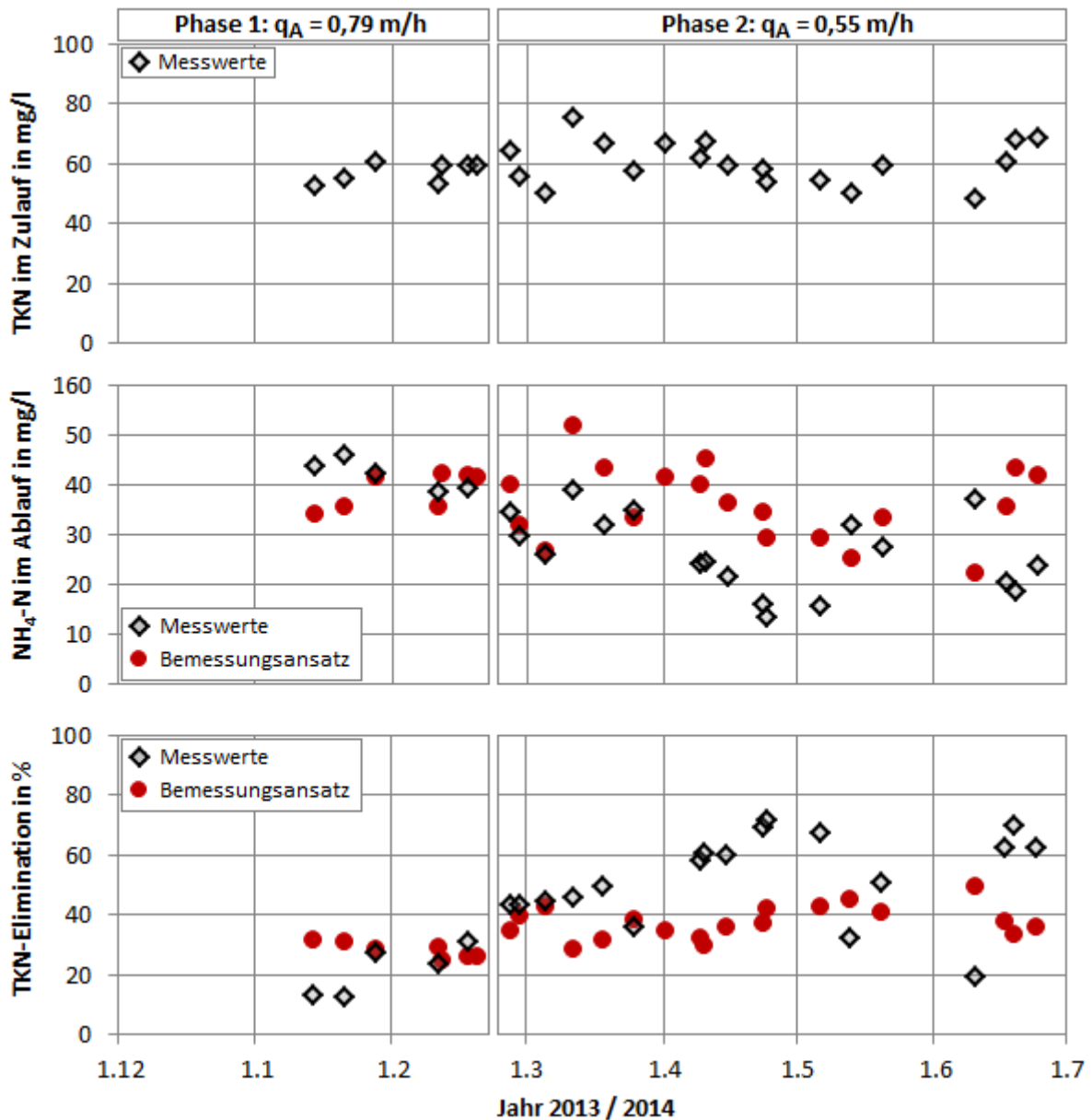


Abbildung 63: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen und TKN-Elimination ($(TKN_{ZU} - NH_4-N_{AB} - 2 \text{ mg/l } N_{org,AB})/TKN_{ZU}$) des mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung (XF 135 m²/m³) gefüllten halbertechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP bei einer Abwassertemperatur von 25 - 32 °C. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen des eigenen Bemessungsansatzes ($k_{NH_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $\Theta_{NH_4} = 1,020$); Entnahme von Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper

Wie Abbildung 62 zeigt, kann auch für die CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen und die CSB-Elimination des halbertechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP bei einer Abwassertemperatur im Bereich von 20 - 31 °C eine gute Übereinstimmung zwischen den Messwerten und den Ergebnissen des Bemessungsansatzes beobachtet werden. Die Abweichung zwischen den gemessenen und den berechneten CSB_{mf}-Ablaufkonzentrationen

liegt im Mittel bei 13,1 mg/l bzw. bei 3,6 % bezogen auf die CSB-Elimination. In Phase 2 kann eine leichte Zunahme der vom Bemessungsansatz prognostizierten CSB-Elimination, bei ansonsten ähnlichen Zulaufbedingungen wie in Phase 1, neben der geringeren Belastung auf einen Anstieg der Abwassertemperatur von ca. 21 auf 31 °C zurückgeführt werden. Darüber hinaus wurde bereits in Kapitel 4.6.1 dargelegt, dass nach Umstellung auf eine niedrigere Beschickungswassermenge vermutlich eine unzureichende Füllmaterialbenetzung die Leistungsfähigkeit limitiert hat und deshalb gehäuft hohe CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen gemessen wurden. Da der Bemessungsansatz von einer vollständigen Ausnutzung der spezifischen Oberfläche des eingesetzten Füllmaterials ausgeht, kommt es in dieser Phase öfters zu einer Unterschätzung der CSB_{mf} -Ablaufkonzentrationen bzw. einer Überschätzung der CSB-Elimination.

In Kapitel 4.4.3.3 wurde bereits ausgeführt, dass bezüglich der Nitrifikation über die gesamte Versuchsdauer kein stabiler Zustand erreicht werden konnte. So zeigt auch Abbildung 63, dass die NH_4 -N-Ablaufkonzentrationen über den Versuchszeitraum abnahmen bzw. die daraus berechnete TKN-Elimination zunahm. Hierbei wirkt sich sowohl die fortschreitende Entwicklung eines nitrifizierenden Biofilms als auch eine steigende Abwassertemperatur positiv auf die Nitrifikationsleistung aus. Der Bemessungsansatz prognostiziert im Allgemeinen höhere NH_4 -N-Ablaufkonzentrationen bzw. eine niedrigere TKN-Elimination und liegt damit auf der sicheren Seite. Die Abweichung zwischen den gemessenen und den berechneten NH_4 -N-Ablaufkonzentrationen liegt bei 11,6 mg/l bzw. bei 15,4 % bezogen auf die TKN-Elimination. Das in Phase 2 ein Anstieg der Nitrifikationsleistung vom Bemessungsansatz berechnet wird, lässt sich analog zur berechneten Kohlenstoffelimination mit dem Anstieg der Abwassertemperatur erklären.

5.4 Zwischenfazit

In diesem Kapitel wurde ein praxistauglicher Ansatz für die Bemessung von Tropfkörpern mit den Reinigungszielen Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation vorgestellt und anhand von Literaturdaten sowie Betriebsdaten aus eigener Erhebung kalibriert und validiert. Der Bemessungsansatz lässt sich leicht in einem Excel-Arbeitsblatt umsetzen (s. Anhang 8) und weist damit einen transparenten Bemessungsablauf auf. Die Umsatzrate zur Berechnung der CSB-Elimination über die angepasste modifizierte Velz Gleichung konnte zu $k_{CSB,15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ und der zugehörige Temperaturfaktor zu $\Theta_{CSB} = 1,035$ bestimmt

werden. Bezüglich der Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern konnte die Nitrifikationsrate zu $k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und der zugehörige Temperaturfaktor zu $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$ ermittelt werden. Die der Kalibrierung und Validierung des Bemessungsansatzes zugrundeliegenden Betriebsdaten technischer und halbtechnischer Tropfkörper entsprechen im Wesentlichen einer kommunalen Abwasserzusammensetzung mit $\text{BSB}_5\text{:TKN}$ -Verhältnissen im Bereich von 4. Hierbei konnte gezeigt werden, dass mit dem Bemessungsansatz sowohl bei Betriebsdaten die auf 24 h-Mischproben als auch auf Stichproben basieren, die CSB_{mf} - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen und die daraus berechnete CSB - bzw. TKN -Elimination plausibel nachvollzogen werden können. Dies gilt dabei sowohl für mineralische Schüttmaterialien als auch für die moderneren Kunststoffpackungen.

Die Tropfkörper der Adlia WWTP in Batumi, Georgien wiesen mit CSB -Zulaufkonzentrationen im Bereich von ca. 100 - 200 mg/l und einem $\text{BSB}_5\text{:TKN}$ -Verhältnis von im Mittel 3,3, ein vergleichsweise schwach konzentriertes Abwasser auf. In diesem Fall lagen die über den Bemessungsansatz prognostizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen unter den gemessenen Werten. Mit den vorliegenden Betriebsdaten konnte nicht abschließend geklärt werden, ob die Leistungsfähigkeit der Tropfkörper durch betriebliche Faktoren eingeschränkt wurde oder ob der Bemessungsansatz bei schwach konzentriertem Abwasser allgemein zu einer Überschätzung der Nitrifikationsleistung neigt. Demnach empfiehlt es sich den Bemessungsansatz in weiteren Untersuchungen an Tropfkörperanlagen zu validieren, bei denen das Abwasser in Konzentration sowie im $\text{BSB}_5\text{:TKN}$ -Verhältnis vom „typisch kommunalen Abwasser“ abweicht.

Darüber hinaus lassen die Ergebnisse der Validierung vermuten, dass die Flächenbeschickung einen entscheidenden Einfluss auf die Reinigungsleistung hat, der durch den Bemessungsansatz jedoch nicht abgebildet wird. So wurde eine Überschätzung der Reinigungsleistung der Tropfkörper auf der Adlia WWTP bzw. des halbtechnischen Tropfkörpers (Kohlenstoffelimination) auf der Al Aweer STP u.a. auf eine unzureichende Flächenbeschickung bzw. die daraus resultierende unvollständige Füllmaterialbenetzung / Ausnutzung zurückgeführt. Vor diesem Hintergrund stellt eine adäquate Flächenbeschickung (s. auch Kapitel 2.6.5) die Voraussetzung dar, um mit einer über den Bemessungsansatz dimensionierten Tropfkörperanlage die prognostizierte Reinigungsleistung erzielen zu können.

6 Zusammenfassung

Tropfkörper zählen zu den Biofilmverfahren und werden in der Abwasserbehandlung für die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation sowie zur separaten Nitrifikation in der zweiten Stufe eingesetzt. Während sie nach ihrer Entwicklung zunächst eine rasche Verbreitung erfuhren, werden Tropfkörper in Industrieländern wie Deutschland aufgrund der geforderten Stickstoffelimination in den vergangenen Jahrzehnten zunehmend durch moderne Belebtschlammverfahren ersetzt [Riße und Koch, 2012; Dorias, 1996]. Im Gegensatz dazu eignen sich Tropfkörper aufgrund ihrer einfachen Verfahrenstechnik und der robusten Prozesskomponenten bis heute für den Auf- oder Ausbau einer Infrastruktur zur Abwasserbehandlung in den oft warmen Klimaten der Entwicklungs- und Schwellenländern, in denen die Reinigungsanforderungen selten über eine Teilnitrifikation hinausgehen. Hierbei ist jedoch festzustellen, dass die in der Fachwelt etablierten Bemessungsansätze, wie z.B. das *ATV-A 281, 2001*, aus den Betriebserfahrungen von Tropfkörperanlagen in gemäßigten Klimaten abgeleitet wurden und keine Angaben zur Anpassung der Bemessungsgrößen in Abhängigkeit der Abwassertemperatur enthalten. In diesem Zusammenhang weisen zahlreiche Studien darauf hin, dass die Reinigungsleistung von Tropfkörpern mit der Abwassertemperatur zunimmt und damit die Möglichkeit besteht bei hohen Abwassertemperaturen Füllmaterialvolumen einsparen zu können [u.a. *Pressinotti, 2010; Wolf, 1980 und 1984*]. Ferner liefern Regelwerke wie das *ATV-A 281, 2001* keine Hinweise zu den erzielbaren Ablaufkonzentrationen, womit eine Anpassung der Bemessungsgrößen in Abhängigkeit der geforderten Ablaufqualität nicht möglich ist. Von einer Anwendung unter anderen klimatischen Bedingungen bzw. bei abweichenden Anforderungen an die Ablaufqualität ist somit abzuraten, da eine Fehldimensionierung nicht auszuschließen ist.

Vor diesem Hintergrund hatte sich die vorliegende Arbeit zum Ziel gesetzt, einen Bemessungsansatz für einstufige Tropfkörperanlagen mit den Reinigungszielen Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation zu entwickeln. Der Bemessungsansatz sollte dabei sowohl die Abwassertemperatur als auch die Anforderungen an die Ablaufqualität bei der Ermittlung des erforderlichen Füllmaterialvolumens berücksichtigen. Um Erfahrungen zum Betriebsverhalten von Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen sammeln und gleichzeitig eine Datenbasis für die Kalibrierung und

Validierung des Bemessungsansatzes generieren zu können, wurden Messkampagnen an technischen und halbtechnischen Tropfkörperanlagen in warmen Klimaten durchgeführt.

Nach Auswertung der gesammelten Betriebsdaten wurden die Ergebnisse mit Angaben aus der Literatur zur Reinigungsleistung von technischen Tropfkörpern unter gemäßigten Temperaturen (ca. 15 °C) [Imhoff, 1979; Wolf, 1984] sowie eines halbtechnischen Tropfkörpers der bei erhöhten Abwassertemperaturen (25 °C) betrieben wurde [Pressinotti, 2010], verglichen. Neben der Auswertung weiterer betrieblicher Aspekte, wie z.B. dem Einfluss der Säurekapazität im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper auf den pH-Wert oder dem Feststoffaustrag aus den Tropfkörpern, konnte so der Einfluss der Abwassertemperatur auf die Reinigungsleistung evaluiert werden.

Untersuchungen an technischen und halbtechnischen Tropfkörperanlagen

Auf der Managua WWTP (Managua, Nicaragua) konnte die kombinierte Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in Tropfkörpern (H = 5,2 m; D = 35 m; kreuzstrukturierte Packung 100 m²/m³) bei einer Abwassertemperatur von 28 - 33 °C untersucht werden. Die Messkampagne auf der Managua WWTP wurde in zwei Betriebsphasen aufgeteilt. In der ersten Phase waren aufgrund von Problemen im Zulaufpumpwerk, bereits nur 4 der 6 Tropfkörper aktiv. Bei einer Flächenbeschickung von 1,28 m/h, lag die mittlere BSB₅-Raumbelastung in Phase 1 bei 1,04 kg/(m³·d). In der zweiten Phase wurde ein weiterer Tropfkörper außer Betrieb genommen, wodurch die Flächenbeschickung auf 1,73 m/h und die BSB₅-Raumbelastung im Mittel auf 1,27 kg/(m³·d) stieg.

Auch auf der Adlia WWTP (Batumi, Georgien) wurde die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation der Tropfkörper (H = 5,2 m; D = 28 m; kreuzstrukturierte Packung 125 m²/m³) bei einer Abwassertemperatur von 22 - 27 °C untersucht. Die Messkampagne auf der Adlia WWTP bestand ebenfalls aus zwei Phasen. In der ersten Phase wurde das Abwasser mit einer Flächenbeschickung von 0,85 m/h gleichmäßig auf alle 4 Tropfkörper verteilt. Die mittlere BSB₅-Raumbelastung berechnete sich für die erste Phase zu 0,30 kg/(m³·d). In der zweiten Phase wurde die Beschickungswassermenge von zwei Tropfkörpern erhöht, wodurch die Flächenbeschickung auf 1,21 m/h und die mittlere BSB₅-Raumbelastung auf 0,42 kg/(m³·d) stieg. Aufgrund von betrieblichen Problemen (zeitweiser Stillstand der

Drehsprenger), wurden die beiden Tropfkörper mit reduzierter Beschickungswassermenge aus den weiteren Untersuchungen ausgeschlossen.

Weitere Untersuchungen wurden auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE) zur Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe ($H = 2,75 \text{ m}$; $D = 34,1 \text{ m}$; Kunststoffschüttmaterial $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ bzw. kreuzstrukturierte Packung $195 \text{ m}^2/\text{m}^3$), bei einer Abwassertemperatur von $30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$ durchgeführt. Die 15 Nitrifikationstropfkörper wurden mit einer mittleren TKN-Raubelastung von $0,49 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, bei einer Flächenbeschickung von $1,37 \text{ m}/\text{h}$ betrieben.

Darüber hinaus wurden auf der Al Aweer STP zwei baugleiche halbtechnische Tropfkörper ($H = 2,4 \text{ m}$; $D = 5,8 \text{ m}$) betrieben, mit denen ergänzende Untersuchungen zur kombinierten Kohlenstoffelimination und Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern (C-TK) sowie zur Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe (N-TK) durchgeführt werden konnten. Beide Tropfkörper waren mit einer kreuzstrukturierten Kunststoffpackung befüllt, wobei die mittlere spezifische Oberfläche im C-TK bei $135 \text{ m}^2/\text{m}^3$ und die im N-TK bei $195 \text{ m}^2/\text{m}^3$ lag. Über Probenahmestellen entlang der Füllmaterialhöhe, konnte der CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abbau entlang des Fließwegs evaluiert werden. In der ersten von zwei Betriebsphasen wurde der C-TK mit einer Flächenbeschickung von $0,79 \text{ m}/\text{h}$ und einer mittleren BSB_5 -Raumbelastung von $1,72 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ betrieben. In der zweiten Betriebsphase wurde die Flächenbeschickung auf $0,55 \text{ m}/\text{h}$ und damit auch die BSB_5 -Raumbelastung auf $1,11 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ reduziert. Die Abwassertemperatur lag im Zeitraum der Untersuchungen bei $25 - 32 \text{ }^\circ\text{C}$. Der N-TK wurde analog zu den technischen Nitrifikationstropfkörpern mit Abwasser aus dem Ablauf der Zwischenklärung beschickt. Nach der Einfahrphase, in der auch eine Animpfung mit Schlamm aus den technischen Nitrifikationstropfkörper stattfand, wurde der N-TK mit einer Flächenbeschickung von $0,90 \text{ m}/\text{h}$ und einer TKN-Raubelastung von $0,35 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ betrieben. Die Abwassertemperatur lag bei $32 - 35 \text{ }^\circ\text{C}$.

Zusätzlich zu erhöhten Abwassertemperaturen, können insbesondere in Küstenregionen erhöhte Salzgehalte im Abwasser, z.B. durch die Infiltration von Meerwasser in das Kanalnetz oder die Verwendung von Meerwasser für die Toilettenspülung [Chen et al., 2003], auftreten. Vor diesem Hintergrund wurde eine weitere halbtechnische Tropfkörperanlage im Technikum des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart errichtet, mit der die Auswirkungen konstant erhöhter Salzgehalte im Abwasser auf die Kohlenstoffelimination untersucht werden konnten. Die Anlage bestand

aus zwei baugleichen Tropfkörpern ($H = 2,5 \text{ m}$; $D = 0,5 \text{ m}$; Kunststoffschüttmaterial $320 \text{ m}^2/\text{m}^3$) und wurde bei einer Abwassertemperatur von $30 \text{ }^\circ\text{C}$ in einer Klimakammer betrieben. Durch die Dosierung einer Salzlösung wurde das Abwasser im Zulauf eines Tropfkörpers auf konstante Salzgehalte von 3, 6 und 10 g/l NaCl eingestellt. Der zweite Tropfkörper wurde ohne Salzdosierung betrieben und fungierte damit als Referenzsystem für die Auswertung der Reinigungsleistung. In den drei mehrwöchigen Betriebsphasen lag die mittlere BSB_5 -Raumbelastung bei 0,65, 0,78 und $0,81 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ und die Flächenbeschickung bei $0,46 \text{ m}^3/\text{h}$.

Kohlenstoffelimination bei erhöhten Abwassertemperaturen

Imhoff, 1979 konnte aus Betriebsdaten von Tropfkörperanlagen in Deutschland, Leistungskurven für die Kohlenstoffelimination in Abhängigkeit der Raumbelastung bei gemäßigten Abwassertemperaturen (ca. $15 \text{ }^\circ\text{C}$) ableiten. Um den Einfluss der Abwassertemperatur auf die Reinigungsleistung bewerten zu können, fehlten bislang jedoch vergleichbare Betriebsdaten von technischen Tropfkörperanlagen die bei erhöhten Abwassertemperaturen betrieben werden. Durch die Messkampagnen auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$), der Adlia WWTP ($T_w = 22 - 27^\circ\text{C}$) sowie der Al Aweer STP (halbtechnischer Tropfkörper; $T_w = 25 - 32 \text{ }^\circ\text{C}$) konnte gezeigt werden, dass sich erhöhte Abwassertemperaturen positiv auf die Kohlenstoffelimination in Tropfkörpern auswirken. Dabei lag die CSB-Elimination bis zu einer BSB_5 -Flächenbelastung von ca. $8 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ mit rd. 75 - 90 % noch im oberen Bereich der von *Imhoff, 1979* für gemäßigte Abwassertemperaturen angegebenen Leistungskurven. Bei einer BSB_5 -Flächenbelastung zwischen 8 und $16,5 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, lag die CSB-Elimination der untersuchten Tropfkörperanlagen dann mit rund 80 - 90 % deutlich über dem von *Imhoff, 1979* angegebenen Leistungsbereich. Des Weiteren konnte mit den aufgenommenen Betriebsdaten, die von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper ermittelte CSB-Elimination bei einer konstanten Abwassertemperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$ bestätigt werden. Die Validierung der von *Pressinotti, 2010* aufgenommenen Betriebsdaten war erforderlich, da u.a. *Pönninger, 1965* darauf hinweist, dass die Leistungsfähigkeit halbtechnischer Tropfkörperanlagen durch hydraulische Randeffekte geringer ausfallen kann als bei Anlagen im technischen Maßstab. Durch die Validierung konnten die von *Pressinotti, 2010* ermittelten Betriebsdaten für die Entwicklung des Bemessungsansatzes herangezogen werden.

Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen

Durch Untersuchungen an Tropfkörpern in Deutschland, konnte *Wolf, 1984* bei gemäßigten Abwassertemperaturen ($> 10\text{ °C}$) die Nitrifikationsleistung (ermittelt über den Nitratanteil im Tropfkörperablauf) in Abhängigkeit der organischen Belastung bestimmen. Um vergleichbare Daten zur Nitrifikation in Tropfkörpern bei erhöhten Abwassertemperaturen gewinnen zu können, wurden auf der Managua WWTP ($T_w = 28 - 33\text{ °C}$) und der Adlia WWTP ($T_w = 22 - 27\text{ °C}$) Untersuchungen im technischen Maßstab durchgeführt. Durch die Auswertung der gesammelten Betriebsdaten konnte gezeigt werden, dass sich erhöhte Abwassertemperaturen insbesondere bei hohen organischen Belastungen positiv auf die Nitrifikation in einstufigen Tropfkörpern auswirken. So ist nach *Wolf, 1984* unter gemäßigten Abwassertemperaturen ab einer organischen Belastung von $8,9\text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, von einer vollständigen Verdrängung der Nitrifikation durch die Konkurrenz zu den heterotrophen Kohlenstoffoxidierern auszugehen. Im Gegensatz dazu konnte auf der Managua WWTP bei einer BSB_5 -Flächenbelastung im Bereich von $6,9 - 15,0\text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, mit einem Nitratanteil im Tropfkörperablauf von rd. $17 - 58\%$, noch eine Teilnitrifikation festgestellt werden. Hierbei führt die mit steigenden Abwassertemperaturen zunehmende Kohlenstoffelimination dazu, dass sich das erforderliche Füllmaterialvolumen für den Abbau organischer Stoffe reduziert und sich im unteren Tropfkörperbereich Nitrifikanten ansiedeln können. Im Bereich niedriger organischer Belastungen ($\leq 3,0\text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) lag der auf der Adlia WWTP ermittelte Nitratanteil im Tropfkörperablauf zwischen 67 und 91% , und damit leicht unterhalb der von *Wolf, 1984* angegebenen Leistungskurve. Bei niedrigen organischen Belastungen kann somit unabhängig von der Abwassertemperatur eine weitgehende Nitrifikation erzielt werden.

Für erhöhte Abwassertemperaturen (25 °C) konnte *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper die Nitrifikationsleistung (ermittelt über die TKN-Elimination) in Abhängigkeit der organischen Belastung ermitteln. Mit den aus den Messkampagnen gewonnenen Betriebsdaten konnten die von *Pressinotti, 2010* publizierten Leistungskurven erstmals im technischen Maßstab bestätigt werden. Eine reduzierte Reinigungsleistung der halbtechnischen Versuchsanlage aufgrund von hydraulischen Randeffecten - wie u.a. von *Pönninger, 1965* vermutet - konnte damit ausgeschlossen werden. Durch die Validierung der

von *Pressinotti, 2010* erhobenen Leistungskurven konnten diese auch für die Entwicklung des Bemessungsansatzes verwendet werden.

Erkenntnisse zur Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe

Die maximalen Nitrifikationsraten (Reaktion 0. Ordnung bzgl. der Substratkonzentration) konnten für die technischen Tropfkörper der Al Aweer STP zu 2,2 - 3,2 g NH₄-N/(m²·d) (T_w = 30 - 33 °C) bzw. für den halbtechnischen Tropfkörper auf der Al Aweer STP zu 2,8 g NH₄-N/(m²·d) (T_w = 33 °C) ermittelt werden. Die Einordnung der erzielten Umsatzraten in Literaturangaben gestaltete sich jedoch als schwierig, da diese eine Abhängigkeit vom eingesetzten Füllmaterial (Struktur und spezifische Oberfläche) aufweisen. Darüber hinaus werden für die einzelnen Füllmaterialtypen große Spannen bzgl. der maximalen Nitrifikationsraten genannt, die auf den Einfluss weiterer betrieblicher Randbedingungen hinweisen. Der Temperatureinfluss auf die Umsatzleistung von Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe konnte mit den vorliegenden Daten somit nicht abschließend geklärt werden.

Einfluss der Säurekapazität im Tropfkörperablauf auf den pH-Wert

Die in der Literatur angegebene Bandbreite der Restsäurekapazität im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper, die erforderlich ist, um eine Hemmung der Nitrifikation durch einen Abfall des pH-Werts ausschließen zu können, reicht von $\geq 0,1$ bis $\geq 2,0$ mmol/l. Die Auswertung der Restsäurekapazität im Ablauf der Nitrifikationstropfkörper auf der Al Aweer STP hat ergeben, dass bei $< 0,5$ mmol/l ein Abfall des pH-Werts von im Mittel 7,5 im Zulauf auf $< 7,0$ zu erwarten war. Sank die Restsäurekapazität auf $< 0,25$ mmol/l, war ein Abfall des pH-Werts auf bis zu 4,0 zu verzeichnen. Um eine Hemmung der Nitrifikation durch einen Abfall des pH-Werts vermeiden zu können, ist demnach eine Restsäurekapazität von $> 0,5$ mmol/l im Ablauf nitrifizierender Tropfkörper sicherzustellen.

Einfluss erhöhter Salzgehalte auf die Kohlenstoffelimination

Verschiedene Studien wiesen bereits darauf hin, dass sich negative Auswirkungen erhöhter Salzgehalte auf die Reinigungsleistung von Tropfkörpern durch eine Adaption der Biozönose vermeiden lassen. Aufgrund der überwiegend im Labormaßstab und mit synthetischem Abwasser durchgeführten Untersuchungen, bestanden in der Praxis jedoch noch

Unsicherheiten mit dem Umgang erhöhter Salzkonzentrationen in einer realen Abwassermatrix. Mit Versuchen im halbtechnischen Maßstab und Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung einer kommunalen Kläranlage (LFKW Büsnau) konnte gezeigt werden, dass bei konstant erhöhten Salzgehalten bis einschließlich 10 g/l NaCl keine negativen Auswirkungen auf die CSB-Elimination in Tropfkörpern zu erwarten sind. Dabei konnte auch im Abbau des gelösten CSB über die Tropfkörperhöhe, kein Unterschied zwischen der Behandlung von salzarmen und salzhaltigem Abwasser festgestellt werden. In Abwesenheit größerer Schwankungen, ist das erforderliche Füllmaterialvolumen kohlenstoffeliminierender Tropfkörper damit bis einschließlich 10 g/l NaCl unabhängig vom Salzgehalt im Abwasser.

Entwicklung, Kalibrierung und Validierung eines Bemessungsansatzes

Basierend auf den gewonnenen Betriebsdaten und den Erkenntnissen zum Einfluss der Abwassertemperatur, wurde abschließend ein Bemessungsansatz für einstufige Tropfkörperanlagen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination mit und ohne Nitrifikation entwickelt, kalibriert und validiert. Zur Berechnung der Kohlenstoffelimination wurde hierfür die in der Fachwelt anerkannte modifizierte Velz Gleichung [Parker and Merril, 1984] herangezogen. Diese ursprünglich für den gelösten BSB₅ entwickelte Gleichung, wurde zunächst auf den gelösten abbaubaren CSB kalibriert. Zur Ermittlung des gelösten abbaubaren CSB, wurde die CSB-Fraktionierung nach DWA-A 131, 2016 angesetzt. Die CSB-Fraktionierung wurde dabei um die Annahme ergänzt, dass im Tropfkörper 100 % des abbaubaren partikulären CSB hydrolysiert und als gelöster abbaubarer CSB dem Abbau zugänglich gemacht werden. Die kinetische Konstante zur Berechnung der CSB-Elimination wurde zu $k_{\text{CSB},15} = 0,0040 \text{ (m/h)}^{0,5}$ bestimmt. Ferner konnte der in der Literatur häufig genannte Temperaturfaktor für die Kohlenstoffelimination in Biofilmverfahren von $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$, bestätigt werden. Um die Nitrifikation in einstufigen Tropfkörperanlagen bestimmen zu können, wurde die Gujer und Boller Gleichung [Gujer and Boller, 1986] angepasst und mit der modifizierten Velz Gleichung kombiniert. Diese ursprünglich für die Nitrifikation in Tropfkörpern der zweiten Stufe entwickelt Gleichung, wurde dabei über den Startpunkt der Nitrifikation mit der modifizierten Velz Gleichung gekoppelt. Dieser wurde auf 140 mg/l des gelösten abbaubaren CSB kalibriert. Die für die Bemessung anzusetzende

Nitrifikationsrate konnte zu $k_{\text{NH}_4,15} = 0,65 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und der zugehörige Temperaturfaktor zu $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$ bestimmt werden.

Mit dem entwickelten Bemessungsansatz ließen sich die von *Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984* publizierten Betriebsdaten zur Kohlenstoffelimination und Nitrifikation brockengefüllter Tropfkörper bei gemäßigten Abwassertemperaturen plausibel nachbilden. Auch die von *Pressinotti, 2010* an einem halbtechnischen Tropfkörper bei erhöhter Abwassertemperatur (25 °C) ermittelte CSB- und TKN-Elimination einer Brockenfüllung und eines kreuzstrukturierten Kunststoffmaterials (152 m²/m³), konnte mit dem Bemessungsansatz nachvollzogen werden. Ebenso ließ sich die CSB- und TKN-Elimination der im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Tropfkörperanlagen akkurat abbilden. Der entwickelte Bemessungsansatz kann damit ein nützliches Werkzeug zur Bemessung von Tropfkörperanlagen in warmen Klimazonen und damit zum Aufbau oder der Erweiterung einer Infrastruktur zur Abwasserbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern darstellen.

7 Ausblick

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden Messkampagnen an technischen und halbtechnischen Tropfkörpern in warmen Klimaten durchgeführt, um u.a. den Einfluss der Abwassertemperatur auf die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation zu untersuchen. Basierend auf den gesammelten Betriebsdaten sowie weiterer Literaturwerte, wurde anschließend ein Bemessungsansatz entwickelt, der die Abwassertemperatur bei der Ermittlung des erforderlichen Füllmaterialvolumens berücksichtigt.

Neben der Schließung bestehender Daten- und Verständnislücken zum Tropfkörperverfahren im Hinblick auf den Einfluss erhöhter Abwassertemperaturen, traten auch neue Fragestellungen auf, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht geklärt werden konnten. Für zukünftige Forschungsvorhaben können folgende Fragestellungen identifiziert werden:

- **Einfluss erhöhter Salzgehalte:** Mit einer halbtechnischen Tropfkörperanlage und einer realen Abwassermatrix konnte gezeigt werden, dass konstant erhöhte Salzgehalte bis einschließlich 10 g/l NaCl keinen Einfluss auf die Kohlenstoffelimination im Tropfkörper haben und entsprechend bei der Ermittlung des erforderlichen Füllmaterialvolumens kohlenstoffeliminerender Tropfkörper nicht berücksichtigt werden müssen. Um auch die Bemessung nitrifizierender Tropfkörper im Hinblick auf den Einfluss konstant erhöhter Salzgehalte absichern zu können, sind vergleichbare Untersuchungen erforderlich. Der Parallelbetrieb zweier nitrifizierender Tropfkörper bietet sich an, um den Einfluss konstant erhöhter Salzgehalte auf die Nitrifikation unter identischen Betriebsbedingungen untersuchen zu können. Für die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf den technischen Maßstab, ist die Verwendung einer realen Abwassermatrix essentiell. Darüber hinaus bestehen sowohl bzgl. der Kohlenstoffelimination als auch der Nitrifikation noch Unsicherheiten, ab welcher Höhe und wie sich Schwankungen im Salzgehalt bzw. Stoßbelastungen auf die Reinigungsleistung auswirken.
- **Mindest-Flächenbeschickung:** Bereits die Literaturrecherche hat gezeigt, dass bei einer unzureichenden Flächenbeschickung aufgrund einer nicht vollständigen Füllmaterialbenetzung mit einer reduzierten Reinigungsleistung zu rechnen ist. Aufgrund

der Vielzahl an unterschiedlichen Füllmaterialtypen und betrieblichen Randbedingungen, weisen Angaben zur erforderlichen Mindestflächenbeschickung für eine weitgehende Füllmaterialbenetzung jedoch eine große Spreizung auf (vgl. Kapitel 2.6.5). Auch bei der Validierung des Bemessungsansatzes anhand der Betriebsdaten der Adlia WWTP (Batumi, Georgien) sowie des halbtechnischen Tropfkörpers auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE), wurde eine Überschätzung der prognostizierten Reinigungsleistung u.a. mit einer unzureichenden Flächenbeschickung in Verbindung gebracht (Vgl. Kapitel 5.3.5). Um die Randbedingungen für die Anwendung des in dieser Arbeit vorgestellten Bemessungsansatzes genauer definieren und bestehende Tropfkörperanlagen im Hinblick auf die Reinigungsleistung optimieren zu können, wären weitere Untersuchungen zur erforderlichen Mindest-Flächenbeschickung in Abhängigkeit des eingesetzten Füllmaterials erforderlich. Hierbei ist auch zu berücksichtigen, dass mit einer Anhebung der Flächenbeschickung der Energiebedarf (Pumpenergie) einer Tropfkörperanlage steigt. Die Flächenbeschickung ist somit aus betriebswirtschaftlicher und ökologischer (Reinigungsleistung; CO₂-Ausstoß für die Energiebereitstellung) Sicht zu optimieren.

- **Bemessungsansatz:** Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde ein Bemessungsansatz auf Basis von Betriebsdaten technischer und halbtechnischer Tropfkörper entwickelt und validiert. Der Bemessungsansatz, insbesondere der Startpunkt der Nitrifikation und die zugehörige Nitrifikationsrate, wurden dabei mit Daten kalibriert, die mit einem CSB:TKN-Verhältnis von ca. 8 und CSB-Zulaufkonzentrationen überwiegend im Bereich von 250 - 450 mg/l, eine „typisch kommunale Abwasserzusammensetzung“ aufweisen. Je niedriger die CSB-Konzentrationen im Zulauf eines Tropfkörpers ausfallen, bei gleichzeitig noch hohen TKN-Konzentrationen, desto mehr entspricht der Tropfkörper einer Nitrifikationseinheit der zweiten Stufe. In diesem Fall weist bereits das *ATV-Handbuch, 1997* darauf hin, dass eine Bemessung basierend auf der BSB₅-Raumbelastung - worauf im Endeffekt die Kalibrierung des dargestellten Bemessungsansatzes basiert - nicht geeignet ist. Eine Validierung des Bemessungsansatzes bei unterschiedlichen CSB:TKN-Verhältnissen steht damit noch aus.

Des Weiteren wurde der Bemessungsansatz anhand von Daten entwickelt und kalibriert, die bei gemäßigten Abwassertemperaturen von rd. 15 °C (*Imhoff, 1979* und *Wolf, 1984*)

bzw. bei warmen Abwassertemperaturen von rd. 25 - 33 °C (*Pressinotti, 2010* und eigene Untersuchungen) gesammelt wurden. Damit steht eine Validierung des Bemessungsansatzes (speziell der Temperaturkoeffizienten: $\Theta_{\text{CSB}} = 1,035$ und $\Theta_{\text{NH}_4} = 1,020$) bei niedrigen Abwassertemperaturen im Bereich von rd. 5 - 10 °C noch aus. Dabei sind u.a. die Erkenntnisse von *Gebert, 2001* zu berücksichtigen, der ein Anwachsen des Biofilms bei niedrigen Abwassertemperaturen mit einer eingeschränkten Temperatursensitivität der Reinigungsleistung in Verbindung bringt (s. Kapitel 2.6.1).

- **Nitrifikationsraten in Tropfkörpern der zweiten Stufe:** Auf der Al Aweer STP wurde die Reinigungsleistung von Nitrifikationstropfkörpern in zweiter Stufe bei erhöhter Abwassertemperaturen untersucht (vgl. Kapitel 4.4.2). Da Literaturangaben zu Nitrifikationsraten eine Abhängigkeit vom eingesetzten Füllmaterial zeigen und auch innerhalb der einzelnen Füllmaterialtypen noch eine große Spreizung der Umsatzraten angegeben wird, ließ sich der Temperatureinfluss mit den auf der Al Aweer STP gesammelten Messwerten nicht abschließend klären. Bei Nitrifikationstropfkörpern der zweiten Stufe steht demnach eine Bestimmung des Temperatureinflusses auf die Reinigungsleistung noch aus.

Literaturverzeichnis

- Abou-Elela, S., Kamel, M.M. and Fawzy, M.E. (2010): Biological treatment of saline wastewater using a salt-tolerant microorganism. *Desalination*, Vol. 250, pp. 1 - 5
- Abu-Ghararah, Z.H. and Sherrard, J.H. (1993): Biological nutrient removal in high salinity wastewaters. *Journal of Environmental Science and Health*, Vol. 23 (No. 3), pp. 599 - 613
- Abwasserverordnung (2017): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. Letzte Änderung vom 10. März 2017
- Albertson, O.E. (1989): Discussion of: Trickling filter/solids contact performance with rock filters at high organic loadings. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 61 (No. 3), pp. 369 - 372
- Albertson, O.E. (1990): Know your ARs from your ks. (<http://orrisealbertson.com/papers/>)
- Albertson, O.E. (1995): Excess biofilm control by distributor-speed modulation. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 121 (No. 4), pp. 330 - 336
- Albertson, O.E. and Eckenfelder, W. (1984): Analysis of process factors affecting plastic media trickling filter performance. *Proceedings of the second International Conference on Fixed Film Biological Processes*, Washington D.C., USA
- Albertson, O.E. and Okey, R. (2001): Trickling filter Mythology. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 127, pp. 83 - 91
- Almeida, P.G.S., Chernicharo, C.A.L. and Souza C.L. (2009): Development of compact UASB/trickling filter systems for treating domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*, Vol. 59 (No. 7), pp. 1431 - 1439
- Almstrand, R., Lydmark, P., Sörensson, F. and Hermansson, M. (2011): Nitrification potential and population dynamics of nitrifying bacterial biofilms in response to controlled shifts of ammonium concentrations in wastewater trickling filters. *Bioresource Technology*, Vol. 102, pp. 7685 - 7691
- Andersson, B., Aspergren, H., Parker, D. and Lutz, M. (1993): High rate nitrifying trickling filters. *Second International Specialized Conference on Biofilm Reactors*, Paris, France
- Artiga, P., Garcia-Toriello, G., Méndez, R. and Garrido, J.M. (2008): Use of a hybrid membrane bioreactor for the treatment of saline wastewater from a fish canning factory. *Desalination*, Vol. 221, pp. 518 - 525
- Aryan, A.F. and Johnson, S.H. (1987): Of: A comparison of trickling filter media. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 59 (No. 10), pp. 915 - 918
- Aslan, S. and Simsek, E. (2012): Influent of salinity on partial nitrification in a submerged biofilter. *Bioresource Technology*, Vol. 118, pp. 24 - 29

- Atkinson, B. and Ali, M.E.A.R. (1978): The effectiveness of biomass hold-up and packing surface in trickling filters. *Water Research*, Vol. 12, pp. 147 - 156
- ATV-A 198 (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2003
- ATV-A 281 (2001): Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., GFA Hennef, 2002
- ATV-AG 2.6.5 (1989): Mehrstufige biologische Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser, Arbeitsberichte, 2/1989, pp. 181 - 189
- ATV-Handbuch (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. 4. Auflage, Ernst & Sohn - Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin
- Balakrishnan, S. and Eckenfelder, W.W. (1969): Nitrogen relationships in biological treatment processes - II. Nitrification in trickling filters. *Water Research*, Vol. 3, pp. 167 - 174
- Bassin, J.P., Dezotti, M. and Sant`Anna, G.L. (2011): Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 185, pp. 242 - 248
- Benjes, H.H. (1977): Attached growth biological treatment: estimating performance and construction costs and operating and maintenance requirements. Preliminary draft report prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio
- Biesterfeld, S., Farmer, G., Figueroa, L., Parker, D. and Russel, P. (2003): Quantification of denitrification potential in carbonaceous trickling filters. *Water Research*, Vol. 37, pp. 4011 - 4017
- Bishop, P.L. (1997): Biofilm structure and kinetics. *Water Science and Technology*, Vol. 36 (No. 1), pp. 287 - 294
- Bishop, P.L., Zhang, T.C. and Fu, Y.-C. (1995): Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes. *Water Science and Technology*, Vol. 31 (No. 1), pp. 143 - 152
- Bloodgood, D.E., Teletzke, G.H. and Pohland, F.G. (1959): Fundamental hydraulic principles of trickling filters. *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 31 (No. 3), pp. 243 - 253
- Boller, M. and Gujer, W. (1986): Nitrification in tertiary trickling filters followed by deep-bed filters. *Water Research*, Vol. 20 (No. 11), pp. 1363 - 1373
- Boller, M., Gujer, W. and Nyhuis, G. (1990): Tertiary rotating biological contactors for nitrification. *Water Science and Technology*, Vol. 22 (No. 1-2), pp. 89 - 100
- Bounds, J., Ye, J., Kulick III, F.M. and Boltz, J.P. (2010): Nitrifying trickling filter provides reliable, low-energy and cost-effective tertiary municipal wastewater treatment of a lagoon effluent. *WEFTEC 2010*, pp. 3749 - 3764

- Chen, G.-H., Wong, M.-T., Okabe, S. and Watanabe, Y. (2003): Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increased chloride concentration. *Water Research*, Vol. 37, pp. 3125 - 3135
- Chen, S., Ling, J. and Blancheton, J.-P. (2006): Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering*, Vol. 33, pp. 179 - 197
- Christoulas, D.G., Liakos, S.N. and Andreadakis, A.D. (1990): Performance relationship for low and intermediate rate biological filters. *Water Research*, Vol. 24 (No. 5), pp. 607 - 614
- Cortés-Lorenzo, C., Rodríguez-Díaz, M., López-López, C., Sánchez-Peinado, M., Rodelas, B. and González-López, J. (2012): Effect of salinity on enzymatic activities in a submerged fixed bed biofilm reactor for municipal sewage treatment. *Bioresource Technology*, Vol. 121, pp. 312 - 319
- Daigger, G.T., Norton, L.E., Watson, R.S., Crawford, D. and Sieger B. (1993): Process and kinetic analysis of nitrification in coupled trickling filter/activated sludge processes. *Water Environment Research*, Vol. 65 (No. 6), pp. 750 - 758
- Daigger, G.T. and Boltz J.P. (2011): Trickling filter and trickling filter-suspended growth process design and operation: a state-of-the-art review. *Water Environment Research*, Vol. 82 (No. 5), pp. 388 - 404
- De Beer, D., Stoodley, P., Roe, F. and Lewandowski, Z. (1993): Effects of biofilm structures on oxygen distribution and mass transport. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 43, pp. 1131 - 1138
- De Beer, D., Stoodley, P. and Lewandowski, Z. (1996): Liquid flow and mass transport on heterogeneous biofilms. *Water Research*, Vol. 30 (No. 11), pp. 2761 - 2765
- Di Trapani, D., Christensso, M. and Odegaard, H. (2011): Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study. *Water Science and Technology*, Vol. 63 (No. 6), pp. 1121 - 1129
- Dincer, A.R. and Kargi, F. (1999): Salt inhibition of nitrification and denitrification in saline wastewater. *Environmental Technology*, pp. 1147 - 1153
- Dorias, B. (1996): Stickstoffelimination mit Tropfkörpern. (Dissertation) Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 138, Kommissionsverlag R. Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München
- Duddles, G.A., Richardson, S.E. and Barth, E.F. (1974): Plastic-medium trickling filters for biological nitrogen control. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 46 (No. 5), pp. 937 - 946
- DWA-A 131 (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2016
- DWA-Leistungsvergleich (2016): 29. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2016

- DWA-Themenband (2016): Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen. T4, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2015
- Eberl, H., Morgenroth, E., Noguera, D., Picioreanu, C., Rittman, B., Van Loosdrecht, M. and Wanner, O. (2006): Mathematical modeling of biofilms. IWA Publishing
- EKVO (2014): Verordnung des Umweltministeriums über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Eigenkontrollverordnung - EKVO). Frei zugänglich auf der Homepage der Gewerbeaufsicht Baden-Württemberg (<http://gaa.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/16491/>)
- Elenter, D., Milferstedt, K., Zhang, W., Hausner, M. and Morgenroth, E. (2007): Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm. *Water Research*, Vol. 41, pp. 4657 - 4671
- Ewida, K.T., El-Mokadem, S.M., Kamal, R.M. and Ali, A.M. (2006): Effect of distribution nozzles on trickling filter performance. 10th International Water Technology Conference, Alexandria (Egypt), pp. 1075 - 1090
- Gebert, W. (2001): Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit kunststoffgefüllter Tropfkörper. (Dissertation) *Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft - Technische Universität München, Band 159*, Hieronymus Buchreproduktions-GmbH, München
- Germain, J.E. (1966): Economical treatment of domestic waste by plastic-medium trickling filters. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 38 (No. 2), pp. 192 - 203
- Gotaas, H.B. (1948): Effects of temperature on biochemical oxidation of sewage. *Sewage Works Journal*, Vol. 20 (No. 3), pp. 441 - 477
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T. and Henry C.L. (1999): *Biological wastewater treatment*. Second Edition, Marcel Dekker, Inc., New York
- Gray, N.F. (1983): Ponding of a random plastic percolating filter medium due to the fungus *Subbaromyces splendens* Hesseltine in the treatment of sewage. *Water Research*, Vol. 17, pp. 1295 - 1302
- Gray, N.F. and Learner, M.A. (1984): Comparative pilot-scale investigation into uprating the performance of percolating filters by partial medium replacement. *Water Research*, Vol. 18 (No. 4), pp. 409 - 422
- Gray, N.F. and Learner, M.A. (1984b): Estimation of film accumulation in percolating filters - comparison of methods. *Water Research*, Vol. 18 (No. 12), pp. 1509 - 1513
- Gromiec, M.J., Malina, J.F. and Eckenfelder, W.W. (1972): Performance of plastic medium in trickling filters. *Water Research*, Vol. 6, pp. 1321 - 1332
- Gullicks, H.A. and Cleasby, J.L. (1986): Design of trickling filter nitrification towers. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 58 (No. 1), pp. 60 - 67

Literaturverzeichnis

- Gullicks, H.A. and Cleasby, J.L. (1990): Cold-Climate nitrifying biofilters: design and operation considerations. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 62 (No. 1), pp. 50 - 57
- Gujer, W. (1999): *Siedlungswasserwirtschaft*. 3. bearbeitete Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Gujer, W. (2010): Nitrification and me - a subjective review. *Water Research*, Vol. 44, pp. 1 - 19
- Gujer, W. and Boller, M. (1986): Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts. *Water Research*, Vol. 20 (No. 11), pp. 1353 - 1362
- Gujer, W., Krejci, V. und Fleckseder, H. (1983): Tropfkörper und Tauchkörper bei kleinen Abwasserreinigungsanlagen. *Gas-Wasser-Abwasser*, 1983 Heft 7
- Harrison, J.R. and Daigger, G.T. (1987): A comparison of trickling filter media. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 59 (No. 7), pp. 679 - 685
- Harrison, J.R. and Hansford, G.S. (1976): A Study of substrate removal in a microbial film reactor. *Water Research*, Vol. 10, pp. 935 - 943
- Hem, L.J., Rusten, B. and Odegaard, H. (1994): Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, Vol. 28 (No. 6), pp. 1425 - 1433
- Henze, M., Herremoes, P., Jansen, J. and Arvin, E. (2002): *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*. 3rd Edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Hinton, S.W. and Stensel, H.D. (1995): Oxygen transfer in trickling filters. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 121 (No. 5), pp. 423 - 426
- Honda, Y and Matsumoto, J. (1983): The effect of temperature on the growth of microbial film in a model trickling filter. *Water Research*, Vol. 17 (No. 4), pp. 375 - 382
- Hosono, Y. and Kubota, H. (1980): Characteristic evaluation of trickling filter process. *Water Research*, Vol. 14, pp. 581 - 590
- Howland, W.E. (1953): Effect of temperature on sewage treatment processes. *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 25 (No. 2), pp. 161 - 169
- Howland, W.E. (1958): Flow over porous media as in a trickling filter. *Proceedings of the Twelfth Industrial Waste Conference, 1957, University of Lafayette, Indiana USA*
- Huang, J.M., Hao, O.J., Wu, Y.C. and Molof, A.H. (1989): Nitrification of activated sludge effluent in a cross-flow medium trickling filter system. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 61 (No. 4), pp. 461 - 469
- Imhoff, K. R. (1979): *Betriebsergebnisse von Tropfkörperanlagen und Bemessungsvorschlag im Hinblick auf § 7 a WHG*. GWF Wasser Abwasser, 120. Jahrgang (Heft 2), pp. 47 - 49
- Imhoff, K. und Imhoff, K.R. (1990): *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. 27. Auflage, Oldenbourg Verlag, München

- Johnson, W.K. (1952): Ventilation of trickling filters. *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 24 (No. 2), pp. 135 - 148
- Kamstra, A., Heul, J.W. and Nijhof, M. (1998): Performance and optimization of trickling filters on eel farms. *Aquacultural Engineering*, Vol. 17, pp. 175 - 192
- Kargi, F. and Dincer, A.R. (1996b): Biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, Vol. 69, pp. 167 - 172
- Kargi, F. and Dincer, A.R. (1996b): Enhancement of biological treatment performance of saline wastewater by halophilic bacteria. *Bioprocess Engineering*, Vol. 15, pp. 51 - 58
- Kargi, F. and Dincer, A.R. (1999): Salt inhibition effects in biological treatment of saline wastewater in RBC. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 125, pp. 966 - 971
- Kargi, F. and Uygur, A. (1996): Biological treatment of saline wastewater in an aerated percolator unit utilizing halophilic bacteria. *Environmental Technology*, Vol. 17 (No. 3), pp. 325 - 330
- Kartal, B., Koleva, M., Arsov, R., Star, W., Jetten, M.S.M. and Strous, M. (2006): Adaption of a freshwater anammox population to high salinity wastewater. *Journal of Biotechnology*, Vol. 126, pp. 546 - 553
- Kessick, M.A. and Manchen, K.L. (1976): Salt water domestic waste treatment. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 48 (No. 9), pp. 2131 - 2136
- Kincannon, D.F. and Gaudy, A.F. (1966): Some effects of high salt concentrations on activated sludge. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 38 (No. 7), pp. 1148 - 1159
- Kincannon, D.F. and Gaudy, A.F. (1968): Response of biological waste treatment systems to changes in salt concentration. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. X, pp. 483 - 496
- Lawton, G.W. and Eggert, C.V. (1957): Effect of high sodium chloride concentration on trickling filter slimes. *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 29 (No. 11), pp. 1228 - 1236
- Lay, W.C.L., Liu, Y. and Fane, A.G. (2010): Impacts of salinity on the performance of high retention membrane bioreactors for water reclamation: a review. *Water Research*, Vol. 44, pp. 21 - 40
- Lefebvre, O. and Moletta, R. (2006): Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review. *Water Research*, Vol. 40, pp. 3671 - 3682
- Li, H., Kulick, F.M., Zhu, J., Daigger, G.T. and Boltz, J.P. (2014): Practical experience with high-density cross flow media in nitrifying trickling filters: a basis for the reform of generally accepted design criteria. *Proceedings of the 9th International Conference on Biofilm Reactors*, Paris, France
- Liu, Y. and Tay, J.-H. (2002): The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge, *Water Research*, Vol. 36, pp. 1653 - 1665

- Liu, S., Yang, F., Gong, Z. and Su, Z. (2008): Assessment of the positive effect of salinity on the nitrogen removal performance and microbial composition during the start-up of CANON process. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol. 80, pp. 339 - 348
- Logan, B.E. (1993): Oxygen transfer in trickling filters. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 119 (No. 6), pp. 1059 - 1076
- Logan, B.E. and Parker, D.S. (1990): Discussion of: Nitrification performance of a pilot-scale trickling filter. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 62 (No. 7), pp. 933 - 936
- Logan, B.E., Hermanowicz, S.W. and Parker, D.S. (1987): Engineering Implications of a new trickling filter model. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 59 (No. 12), pp. 1017 - 1028
- Logan, B.E., Hermanowicz, S.W. and Parker, D.S. (1987b): A fundamental model for trickling filter process design. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 59 (No. 12), pp. 1029 - 1042
- Ludzack, F.J. and Noran, D.K. (1965): Tolerance of high salinities by conventional wastewater treatment processes. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 37 (No. 10), pp. 1404 - 1416
- Maisch, H. und Schwentner, G. (1994): Umrüstung einer Tropfkörperanlage zur Stickstoffelimination am Beispiel des Klärwerkes Sindelfingen. *Korrespondenz Abwasser*, 41 Jahrgang, 9/1994, pp. 1564 - 1578
- Marquet, R., Muhammad, N., Vairavamoorthy, K. and Wheatley, A. (2007): Particle size distribution to assess the performance of trickling filters. *Institution of Chemical Engineers*, Vol. 85 (B1), pp. 99 - 103
- McAdam, E.J. and Judd, S.J. (2008): Biological treatment of ion-exchange brine regenerant for re-use: a review. *Separation and Purification Technology*, Vol. 62, pp. 264 - 272
- Metcalf and Eddy (2003): *Wastewater Engineering: treatment and reuse*. 4th Edition, McGraw-Hill, New York
- Mills, E.V. and Wheatland, A.B. (1962): Effects of saline sewage on the performance of trickling filters. *Water and Waste Treatment*, Vol. 9 (No. 4), pp. 170 - 172
- Mofokeng, T., Müller, A.W., Wentzel, M.C. and Ekama, G.A. (2009): Full-scale trials of external nitrification on plastic media nitrifying trickling filter. *Water SA*, Vol. 35 (No. 2), pp. 204 - 210
- Moodie, S.P. and Greenfield, P.F. (1978): Treatment of abattoir effluent by trickling filters. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 50 (No. 12), pp. 2741 - 2751
- Mudrack, K. und Kunst, S. (2003): *Biologie der Abwasserreinigung*. 5. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg - Berlin

- Müller, A.W., Wentzel, M.C. and Ekama, G.A. (2006): Estimation of nitrification capacity of rock media trickling filters in external nitrification BNR. *Water SA*, Vol. 32 (No. 5), pp. 611 - 618
- Naz, I., Saroj, D.P., Mumtaz, S., Ali, N. and Ahmed, S. (2015): Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. *Environmental Technology*, Vol. 36 (No. 4), pp. 424 - 434
- Naz, I., Ullah, W., Sehar, S., Rehman, A., Khan, Z.U., Ali, N. and Ahmed, S. (2016): Performance evaluation of stone-media pro-type pilot-scale trickling biofilter system for municipal wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, Vol. 57 (No. 34), pp. 15792 - 15805
- Nijhof, M. (1995): Bacterial stratification and hydraulic loading effects in a plug-flow model for nitrifying trickling filters applied in recirculating fish culture systems. *Aquaculture*, Vol. 134, pp. 49 - 64
- Nijhof, M. and Bovendeur, J. (1990): Fixed film nitrification characteristic in sea-water recirculation fish culture systems. *Aquaculture*, Vol. 87, pp. 133 - 143
- Nourmohammadi, D., Esmaeeli, M.-B., Akbarian, H. and Ghasemian, M. (2013): Nitrogen removal in a full-scale domestic wastewater treatment plant with activated sludge and trickling filter. *Journal of Environmental and Public Health*, Vol. 2013, pp. 1 - 6
- Okabe, S., Oozawa, Y., Hirata, K. and Watanabe, Y. (1996): Relationship between population dynamics of nitrifiers in biofilms and reactor performance at various C:N ratios. *Water Research*, Vol. 30 (No. 7), pp. 1563 - 1572
- Okey R.W. and Albertson O.E. (1989): Evidence for oxygen-limiting conditions during tertiary fixed-film nitrification. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 61 (No. 4), pp. 510 - 519
- Okey R.W. and Albertson O.E. (1989b): Diffusion's role in regulating rate and masking temperature effects in fixed-film nitrification. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 61 (No. 4), pp. 500 - 509
- Painter, H.A. (1970): A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. *Water Research*, Vol. 4, pp. 393 - 450
- Palsdottir, G. and Bishop, P. (1997): Nitrifying biotower upsets due to snails and their control. *Water Science and Technology*, Vol. 36 (No. 1), pp. 247 - 254
- Panswad, T. and Anan, C. (1999): Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds. *Water Research*, Vol. 33 (No. 5), pp. 1165 - 1172
- Panswad, T. and Anan, C. (1999b): Specific oxygen, ammonia and nitrate uptake rates of a biological nutrient removal process treating elevated salinity wastewater. *Bioresource Technology*, Vol. 70, pp. 237 - 243

- Parker, D.S. (1998): WERF Workshop: Formulating a research program for debottlenecking, optimizing and rerating existing wastewater treatment plants. WEFTEC 1998, Orlando, USA
- Parker, D.S. and Merrill, D.T. (1984): Effect of media configuration on trickling filter performance. Water Pollution Control Federation, Vol. 56 (No. 8), pp. 955 - 961
- Parker, D.S. and Newman, P.E. (2006): New Process design procedure for dealing with variable trickling filter effluent suspended solids. Journal of Environmental Engineering, July 2006, pp. 758 - 763
- Parker, D.S. and Richards, T. (1986): Nitrification in trickling filters. Water Pollution Control Federation, Vol. 58 (No. 9), pp. 896 - 902
- Parker, D.S., Lutz, M., Dahl, R. and Bernkopf, S. (1989): Enhancing reaction rates in nitrifying trickling filters through biofilm control. Water Environment Federation, Vol. 61 (No. 5), pp. 618 - 631
- Parker, D.S., Lutz, M., Andersson, B. and Aspegren, H. (1995): Effect of operating variables on nitrification rates in trickling filters. Water Environment Research, Vol. 67 (No. 7), pp. 1111 - 1118
- Parker, D.S., Jacobs, T., Bower, E., Stowe, D.W. and Farmer, G. (1997): Maximizing trickling filter nitrification rates through biofilm control: research review and full scale application. Water Science and Technology, Vol. 36 (No. 1), pp. 255 - 262
- Parker, D.S., Romano, L.S. and Horneck, H.S. (1998): Making a trickling filter/solids contact process work for cold weather nitrification and phosphorus removal. Water Environment Research, Vol. 70 (No. 2), pp. 181 - 188
- Pearce, P. and Edwards, W. (2011): A design model for nitrification on structured cross flow plastic media trickling filters. Water and Environment Journal, Vol. 25, pp. 257 - 265
- Pearce, P. and Williams, S. (1999): A nitrification model for mineral-media trickling filters. Chartered Institution of Water and Environmental Management, 13. April 1999, pp. 84 - 92
- Pearce, P. and Jarvis, S. (2011): Operational experiences with structured plastic media filters: 10 years on. Water and Environment Journal, Vol. 25, pp. 200 - 207
- Persson, F., Wik, T., Sörensson, F. and Hermansson, M. (2002): Distribution and activity of ammonia oxidizing bacteria in a large full-scale trickling filter. Water Research, Vol. 36, pp. 1439 - 1448
- Poon, C.P.C., Chao, Y.-L. and Mikucki, J. (1979): Factors controlling rotating biological contactor performance. Water Pollution Control Federation, Vol. 51 (No. 3), pp. 601 - 611
- Pönninger, R. (1965): Biologische Abwasserreinigung durch Tropfkörper. Verlag der „Österreichischen Abwasserrundschau“, Wien

- Pressinotti, F.C., Krampe, J. und Steinmetz, H. (2007): Einsatz des Tropfkörperverfahrens unter verschiedenen länderspezifischen Einflussfaktoren. Schlussbericht im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Abwasserbehandlung“. Juli 2007 (https://www.cleaner-production.de/fileadmin/assets/bilder/BMBF-Projekte/02WA0544_-_Abschlussbericht.pdf)
- Pressinotti, F.C. (2010): Anpassung der Tropfkörpertechnologie an heiße Klimazonen. (Dissertation) Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 205, Kommissionsverlag R. Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München
- Randall, A.A., Sullivan, J.M., Dietz, J. and Randall, W.C. (1997): Industrial pretreatment: Trickling filter performance and design. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 123, pp. 1072 - 1079
- Rene, E.R., Kim, S.J. and Park, H.S. (2008): Effect of COD/N ratio and salinity on the performance of sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, Vol. 99, pp. 839 - 846
- Raj, S.A. and Murthy, D.V.S. (1999): Comparison of the trickling filter models for the treatment of synthetic dairy wastewater. *Bioprocess Engineering*, Vol. 21, pp. 51 - 55
- Richards, T. and Reinhart, D. (1986): Evaluation of plastic media in trickling filters. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 58 (No. 7), pp. 774 - 783
- Rincke, G. (1967): Neuere Gesichtspunkte zur Abwasserreinigung mit Tropfkörpern. *GWF Wasser Abwasser*, 108. Jahrgang (Heft 24), pp. 667 - 673
- Rincke, G. and Wolters, N. (1970): Plastic medium trickling filters. 5th International Water Pollution Research Conference, San Francisco, USA, pp. 935 - 943
- Riße, H. und Koch, T. (2012): Haben Tropfkörper ausgedient? *Wasserwirtschaft Wassertechnik*, Nr. 5 (2012), pp. 45 - 48
- Roberts, J. (1973): Towards a better understanding of high rate biological film flow reactor theory. *Water Research*, Vol. 7, pp. 1561 - 1588
- Rohold, L. and Harremoës, P. (1993): Degradation of non-diffusible organic matter in biofilm reactors. *Water Research*, Vol. 27 (No. 11), pp. 1689 - 1691
- Särner, E. (1981): Removal of dissolved and particulate organic matter in high-rate trickling filters. *Water Research*, Vol. 15, pp. 671 - 678
- Särner, E. (1986): Removal of particulate and dissolved organics in aerobic fixed-film biological processes. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 58 (No. 2), pp. 165 - 172
- Särner, E. and Marklund, S. (1984): Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed-film biological reactors. The 12th IAWPRC Biennial International Conference, Amsterdam, pp. 15 - 26

- Sato, N., Okubo, T., Onodera, T., Ohashi, A. and Harada, H. (2006): Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna river basin. *Journal of Environmental Management*, Vol. 80, pp. 198 - 207
- Salveti, R., Azzellino, A., Canziani, R. and Bonomo, L. (2006): Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors. *Water Research*, Vol. 40, pp. 2981 - 2993
- Schramm, A., Larsen, L.H., Revsbech, N.P. and Amann, R.I. (1997): Structure and function of a nitrifying biofilm as determined by microelectrodes and fluorescent oligonucleotide probes. *Water Science and Technology*, Vol. 36 (No. 1), pp. 263 - 270
- Schröpfer, G.J. (1933): Factors affecting the efficiency of sewage sedimentation. *Sewage Works Journal*, Vol. 5 (No. 2), pp. 209 - 232
- Schröpfer, G.J., Al-Hakim, M.B., Seidel, H.F. and Ziemke, N.R. (1952): Temperature effects on trickling filters. *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 24 (No. 6), pp. 705 - 722
- Schulze, K.L. (1960): Load and efficiency of trickling filters. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 32 (No. 3), pp. 245 - 261
- Sharvelle, S., McLamore, E. and Banks, M.K. (2008): Hydrodynamic characteristics in biotrickling filters as affected by packing material and hydraulic loading rate. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 134 (No. 5), pp. 346 - 352
- Sheng, Z. and Liu, Y. (2011): Effects of silver nanoparticles on wastewater biofilms. *Water Research*, Vol. 45, pp. 6039 - 6050
- Siegrist, H. and Gujer, W. (1987): Demonstration of mass transfer and pH effects in a nitrifying biofilm. *Water Research*, Vol. 21 (No. 12), pp. 1481 - 1487
- Stanley, W.E. (1930): Sewage filter media and loadings. *Sewage Works Journal*, Vol. 2 (No. 4), pp. 486 - 494
- Stenquist, R.J., Parker, D.S. and Dosh, T.J. (1974): Carbon oxidation-nitrification in synthetic media trickling filters. *Water Pollution Control Federation*, Vol. 46 (No. 10), pp. 2327 - 2339
- Stenquist, R.J. and Kelly, K.A. (1980): Converting rock trickling filters to plastic media - Design and performance. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio
- Suschka, J. (1987): Hydraulic performance of percolating biological filters and consideration of oxygen transfer. *Water Research*, Vol. 21 (No. 8), pp. 865 - 873
- Szwerinski, H. and Harremoes, P. (1986): pH-Decrease in nitrifying biofilms. *Water Research*, Vol. 20 (No. 8), pp. 971 - 976
- Tam, L.S., Tang, T.W., Lueng, W.Y., Chen, G.H. and Sharma, K.R. (2006): A pilot study on performance of a membrane bioreactor in treating fresh water sewage and saline

- sewage in Hong Kong. *Journal of Separation Science and Technology*, Vol. 41, pp. 1253 - 1264
- Tawfik, A. (2012): Polyurethane trickling filter in combination with anaerobic hybrid reactor for treatment of tomato industry wastewater. *INTECH*, Chapter 16, pp. 355 - 380
- Terence, M. and Christian, K. (2015): Modelling trickling filter efficiency under variable loading. Lafayette College, Easton, PA 18042 (<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01047i11.pdf>)
- U.S. EPA (1975): Process design manual for nitrogen control. Brown and Caldwell, Walnut Creek, California
- U.S. EPA 832-F-00-014 (2000): Wastewater technology fact sheet - trickling filters. U.S. Environmental Protection Agency, September 2000
- U.S. EPA 832-F-00-015 (2000): Wastewater technology fact sheet - trickling filter nitrification. U.S. Environmental Protection Agency, September 2000
- Ulug, S.E. and Ucuncu, A. (1992): Process efficiency characterization of plastic medium trickling filter. *Journal of Environmental Studies*, Vol. 42 (No. 1), pp. 31 - 40
- Uygur, A. (2006): Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor. *Process Biochemistry*, Vol. 41, pp. 61 - 66
- Uygur, A. and Kargi, F. (2004): Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor. *Enzyme and Microbial Technology*, Vol. 34, pp. 313 - 318
- Van Loosdrecht, M.C.M., Tjihuis, L., Wijdieks, A.M.S. and Heijnen, J.J. (1995): Population distribution in aerobic biofilms on small suspended particles. *Water Science and Technology*, Vol. 31 (No. 1), pp. 163 - 171
- Velz, C.J. (1948): A basic law for the performance of biological filters. *Sewage Works Journal*, Vol. 20 (No. 4), pp. 607 - 617
- Vestner, R.J. (2003): Leistung und CSB-Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation unter erhöhter Sauerstofflimitierung für Tropfkörper-Anlagen. Universität der Bundeswehr München - Institut für Wasserwesen Mitteilungen (Heft 86), Kommissionsverlag R. Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München
- Von Sperling, M. (1996): Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technologies*, Vol. 33 (No. 3), pp. 59 - 72
- Von Sperling, M. and Chernicharo, C.A.L. (2002): Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. *Journal of Urban Water*, No. 4 (2002), pp. 105 - 114
- Wall, D. (2002): Design of nitrifying trickling filters. *WEFTEC 2002*

Literaturverzeichnis

- Wanner, O. and Gujer, W. (1984): Competition in biofilms. The 12th IAWPRC Biennial International Conference, Amsterdam, pp. 27 - 44
- Watanabe, Y., Okabe, S., Hirata, K. and Masuda, S. (1995): Simultaneous removal of organic materials and nitrogen by micro-aerobic biofilms. *Water Science and Technology*, Vol. 31 (No. 1), pp. 195 - 203
- WEF (2000): Aerobic fixed-growth reactors (special publication). Water Environment Federation. Alexandria, VA, USA
- WEF (2010): Design of municipal wastewater treatment plants - Manual of practice No. 8. 5th Edition, ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, No. 76
- Wik, T. (1999): Adsorption and denitrification in nitrifying trickling filters. *Water Research*, Vol. 33 (No. 6), pp. 1500 - 1508
- Wik, T. (2003): Trickling filters and biofilm reactor modelling. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, Vol. 2, pp. 193 - 212
- Wik, T. and Lindborg, C. (1994): Modelling the dynamics of a trickling filter for waste water treatment. Control Engineering Laboratory - Chalmers University of Technology, pp. 1035 - 1040
- Wolf, P. (1980): Brockengefüllte Tropfkörper in ein- und mehrstufigen biologischen Anlagen. *GWF Wasser Abwasser*, 121. Jahrgang (Heft 10), pp. 476 - 483
- Wolf, P. (1984): Betriebserfahrung an Tropfkörpern. *GWF Wasser Abwasser*, 125. Jahrgang (Heft 4), pp. 186 - 192
- Wolf, P. (1987): Weitgehende Stickstoffoxidation in Tropfkörpern. *Korrespondenz Abwasser*, 34. Jahrgang, 6/1987, pp. 645 - 649
- Zahid, W.M. and Ganczarczyk J.J. (1990): Suspended solids in biological filter effluents. *Water Research*, Vol. 24 (No. 2), pp. 215 - 220
- Zhang, T.C., Fu, Y.-C. and Bishop, P.L. (1995): Competition for substrate and space in biofilms. *Water Environment Federation*, Vol. 67 (No. 6), pp. 992 - 1003
- Zhao, Q., Zhong, H., Wang, K., Wei, L., Liu, J. and Liu, Y. (2013): Removal and transformation of organic matters in domestic wastewater during lab-scale chemically enhanced primary treatment and trickling filter treatment. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 25 (No. 1), pp. 59 - 68
- Zhu, S. and Chen, S. (2002): The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering*, Vol. 26, pp. 221 - 237
- Zimmermann, R.A., Richard, D., Bradshaw, A.T. and Craddock, P.P. (2003): Pilot-scale evaluation of separate-stage nitrification using an attached growth, moving-bed media process. *Water Environment Federation*, Vol. 75 (No. 5), pp. 422 - 433

Anhang

Anhang 1: Managua WWTP (Managua, Nicaragua) - Messwerte

In einer Messkampagne vom 08.04.2013 bis zum 10.05.2013 wurde die Reinigungsleistung der Tropfkörper auf der Managua WWTP untersucht (vgl. 3.2). Die aus den Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper analysierten Werte sind in Tabelle 31 und Tabelle 32 zusammengestellt. TKN-Konzentrationen im Zulauf der Tropfkörper die für die Auswertung herangezogen und über ein TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,59 (n = 14) berechnet wurden, sind in Tabelle 31 in Klammern angegeben.

Tabelle 31: Messkampagne auf der Managua WWTP (Managua, Nicaragua); Messwerte im Zulauf der Tropfkörper basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m³/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt (Werte in Klammern wurden über ein TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,59 berechnet (n = 14))

Datum	Zulauf Tropfkörper					
	Flächen- beschickung [m ³ /h]	CSB [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	AFS [mg/l]
4 aktive Tropfkörper						
08.04.13	1,31	378	105	40,0	26,1	138
08.04.13	1,31	399	125	24,2	13,9	135
09.04.13	1,44	407	151	20,8	16,9	123
10.04.13	1,37	374	121	(33,1)	20,9	148
11.04.13	1,04	385	145	(31,7)	20	125
12.04.13	1,37	393	128	(18,2)	11,5	105
15.04.13	1,10	387	137	26,3	16,3	110
16.04.13	1,21	249	89	29,9	17,5	105
17.04.13	1,30	372	112	30,5	19,3	128
18.04.13	1,43	374	125	(32,7)	20,6	163
19.04.13	1,41	301	96	(32,0)	20,2	108
22.04.13	1,26	403	131	31,4	19,4	123
23.04.13	1,28	249	68	31,3	21,5	90
24.04.13	1,15	293	93	(34,1)	21,5	115
4 aktive Tropfkörper						
25.04.13	1,65	349	97	21,7	11,5	125
26.04.13	1,59	413	134	(38,0)	24	130
29.04.13	1,55	335	107	38,4	24	82
30.04.13	1,75	306	122	(21,9)	13,8	128
01.05.13	1,75	314	101	30,8	19,9	115
02.05.13	1,82	298	109	34,2	21,6	90
03.05.13	1,83	308	111	31,9	21,2	90
06.05.13	1,67	262	67	32,6	20,5	100
08.05.13	1,80	305	94	(33,9)	21,4	134
09.05.13	1,83	326	96	(35,8)	22,6	150
10.05.13	1,73	326	127	(33,9)	21,4	140

Anhang

Tabelle 32: Messkampagne auf der Managua WWTP (Managua, Nicaragua); Messwerte im Ablauf der Tropfkörper basierend auf der Entnahme von Stichproben

Datum	Ablauf Tropfkörper					
	CSB _{mf} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	T _w [°C]
4 aktive Tropfkörper						
08.04.13	45	17,8	5,7	3,36	125	30,1
08.04.13	52	4,7	6,4	3,02	87	
09.04.13	59	9,3	5,8	3,07	64	
10.04.13	45	13,0	4,8	2,56	73	
11.04.13	51	15,4	4,7	1,53	32	
12.04.13	59	7,4	3,6	0,98	61	
15.04.13	61	10,4	4,4	1,68	138	33,2
16.04.13	45	12,7	6,1	2,65	113	
17.04.13	49	13,3	5,1	2,12	58	
18.04.13	53	17,3	3,6	1,48	88	
19.04.13	60	15,4	4,4	1,96	84	
22.04.13	54	11,7	6,5	3,03	63	
23.04.13	31	12,6	7,3	3,64	44	28,6
24.04.13	37	11,8				
4 aktive Tropfkörper						
25.04.13	46	4,0	4,8	1,4	81	
26.04.13	49	18,9	4,9	1,6	92	
29.04.13	41	18,6	6,3	1,8	50	
30.04.13	46	13,5	3,9	1,0	77	
01.05.13	47	16,2	5,0	1,2	93	32,0
02.05.13	46	16,8	5,4	1,3	59	
03.05.13	44	17,5	4,4	1,1	60	
06.05.13		16,6	4,7	1,3	86	
08.05.13	39	14,4			81	
09.05.13	42	18,1			70	
10.05.13	38	17,5			71	31,4

Anhang 2: Adlia WWTP (Batumi, Georgien) - Messwerte

In einer Messkampagne vom 06.08.2015 bis zum 25.09.2015 wurden die Elimination organischer Stoffe sowie die Nitrifikation in den Tropfkörpern der Adlia WWTP untersucht (vgl. 3.3). Die aus den Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper analysierten Werte sind in Tabelle 34 zusammengestellt.

Tabelle 33: Messkampagne auf der Adlia WWTP (Batumi, Georgien); Messwerte im Zu- und Ablauf der Tropfkörper basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m³/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt

Datum	Zulauf Tropfkörper					Ablauf Tropfkörper			
	Flächen- beschickung [m/h]	CSB [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	TKN [mg/l]	AFS [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	T _w [°C]
Phase 1: gleichmäßige Beschickung aller 4 Tropfkörper (Normalbetrieb)									
06.08.15	0,87	165	43	25,8	70	27	1,9	60	25
07.08.15	0,84	164	58		87	21	1,6	74	26
10.08.15	0,84	144	65		81	21	2,6	70	26
11.08.15	0,83	188	67	24,1	77	34	3,0	71	26
12.08.15	0,87			26,6	79		3,0	94	27
13.08.15	0,85	126	41	32,1		22	2,0		25
14.08.15	0,86	126	43	25,6	62	20	2,2	78	27
17.08.15	0,85	158	53	34,6	68	26	3,0	71	25
18.08.15	0,86			25,1	67		2,0	53	24
19.08.15	0,85	150	105	25,1	84	58	3,0	167	25
20.08.15	0,85			30,1	70		3,0	76	26
21.08.15	0,86	173	48	27,1	85	20	2,5	90	26
Phase 2: Erhöhte Beschickungswassermenge Tropfkörper 2 und 4 (Hochlastbetrieb)									
07.09.15	1,11	156	90	21,4		32	3,6		25
08.09.15	1,27	165	45	19,6		15	5,4		24
09.09.15	1,31	174	60	22,0	58	31	5,8	89	24
14.09.15	1,31	172	114	21,6	83	24	6,2	101	25
15.09.15	1,30	104	44		75	22	6,0	87	23
16.09.15	1,29	167	91	19,1	84	22	5,8	89	23
21.09.15	1,12	207	53	21,6	76	14	3,5	74	24
22.09.15	1,14	106	49	20,2	83	23	4,3	83	24
23.09.15	0,95	144	51	19,6	76	25	3,8	80	24

Anhang 3: Al Aweer STP (Dubai, VAE); technische Nitrifikationstropfkörper - Messwerte

In einer Messkampagne vom 26.09.2013 bis zum 28.11.2013, wurde die Nitrifikation der mit Kunststoffschüttmaterial gefüllten Tropfkörper Nr. 1+2 und Nr. 15 sowie des, mit Kreuzstrukturmaterial gefüllten, Tropfkörpers Nr. 7 auf der Al Aweer STP untersucht. Die aus den Stichproben im Zu- und Ablauf der Tropfkörper analysierten Werte sind in Tabelle 34 bis Tabelle 41 zusammengestellt. TKN-Konzentrationen im Zulauf der Tropfkörper, die für die Auswertung herangezogen und über ein TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,12 (n = 15) für TK 1+2, TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,12 (n = 15) für TK 7 und TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,11 (n = 14) für TK 15 berechnet wurden, sind in den sind in den Tabellen 32 bis 34 in Klammern angegeben.

Tabelle 34: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des Tropfkörpers Nr. 1+2 (RM) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m³/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt

Datum	Zulauf Tropfkörper							
	Flächen- beschickung [m/h]	CSB [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mg/l]	pH [-]	T _w [°C]
26.09.13	1,46	48	46,3	41,3			7,7	
29.09.13	1,40	56	47,8	38,0	52		7,8	
30.09.13	1,44	61	42,6	38,3	27		7,8	33
01.10.13	1,42	66	35,8	34,7	31		7,8	
02.10.13	1,38	56		41,1	29		7,8	
03.10.13	1,40	73	48,3	40,2	32		7,8	
06.10.13	1,38	53	38,7	35,2	34		7,5	
07.10.13	1,56	41	33,9	30,3	23		7,5	
08.10.13	1,63	45	37,3	35,5	32		7,5	
09.10.13	1,40	60	32,2	31,0	54		7,5	
10.10.13	1,50	81	45,8	36,9	55		7,7	
13.10.13	1,39	52	41,1	36,7	38		7,6	33
14.10.13	1,31	41	32,3	30,3	24		7,6	
16.10.13	1,16	42	33,9	29,9	28		7,8	
17.10.13	1,26	44	41,3	38,2	31		7,8	
20.10.13	1,26	44	44,0	39,3	17		7,7	
21.10.13	1,44	55	42,1	38,4	35		7,8	
22.10.13	1,33	53	40,3	36,0	23	4,12	7,7	
23.10.13	1,37		45,2	40,3	29		7,7	
24.10.13	1,36	55	40,7	38,3	25		7,8	
27.10.13	1,39	50	40,7	36,3	18		7,8	
28.10.13	1,40	58	43,9	36,6	23	3,00	7,7	
29.10.13	1,40	51	42,1	37,6	22	4,96	7,8	
30.10.13	1,31	50	43,0	38,4	28	4,92	7,8	
30.10.13	1,13							
31.11.13	1,37	51	40,5	35,5	22		7,8	
03.11.13	1,22	56	39,2	35,0	27		7,2	
03.11.13	1,24	58	48,2	43,0	16		7,5	

04.11.13	1,41	59	42,5	37,9	32		7,5	
04.11.13	1,15	57	43,5	38,8	23	5,24	7,5	
05.11.13	1,29	63	44,8	40,0	35	5,32	7,5	
05.11.13	1,21	56	45,5	40,6	22		7,5	
06.11.13	1,32	57	38,8	34,6	33		7,5	
06.11.13	1,10	54	47,6	42,5	24	5,40	7,4	
07.11.13	1,44	82	41,9	39,2	39	5,36	7,5	
07.11.13	1,11	57	44,6	39,8	20	5,40	7,5	
10.11.13	1,35	49	43,9	39,2	34	5,20	7,1	
11.11.13	1,33	56	42,2	40,8	31	5,20	7,6	
12.11.13	1,46	53	41,3	36,9	32	5,00	7,4	
13.11.13	1,28	47	43,2	38,6	25	5,04	7,4	
14.11.13	1,35	50	41,0	39,4	25	4,80	7,3	
17.11.13	1,34	60	45,9	41,0	33	5,36	7,2	
18.11.13	1,47	55	40,1	35,8	22	4,28	7,2	
19.11.13	1,47	51	43,6	38,9	28	5,12	7,3	30
20.11.13	1,39	54	41,6	37,1	24	4,64	7,3	31
21.11.13	1,35	54	43,8	36,4	29	4,88	7,2	

Tabelle 35: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des Tropfkörpers Nr. 7 (XF) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m³/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt

Datum	Zulauf Tropfkörper							
	Flächen- beschickung [m/h]	CSB [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mg/l]	pH [-]	T _w [°C]
26.09.13	1,46	48	(46,3)	41,3			7,7	
29.09.13	1,40	56	47,8	38,0	53		7,8	
30.09.13	1,44	61	42,6	38,3	27		7,8	32
01.10.13	1,42	66	35,8	34,7	31		7,8	31
02.10.13	1,38	56	(46,0)	41,1	29		7,8	31
03.10.13	1,40	73	48,3	40,2	32		7,8	33
06.10.13	1,38	53	38,7	35,2	34		7,5	32
07.10.13	1,56	41	(33,9)	30,3	23		7,5	32
08.10.13	1,63	45	37,3	35,5	32		7,5	33
09.10.13	1,40	60	32,2	31,0	54		7,5	33
10.10.13	1,50	81	45,8	36,9	55		7,7	
13.10.13	1,39	52	(41,1)	36,7	38		7,6	33
14.10.13	1,31	41	32,3	30,3	24		7,6	
16.10.13	1,16	42	33,9	29,9	28		7,8	
17.10.13	1,26	44	41,3	38,2	31		7,8	
20.10.13	1,26	44	(44,0)	39,3	17		7,7	
21.10.13	1,44	55	42,1	38,4	35		7,8	
22.10.13	1,33	53	(40,3)	36,0	23	4,12	7,7	32
23.10.13	1,37		(45,2)	40,3	29		7,7	32
24.10.13	1,36	55	40,7	38,3	25		7,8	31
27.10.13	1,39	50	(40,7)	36,3	18		7,8	32
28.10.13	1,40	58	43,9	36,6	23	3,00	7,7	31
29.10.13	1,40	51	(42,1)	37,6	22	4,96	7,8	32
30.10.13	1,31	50	(43,0)	38,4	28	4,92	7,8	32
30.10.13	1,13							32
31.11.13	1,37	51	40,5	35,5	22		7,8	
03.11.13	1,22	58	(39,2)	35,0	27		7,2	31

Anhang

03.11.13	1,24	62	(48,2)	43,0	16		7,5	32
04.11.13	1,41	66	(42,5)	37,9	32		7,5	31
04.11.13	1,15	40	(43,5)	38,8	23	5,24	7,5	
05.11.13	1,29	62	(44,8)	40,0	35	5,32	7,5	29
05.11.13	1,21	54	(45,5)	40,6	22		7,5	29
06.11.13	1,32	57	(38,8)	34,6	33		7,5	29
06.11.13	1,10	56	(47,6)	42,5	24	5,40	7,4	31
07.11.13	1,44	72	41,9	39,2	39	5,36	7,5	
07.11.13	1,11	56	44,6	39,8	20	5,40	7,5	
10.11.13	1,35	64	(43,9)	39,2	34	5,20	7,1	
11.11.13	1,33	43	42,2	40,8	31	5,20	7,6	
12.11.13	1,46	51	(41,3)	36,9	32	5,00	7,4	
13.11.13	1,28	43	(43,2)	38,6	25	5,04	7,4	29
14.11.13	1,35	51	(41,0)	39,4	25	4,80	7,3	
17.11.13	1,34	61	(45,9)	41,0	33	5,36	7,2	
18.11.13	1,47	49	(40,1)	35,8	22	4,28	7,2	
19.11.13	1,47	52	(43,6)	38,9	28	5,12	7,3	30
20.11.13	1,39	54	(41,6)	37,1	24	4,64	7,3	30
21.11.13	1,35	58	43,8	36,4	29	4,88	7,2	30

Tabelle 36: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des Tropfkörpers Nr. 15 (RM) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m³/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt

Datum	Zulauf Tropfkörper							
	Flächen- beschickung [m/h]	CSB [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mg/l]	pH [-]	T _w [°C]
26.09.13	1,46	55	43,0	38,9			7,8	
29.09.13	1,40							
30.09.13	1,44	57	41,4	37,7	27		7,8	32
01.10.13	1,42	57	37,3	36,1	31		7,8	
02.10.13	1,38	49	37,0	36,6	29		7,9	
03.10.13	1,40	49	41,8	37,3	26		7,8	
06.10.13	1,38	52	38,9	34,4	25		7,8	
07.10.13	1,56	50	37,0	36,9	33		7,9	
08.10.13	1,63	59	40,1	35,1	38		7,8	
09.10.13	1,40	91	36,5	33,0	66		7,6	
10.10.13	1,50	62	43,0	32,6	41		7,8	
13.10.13	1,39		37,8	34,2				
14.10.13	1,31	49	37,7	32,4	33		7,8	
16.10.13	1,16	38	33,3	29,2	28		7,8	
17.10.13	1,26	39	38,5	35,6	26		7,8	
20.10.13	1,26	41	42,5	38,4	16		7,8	
21.10.13	1,44	47	39,8	36,0	26		7,8	
22.10.13	1,33	44	37,4	33,8	21		7,8	
23.10.13	1,37	39	38,2	34,5	15		7,8	
24.10.13	1,36	59	41,3	37,6	27		7,7	
27.10.13	1,39	44	44,5	40,2	15		7,8	
28.10.13	1,40	50	45,1	40,3	17		7,8	
29.10.13	1,40	41	44,0	39,8	18		7,8	
30.10.13	1,31	40	45,3	40,9	18		7,9	
30.10.13	1,13							
31.11.13	1,37	39	39,1	37,9	13		7,9	

03.11.13	1,22	46	39,9	36,1	17		7,3	
03.11.13	1,24	51	43,7	39,5	14		7,6	
04.11.13	1,41	49	38,7	35,0	19		7,5	
04.11.13	1,15	47	41,3	37,3	15	5,32	7,5	
05.11.13	1,29	51	42,4	37,0	23	5,16	7,4	
05.11.13	1,21	31	41,8	37,9	26	5,40	7,5	
06.11.13	1,32	43	39,6	35,8	20		7,6	
06.11.13	1,10	44	43,5	39,3	16	5,32	7,5	
07.11.13	1,44	46	40,1	36,7	22	5,04	7,5	
07.11.13	1,11	52	39,5	39,2	17	5,24	7,5	
10.11.13	1,35	47	42,7	38,6	18	5,00	7,4	
11.11.13	1,33	40	42,6	39,3	18	5,12	7,7	
12.11.13	1,46	38	40,8	36,9	22	4,84	7,5	
13.11.13	1,28	40	42,3	38,2	17	5,00	7,4	
14.11.13	1,35	38	42,7	38,5	9,0	4,72	7,3	
17.11.13	1,34	44	45,0	40,7	17	5,16	7,3	
18.11.13	1,47	34	42,0	38,0	7	4,68	7,2	
19.11.13	1,47	38	44,3	40,0	17	5,16	7,4	30
20.11.13	1,39	29	44,0	39,8	15	4,60	7,3	30
21.11.13	1,35	38	44,8	37,3	22	4,72	7,3	

Tabelle 37: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf der Tropfkörper Nr. 1+2 (RM; 100 m²/m³) basierend auf der Entnahme von Stichproben

Datum	Ablauf Tropfkörper Nr. 1+2					
	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mmol/l]	pH [-]
26.09.13	18,2	1,2	14,2			7,6
29.09.13	20,1	1,2	15,4	12,0		7,5
30.09.13	19,8	1,2	14,8	10,3		7,6
01.10.13	16,9	1,1	15,0	11,3		7,5
02.10.13	18,9	1,1	15,2	12,8		7,6
03.10.13	19,5	1,0	13,5	11,0		7,6
06.10.13	19,9	0,9	12,9	12,0		7,6
07.10.13	16,3	0,8	14,6	14,0		7,6
08.10.13	20,4	0,8	12,5	22,0		7,6
09.10.13	22,4	0,8		38,0		7,5
10.10.13	19,5	1,0	11,0	15,0		7,6
13.10.13	19,7	1,3	11,1	14,0		7,7
14.10.13	9,77	1,2	15,1	15,0		7,4
16.10.13	10,0	1,3	18,2	19,0		7,5
17.10.13	12,5	1,3	17,8	9,0		7,3
20.10.13	14,5	1,2	15,9	9,0		7,5
21.10.13	12,2	1,0	16,6	12,0		7,5
22.10.13	13	1,2	15,9	13,0		7,5
23.10.13	15,4	1,1	14,0	8,0		7,6
24.10.13	16,9	1,0	15,5	22,0		7,6
27.10.13		0,5	9,0	17,0		7,7
28.10.13	16,1	1,1	15,0	6,0		7,5
29.10.13	9,9	1,3	18,0	9,0		7,5
30.10.13	19,1	1,1	13,6	13,0		7,6
30.10.13	20,5	1,2	15,1	12,0		7,7
31.11.13	16,5	1,1	15,0	15,0		7,5

Anhang

03.11.13	17,3	1,2	14,5	12,0		7,4
03.11.13	25,4	1,3	14,7	12,0		7,7
04.11.13	22,4	0,9	12,0	13,0		7,6
04.11.13	19,8	1,3	14,0	11,0	2,92	7,6
05.11.13	20,2	1,4	14,2	12,0	2,96	7,6
05.11.13	21,5	1,3	14,4	14,0	3,08	7,6
06.11.13	16,1	1,5	14,1	11,0		7,8
06.11.13	21,9	1,5	14,9	12,0	2,92	7,6
07.11.13	21,6	1,4	12,7	12,0	3,04	7,7
07.11.13	22,9	1,4	13,5	13,0		7,6
10.11.13	20,8	1,4	13,6	13,0	2,80	7,6
11.11.13	20,6	1,5	14,2	12,0	2,80	7,5
12.11.13	18,5	1,4	13,9	13,0	2,52	7,5
13.11.13	16,7	1,4	15,7	13,0	2,44	7,7
14.11.13	18,8	1,2	15,2	14,0	2,40	7,3
17.11.13	26,7	1,4	13,0	14,0	3,04	7,4
18.11.13	21,2	1,3	12,2	11,0	2,68	7,4
19.11.13	24	1,4	14,2	13,0	2,84	7,4
20.11.13	15,7	1,3	15,6	10,0	2,12	7,2
21.11.13	20,5	1,2	13,3	17,0	2,76	7,5

Tabelle 38: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des Tropfkörpers Nr. 7 (XF; 150 / 240 m²/m³) basierend auf der Entnahme von Stichproben

Datum	Ablauf Tropfkörper Nr. 7					
	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mmol/l]	pH [-]
26.09.13		1,2				7,7
29.09.13		0,4		53		7,8
30.09.13	9,5	0,6	29,0	27		7,8
01.10.13	5,2	0,5	31,5	31		7,8
02.10.13	7,1	1,2	31,6	29		7,8
03.10.13	7,5	1,9	30,0	32		7,8
06.10.13	7,7	2,0	25,9	34		7,5
07.10.13	9,7	1,7	24,3	23		7,5
08.10.13	10,1	2,5		32		7,5
09.10.13	4,5	0,7	27,7	54		7,5
10.10.13	7,0	0,7	26,6	55		7,7
13.10.13	3,8	0,1	36,2	38		7,6
14.10.13	0,4	0,0	33,4	24		7,6
16.10.13	2,7	0,1	32,4	28		7,8
17.10.13	3,2	0,2	35,2	31		7,8
20.10.13	2,3	0,0	37,4	17		7,7
21.10.13	2,2	0,0	43,4	35		7,8
22.10.13	1,7	0,1	34,5	23	4,12	7,7
23.10.13	9,7	0,3	25,1	29		7,7
24.10.13	6,3	0,2	30,2	25		7,8
27.10.13	4,1	0,1	34,8	18		7,8
28.10.13	2,7	0,1	39,0	23	3,00	7,7
29.10.13	2,3	0,2	33,8	22	4,96	7,8
30.10.13	2,4	0,1	35,4	28	4,92	7,8
30.10.13	4,0	0,1	38,4			
31.11.13	3,9	0,1	33,0	22		7,8

03.11.13	7,0	0,3	31,0	25	5,00	7,2
03.11.13	12,5	0,2	32,1	25	5,72	7,5
04.11.13	9,6	0,5	27,8	31		7,5
04.11.13	7,4	0,5	32,6	23	5,28	7,4
05.11.13	8,6	0,5	31,3	33	5,36	7,5
05.11.13	1,6	0,1	34,8	27	5,44	7,3
06.11.13	2,7	0,2	35,8	36		7,5
06.11.13	1,7	0,0	42,4	27	5,40	7,4
07.11.13	11,9	0,3	28,7	41	5,36	7,4
07.11.13	6,9	0,4	35,0	25	5,40	7,5
10.11.13	10,9	0,8	29,2	36	5,12	7,2
11.11.13	2,1	0,3	39,6	31	5,24	7,6
12.11.13	7,9	0,5	29,9	34	4,80	7,5
13.11.13	1,9	0,2	39,4	24	5,08	7,4
14.11.13	6,2	0,2	34,4	22	4,76	7,3
17.11.13		0,7	21,5	31	5,32	7,2
18.11.13	4,9	0,5	31,2	18	4,04	7,6
19.11.13	11,0	0,5	30,5	29	5,12	7,3
20.11.13	7,1	0,7	29,9	25	4,64	7,2
21.11.13	8,6	0,8	29,6	33	4,84	7,2

Tabelle 39: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des Tropfkörpers Nr. 15 (RM; 100 m²/m³) basierend auf der Entnahme von Stichproben

Datum	Ablauf Tropfkörper					
	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mmol/l]	pH [-]
26.09.13	19,5	1,2	11,2			7,5
29.09.13	20,5	1,3	13,7	11		7,6
30.09.13	20,3	1,5	13,2	9		7,6
01.10.13	18,1	1,4	12,0	11		7,6
02.10.13	20,4	1,4	13,1	14		7,6
03.10.13	21,5	1,3	12,4	12		7,7
06.10.13	21,6	1,4	7,8	16		7,6
07.10.13	21,4	1,3	11,0	13		7,7
08.10.13		0,5	4,1			7,7
09.10.13	21,7	1,3	6,0	30		7,5
10.10.13	21,6	1,6		16		
13.10.13	21,0	1,7	10,6	16		7,8
14.10.13	12,6	1,6	13,8	12		7,6
16.10.13	11,3	1,7	16,8	8		7,4
17.10.13	12,8	1,5	18,6	12		7,6
20.10.13	18,2	1,6	13,5	8		7,7
21.10.13	16,5	1,5	15,1	9		7,6
22.10.13	16,5	1,5	13,3	12		7,4
23.10.13	19,3	1,5	12,1	6		7,7
24.10.13	19,6	1,5	9,2	9		7,7
27.10.13	19,5	1,6	13,0	11		7,7
28.10.13	16,4	1,5	15,6	6		7,7
29.10.13	17,1	1,4	14,7	8		7,6
30.10.13	21,1	1,5	12,7	9		7,7
30.10.13	22,5	1,4	12,9	9		7,6
31.11.13	19,8	1,5	12,8	10		7,6

03.11.13	21,5	1,5	12,0	9		7,5
03.11.13	24,1	1,5	11,6	9		7,8
04.11.13	22,6	1,5	10,7	10		7,7
04.11.13	22,3	1,6	11,7	11		7,7
05.11.13	22,2	1,6	12,3	14	3,08	7,7
05.11.13	21,2	1,7	12,1	15	2,96	7,7
06.11.13	18,5	1,8	13,2	7		7,8
06.11.13	22,4	1,8	13,0	13	3,00	7,7
07.11.13	20,3	1,7	11,9	10	2,96	7,7
07.11.13	23,5	1,7	11,7	10	3,00	7,7
10.11.13	22,7	1,7	11,7	13	2,92	7,6
11.11.13	23,3	1,7	12,0	11	2,96	7,8
12.11.13	20,7	1,7	12,5	11	2,68	7,5
13.11.13	20,3	1,7	13,6	12	2,72	7,6
14.11.13	21,0	1,4	14,0	14	2,52	7,4
17.11.13	26,6	1,4	11,7	13	3,16	7,5
18.11.13	24,9	1,2	11,0	11	3,00	7,5
19.11.13	24,0	1,4	13,4	13	2,80	7,5
20.11.13	21,7	1,4	13,3	8	2,52	7,5
21.11.13	23,4	1,3	11,9	13	2,84	7,5

**Anhang 4: Al Aweer STP (Dubai, VAE); halbtechnischer Nitrifikationstropfkörper -
Messwerte**

In einer Messkampagne vom 24.11.2013 bis zum 23.07.2014 wurde die Nitrifikation des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers auf der Al Aweer STP untersucht. Die aus den Stichproben im Zu- und Ablauf des Tropfkörpers analysierten Werte sind in Tabelle 40 und Tabelle 41 zusammengestellt. TKN-Konzentrationen im Zulauf des Tropfkörpers die für die Auswertung herangezogen und über ein TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,22 (n = 13) berechnet wurden, sind in Tabelle 34 in Klammer angegeben.

Tabelle 40: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m³/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt (Förderleistung der Pumpe)

Datum	Zulauf Tropfkörper						
	Flächen- beschickung [m/h]	CSB [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mmol/l]	pH [-]
24.11.13			(41,9)	34,4	13	4,48	7,2
25.11.13	0,53		(39,9)	32,8	20	4,56	7,2
26.11.13	0,53		(41,5)	34,1			7,2
27.11.13	0,77						
28.11.13	0,77		(42,7)	35,1			7,3
12.12.13		72,7	39,7	35,5	35	4,60	7,5
19.12.13	0,65	44,4	44,6	37,3		4,44	7,5
26.12.13	0,65	56,4	48,7	34,7		4,96	7,6

02.01.14	0,63	61,8	50,0	38,4	15	5,20	7,5
09.01.14	0,63	50,7	47,1	33,1		4,92	7,5
16.01.14	0,63	50,5	53,2	39,9	13	5,16	7,7
23.01.14	0,59	44,7	50,6	36,5	10	5,08	7,5
30.01.14	0,59	63,3	36,4	31,9	4		7,6
03.02.14	0,59	47,0	(47,6)	39,1	25,0	5,40	7,5
12.02.14	0,59		(50,3)	41,3	25	5,44	7,5
19.02.14	0,73		(51,0)	41,9			
23.02.14	0,73		(53,0)	43,5		5,68	
25.02.14	0,73		(53,8)	44,2		5,52	7,5
27.02.14	0,73		(45,9)	37,7		4,88	
03.03.14	0,73	60	(45,1)	37,0		4,89	
05.03.14	0,73	65	(46,6)	38,2		4,97	
13.03.14	0,73	74	(52,4)	43,0	31	4,84	7,3
20.03.14	0,73	78	(47,6)	39,1	22	4,76	7,3
27.03.14	0,73	52	(38,0)	31,2	25	3,92	7,2
03.04.14	0,73	64	(48,6)	39,9	15	4,84	7,4
10.04.14	0,90	42	(42,0)	34,5		4,88	
13.04.14	0,90	67	(44,0)	36,1		5,09	
24.04.14	0,92	29	(43,2)	35,5		5,24	
01.05.14	0,92	76	(46,3)	38,0	37	5,32	7,4
08.05.14	0,92	66	(44,0)	36,1	36	5,00	7,3
15.05.14	0,92	74	(49,1)	40,3	51	5,12	7,4
22.05.14	0,79	55	(44,2)	36,3	29	5,00	7,4
29.05.14	0,79	55	(48,9)	40,2	21	5,00	7,5
05.06.14	0,79	50	(45,4)	37,3	24	5,08	7,4
12.06.14	0,79	53	(43,5)	35,7	22	4,76	7,5
16.06.14	1,04		(48,8)	40,1		5,20	7,4
18.06.14	1,04		(49,2)	40,4		5,40	7,5
23.06.14	1,04		(47,5)	39,0		5,20	7,4
25.06.14	0,94		(41,6)	34,2		5,28	7,4
30.06.14	0,90	51	43,5	35,7	31	5,40	7,6
02.07.14	0,90	47	40,0	35,8	25	5,24	7,6
07.07.14	0,90	51	40,0	35,5	21	5,00	7,5
15.07.14	0,90	61	38,0	35,2	31	5,00	7,6
16.07.14	0,90	62	40,3	33,5	31	4,84	7,5

Tabelle 41: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des halbtechnischen Nitrifikationstropfkörpers basierend auf der Entnahme von Stichproben

Datum	Ablauf Tropfkörper						
	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	Alkalinität [mmol/l]	pH [-]	T _w [-]
24.11.13	26,1	0,1	0,3	6		8,0	27
25.11.13	35,2			14		8,0	
26.11.13	35,8					8,0	27
27.11.13	35,5					8,0	28
28.11.13	33,7	1,4	1,6			7,9	
12.12.13	29,4	5,2	1,6		3,88	8,1	23
19.12.13	34,3	2,5	1,0		4,72	7,9	22
26.12.13	23,4	12,9	3,9			7,9	20
02.01.14	25,8	13,4	4,3		3,36	7,8	21
09.01.14	19,7	14,9	5,0		2,68	7,7	

Anhang

16.01.14	20,6	14,7	6,8		2,6	7,7	
23.01.14	17,1	12,2	9,8	4	2,16	7,7	20
30.01.14	14,5	8,4	10,9	6		7,7	24
03.02.14	21,9	7,0	11,4	25	2,68	7,6	20
12.02.14	18,3	9,8	13,0	9	2,16	7,7	24
23.02.14	19,1	12,4	14,0		2,40		
25.02.14	13,2	10,3	20,9		1,20	7,5	
27.02.14	10,5	8,4	22,8	5	1,08	7,4	23
03.03.14	9,5	4,1	26,1	7	0,88	7,2	22
05.03.14	10,1	3,6	27,0	7	0,96	7,3	24
13.03.14	10,1	1,7	29,5	9	1,04	7,3	
20.03.14	10,1	3,9	23,8	3	0,80	7,3	24
27.03.14	9,3	1,5	24,8	7	0,24	6,8	
03.04.14	8,5	3,7	33,8	10	0,72	7,1	
10.04.14	10,8	7,5	21,2	11	1,20	7,4	25
13.04.14	9,5	6,2	23,7	14	0,92	7,3	26
24.04.14	10,2	3,6	24,6	8	1,24	7,4	31
01.05.14	7,9	1,5	28,8	13	0,96	7,0	
08.05.14	4,0	0,8	29,7	9	0,44	6,8	
15.05.14	5,3	1,0	35,3	8	0,36	6,8	
22.05.14	3,1	0,6	31,1	12	0,28	6,6	
29.05.14	3,8		33,6	5	0,32	6,8	33
05.06.14	2,4		31,7	8	0,24	6,5	
12.06.14	4,0		29,1	3	0,48		
16.06.14	6,5	1,2	29,4	10	0,76	7,0	
18.06.14	4,7	1,0	32,3	15	0,60	6,9	31
23.06.14	3,0	0,5	32,6	8	0,40	6,7	32
25.06.14	2,1	0,3	33,5	10	0,40	6,6	
30.06.14	3,4	0,3	28,4	15	1,00	7,2	
02.07.14	1,4	0,3	28,2	10	0,60	7,3	32
07.07.14	0,9	0,2	27,6	12	0,64	7,3	32
15.07.14	0,4	0,1		8	0,44	7,0	35
16.07.14	0,5	0,1	24,2	8	0,72	7,3	35

**Anhang 5: AI Aweer STP (Dubai, VAE); halbtechnischer Tropfkörper
(Kohlenstoffelimination) - Messwerte**

In einer Messkampagne vom 03.12.2013 bis zum 24.06.2014 wurde die Kohlenstoffelimination eines halbtechnischen Tropfkörpers auf der AI Aweer STP untersucht. Die aus den Stichproben im Zu- und Ablauf des Tropfkörpers analysierten Werte sind in Tabelle 42 und Tabelle 43 zusammengestellt. TKN-Konzentrationen im Zulauf des Tropfkörpers die für die Auswertung herangezogen und über ein TKN:NH₄-N-Verhältnis von 1,25 (n = 6) berechnet wurden, sind in Tabelle 42 in Klammer angegeben.

Tabelle 42: Messkampagne auf der AI Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Zulauf des halbtechnischen Tropfkörpers (Kohlenstoffelimination) basierend auf der Entnahme von Stichproben; Wassermengen wurden in m³/h zum Zeitpunkt der Stichprobenahme ermittelt (Förderleistung der Pumpe)

Datum	Zulauf Tropfkörper						
	Flächen- beschickung [m/h]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	AFS [mg/l]	T _w [°C]
Phase 1							
03.12.13	0,87	448					
10.12.13	0,87	369	188			76	28
17.12.13	0,87	322				64	28
18.12.13	0,79						
24.12.13	0,79	346	190			76	26
31.12.13	0,73	375	203			60	25
07.01.14	0,73	393	223			72	25
14.01.14	0,73	394	228	(52,6)	42,2	76	
21.01.14	0,73	406	211	(54,8)	44	62	26
28.01.14	0,73	374	201	(60,5)	48,6	84	26
03.02.14	0,73			(61,0)	49,0		
04.02.14	0,81			(62,3)	50	163	
05.02.14	0,81					97	27
11.02.14	0,81	426	248	(52,9)	42,5	120	26
12.02.14	0,81	388					26
18.02.14	0,81	388	245	(59,5)	47,8	85	26
20.02.14	0,81	356	183				26
Phase 2							
25.02.14	0,49	356	214	(64,0)	51,4	80	27
27.02.14	0,49	315		(55,8)	44,8	68	27
05.03.14	0,51	306	168	(50,1)	40,2	87	27
11.03.14	0,51	356	207	(75,4)	60,5	60	
18.03.14	0,51	345	202	(66,6)	53,5	106	26
25.03.14	0,51	354	232	(57,4)	46,1	106	
01.04.14	0,51	365	222	(66,6)	53,5	52	28
09.04.14	0,59	313	168	(62,0)	49,8	90	
10.04.14	0,59	405	205	(67,0)	53,8	68	28
15.04.14	0,59	364	223	63,6	47,6	87	29

Anhang

16.04.14	0,59		218	(52,3)	42,0	53	29
23.04.14	0,59	365	215	65,0	46,6	85	30
24.04.14	0,59	349	203	54,9	43,2	85	32
06.05.14	0,59	422	219	(54,3)	43,6	86,0	
13.05.14	0,59	370	222	(49,9)	40,1	84,0	32
20.05.14	0,52	333		(59,5)	47,8	96,0	
10.06.14	0,52	341	187	(48,2)	38,7	98,0	
17.06.14	0,57	390	207	60,6	48,4	118,0	
19.06.14	0,57	336	173	62,3	54,7	137	32
24.06.14	0,57	381	233	59,3	54,8	112	32

Tabelle 43: Messkampagne auf der Al Aweer STP (Dubai, VAE); Messwerte im Ablauf des halbtechnischen Tropfkörpers (Kohlenstoffelimination) basierend auf der Entnahme von Stichproben

Datum	Ablauf Tropfkörper				
	CSB _{mf} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	AFS [mg/l]
03.12.13	78,7				
10.12.13	61,1				74
17.12.13	65,7				68
18.12.13					
24.12.13	72,2				36
31.12.13	76				40
07.01.14	74,1				26
14.01.14	69,8	43,8	2,24	0,792	56
21.01.14	69,6	46	4,36	1,35	32
28.01.14	71,3	42,1	8,44	2,35	48
03.02.14	56,8	38,8	4,06	1,51	89
04.02.14	43,8	43,2	2,8	1,15	90
05.02.14	45,4				92
11.02.14	43	38,6	2,2	0,949	112
12.02.14	45,6		2,85	1,15	146
18.02.14	47	39,2	4,9	1,47	184
20.02.14	68,8				
25.02.14	62,8	34,5	16,2	4,68	43
27.02.14	64	29,8	16,3	5,02	38
05.03.14	56,2	25,8	14,1	5,04	79
11.03.14	64,3	39	12,1	4,34	20
18.03.14	64,1	31,9	7,8	4,29	71
25.03.14	89,5	34,7	8,95	3,04	72
01.04.14	75,7		4,41	1,65	38
09.04.14	56,7	24,2	22,5	7,8	23
10.04.14	70,8	24,3	22,1	7,63	25
15.04.14	49,2	21,6	15,2	5,48	24
16.04.14	48,2	14	17,2	6,92	16
23.04.14	47,6	15,9	14,5	10,1	23
24.04.14	45,8	13,2	12,0	14	35

06.05.14	50,2	15,7	5,47	10,5	12
13.05.14	55,9	32	4,31	2,83	60
20.05.14	77,2	27,3	3,39	2,88	95
10.06.14	64,9	27,3		2,65	35
17.06.14	42,2	20,5	4,62	7,29	42
19.06.14	38	18,6	5,44	9,31	30
24.06.14	39,2	23,6	2,88	7,09	54

Anhang 6: Untersuchungen zum Einfluss erhöhter Salzgehalte (ISWA - Universität Stuttgart, Deutschland) - Messwerte

Die halbtechnische Versuchsanlage wurde vom 17.08.2015 bis zum 25.12.2015 betrieben. Die aus den Stichproben im Zu- und Ablauf der beiden Tropfkörper analysierten Werte sind in Tabelle 44 zusammengestellt. Die Flächenbeschickung wurde konstant auf 0,46 m/h (entsp. 90 l/h) eingestellt.

Tabelle 44: Messwerte im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Tropfkörper im Technikum des ISWA - Universität Stuttgart (Deutschland) basierend auf der Entnahme von Stichproben

Datum	Zulauf Tropfkörper	Ablauf Salz-TK	Ablauf Referenz-TK
	CSB [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]
3 g/l NaCl			
24.08.15	159	38	35
27.08.15	346	59	42
28.08.15	219	34	33
31.08.15	324	46	37
02.09.15	297	39	
03.09.15	362		49
04.09.15	287	37	52
07.09.15	397	44	74
09.09.15	381	42	79
16.09.15	432	45	46
17.09.15	333	49	48
18.09.15	336	49	52
6 g/l NaCl			
28.09.15	208	31	42
30.09.15	288	42	46
02.10.15	386	53	41
05.10.15	189	49	41
06.10.15	264	59	56
07.10.15	456	45	55
09.10.15	347	50	48
12.10.15	299	45	55
14.10.15	280	47	
16.10.15	300	61	64
19.10.15	591	99	86

Anhang

21.10.15	490	105	100
23.10.15	445	78	76
26.10.15	672	57	48
28.10.15	507	95	61
02.11.15	292	48	37
04.11.15	303	72	43
06.11.15	508	69	57
10 g/l NaCl			
23.11.15	347	36	32
25.11.15	419	49	39
27.11.15	381	43	41
30.11.15	371	37	58
02.12.15	516	62	61
04.12.15	463	68	63
07.12.15	514	61	67
09.12.15	242	40	34
11.12.15	526	107	95
15.12.15	353	47	42
17.12.15	401	52	45
21.12.15	285	40	34
23.12.15	399	52	39
25.12.15	432	48	44
23.11.15	347	36	32
25.11.15	419	49	39

Anhang 7: Eingangsdaten für den Bemessungsansatz zur Nachrechnung des halbtechnischen Tropfkörpers nach *Pressinotti, 2010*

In Tabelle 45 werden die von *Pressinotti, 2010* gemessenen und für die Kalibrierung und Validierung des in Kapitel 5 entwickelten Bemessungsansatzes herangezogenen CSB- und TKN-Konzentrationen im Zulauf des halbtechnischen Tropfkörpers dargestellt.

Tabelle 45: Von *Pressinotti, 2010* gemessene CSB- und TKN-Konzentrationen im Zulauf zum halbtechnischen Tropfkörper

Zufluss [m ³ /d]	CSB [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	TKN [mg/l]
14,7	257	102,8	42,9
16,5	380	127,6	57,9
18,7	306	111,3	52,7
23,0	231	98,5	41,1
28,5	130	47,1	17
26,0	234	99,3	38
25,3	214	69,3	37,1
20,2	246	89,5	36,1
30,0	154	56,1	34,6
40,3	216	93,2	38,9
37,9	194	70,6	34,1
36,9	98	37,9	13,5
39,3	147	53,3	20,7

30,5	167	60,8	27,6
44,1	225	57,6	35,5
46,8	189	68,8	28,7
39,1	242	90,6	35,3
44,4	143	51,9	22,6
35,1	188	68,4	32,2
42,0	252	87,5	48,3
40,1	249	90,4	42,3
40,7	295	103,5	47,3
54,9	182	66,0	30,5
58,9	290	105,8	47,4
62,1	129	47,0	17,4
58,0	289	106,3	45,1
56,8	268	97,5	51
59,7	243	59,7	37,8
44,4	284	103,1	36,1
61,3	215	67,6	40,4
50,0	320	116,4	47,7
56,9	332	112,2	52,7
54,8	283	102,9	45,1
52,0	289	103,0	45,9
45,3	301	109,4	49,4
30,3	359	130,4	52,3
39,5	322	124,2	50,3
47,9	252	91,6	50,8
40,2	335	124,1	52,5
51,3	170	61,9	33,6
32,6	285	101,6	44,4
73,3	293	106,4	44,9
68,7	312	96,2	53,7
67,8	223	81,2	45,7
56,1	277	118,8	47,7
67,4	276	100,3	46
35,8	389	168,1	44,8
64,9	353	128,4	45,9
69,2	298	94,3	43,5
71,3	314	114,0	37,6
66,3	230	83,4	34,4
64,9	333	121,1	46,8
50,0	336	124,9	44,1
59,9	265	96,2	46
64,7	274	99,7	41,4
90,5	120	49,4	21
89,2	195	70,9	38,6
76,7	321	140,1	46,4
83,2	267	97,1	48
76,3	360	130,9	48,4
76,3	381	174,0	50,4
73,9	375	136,3	53,2
68,4	231	84,5	38,9
80,2	362	107,4	55,4
91,5	310	112,5	50,3
93,9	313	88,1	40,4
108,3	255	92,6	31
115,7	235	85,4	40,5

Anhang

124,9	300	103,7	57,4
105,3	263	95,5	49,3
102,0	502	166,8	66,5
99,4	315	114,5	57,1
83,0	404	173,8	56
107,2	327	119,0	48,8
98,5	389	141,3	55,8
63,4	393	139,5	63,3
86,0	430	156,2	62,3
89,2	559	173,6	70,6
107,0	254	92,3	45,4
88,1	311	129,3	39,8

Anhang 8: Umsetzung des Bemessungsansatzes in Excel

Im Folgenden soll die Umsetzung des in Kapitel 5 Dargestellten Bemessungsansatzes in einem Excel-Arbeitsblatt erläutert werden. Tabelle 46 stellt die Umsetzung grafisch dar, wobei die gelb hinterlegten Felder Eingabefelder und die rötlich hinterlegten Felder Ergebnisfelder mit hinterlegten Formeln darstellen. Eine Erläuterung zu den einzelnen Zellen bzw. den darin enthaltenen Formeln folgt im Anschluss.

Tabelle 46: Umsetzung des Bemessungsansatzes in einem Excel-Arbeitsblatt

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2	Eingangswerte				Berechnungen					
3	Q _d	10.000	m ³ /d		TK-Höhe	S _{CSB,abb}	S _{CSB}	ΔS _{NH4}	S _{NH4}	
4	T	20	°C		[m]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	
5	S _{CSB,abb,ZT}	300,3	mg/l		0,0					
6	S _{CSB,inert,ZB}	17,7	mg/l		0,1					
7	S _{NH4,ZT}	43	mg/l		0,2					
8	Tropfkörperkonfiguration				0,3					
9	Anzahl	3	-		0,4					
10	∅	28,7	m		0,5					
11	Höhe	4,0	m		0,6					
12	A _∫	100	m ³ /m ³		0,7					
13	A _{TK,ges}	600	m ²		0,8					
14	V _{TK,ges}	3.000	m ³		0,9					
15	Ablaufwerte				1,0					
16	S _{CSB,AT}	19,9	mg/l		1,1					
17	S _{NH4,AT}	0,0	mg/l		1,2					
18					1,3					
19					1,4					
...
44					3,9					
45					4,0					
46					4,1					
...
105					10,0					
106										

Die gelb bzw. rötlich hinterlegten Felder sind wie folgt definiert:

- **Eingangswerte (Zellen B3 bis B7)**

Zellen B3 bis B7 sind Eingangswerte, wobei Zellen B5 bis B7 aus der CSB- und TKN-Fraktionierung nach Kapitel 5.2.1 hervorgehen.

- **Tropfkörperkonfiguration (Zellen B9 bis B14)**

Zellen B9 bis B14 definieren die gewählte Tropfkörperkonfiguration, die in Abhängigkeit der berechneten Ablaufkonzentrationen (Zellen B16 und B17) iterativ anzupassen sind. Die Oberfläche und das Volumen der Tropfkörper werden wie folgt berechnet:

$$B13 = (B10/2)^2 * \pi() * B9$$

$$B14 = B13 * B11$$

- **Ablaufwerte (Zellen B16 bis B17)**

Zellen B16 und B17 geben die bei der gewählten Tropfkörperkonfiguration berechneten Ablaufkonzentrationen bezüglich des gelösten CSB ($S_{CSB,AT}$) und des NH_4-N (S_{NH_4AT}) aus. Folgende Formeln sind in diesen Zellen dafür enthalten:

$$B16 = INDEX(G3:G105;VERGLEICH(B11;E3:E105;0))$$

$$B17 = INDEX(I3:I105;VERGLEICH(B11;E3:E105;0))$$

- **Berechnungen (Zellen F5 bis I105)**

Die Konzentration des gelösten abbaubaren CSB ($S_{CSB,abb}$) wird über die angepasste modifizierte Velz Gleichung berechnet (s. Gleichung (25) in 5.2.3):

$$F5 = B5$$

Fortlaufend (Zellen F6 bis F105):

$$F6 = WENN(E6 > \$B\$11; F5; F5 / EXP(k_{CSB,15} * \theta_{CSB}^{(\$B\$4-15)}$$

$$* (\$B\$11/4,0)^n * 0,1 * \$B\$12 / (\$B\$3 / \$B\$13 / 24)^n)$$

Der gelöste CSB (S_{CSB}), setzt sich aus dem $S_{CSB,abb}$ und dem gelösten inerten CSB ($S_{CSB,inert,ZB}$) zusammen:

Fortlaufend (Zellen G5 bis G105):

$$G5 = F5 + \$B\$6$$

Die NH_4-N -Elimination über Nitrifikation wird über die angepasste Gujer und Boller Gleichung berechnet (s. Gleichung (27) in 5.2.4):

$$H5 = 0$$

Fortlaufend (Zellen H6 bis H105):

$$H6 = WENN(E6 > \$B\$11; 0; WENN(F6 < S_{CSB,abb,Nitrifikation}; -\$B\$12 / (\$B\$3 / \$B\$13)$$

$$* k_{NH_4,15} * \theta_{NH_4}^{(\$B\$4-15)} * (I5 / (I5+2)); 0))$$

Die Abnahme des NH_4-N in Fließrichtung wird neben der Nitrifikation (Zellen H5 bis H105) auch über die Stickstoffinkorporation in die heterotrophe Biomasse bestimmt (s. Gleichung (26) in 5.2.3):

$$I5 = B43$$

Fortlaufend (Zellen I6 bis I105):

$$I6 = WENN(E6 > \$B\$11; I5; Wenn(I6 - (F5 - F6) * \Delta S_{NH_4,BM} + H6 * 0,1 < 0; 0;$$

$$I6 - (F5 - F6) * \Delta S_{NH_4,BM} + H6 * 0,1))$$

**Verzeichnis der in der Schriftenreihe
„Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft“
seit 2008 erschienenen Veröffentlichungen**

Band 192	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Zukunftsfähige Wasserversorgung – Von der lokalen zur globalen Herausforderung 22. Trinkwasserkolloquium am 14.02.2008 (2008) 116 S., 29 Abb., 4 Tab. (34,80 €)
Band 193	Hassan H. Shawly	Urban Water – Integrated Resource Planning to Meet Future Demand in Jeddah – Saudi Arabia (2008) 182 S., 38 Abb., 30 Tab. (34,80 €)
Band 194	Holger Kauffmann	Arsenelimination aus Grundwasser (2008) 151 S., 55 Abb., 22 Tab. (34,80 €)
Band 195	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Betrieb und Sanierung von Entwässerungssystemen 83. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 09.10.2008 (2008) 160 S., 45 Abb. 7 Tab. (34,80 €)
Band 196	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Von der Ressource bis zum Lebensmittel höchster Qualität 23. Trinkwasserkolloquium am 12.02.2009 (2009) 151 S., 59 Abb., 17 Tab. (34,80 €)
Band 197	Khaja Zillur Rahman	Treatment of arsenic containing artificial wastewater in different laboratory-scale constructed wetlands (2009) 184 S., 36 Abb., 10 Tab. (34,80 €)
Band 198	Juliane Gasse	Quantifizierung der Emissionen aus Abwasseranlagen und deren Auswirkungen auf die hygienische Qualität von Fließgewässern (2009) 220 S., 66 Abb., 77 Tab. (34,80 €)
Band 199	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Abwasserbewirtschaftung im Spannungsfeld politischer, klimatischer und technischer Entwicklungen 84. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 08.10.2009 (2009) 213 S., 56 Abb., 24 Tab. (34,80 €)
Band 200	Darla Nickel	Erfassung und Bewertung des Einflusses von gebietsstrukturellen Eigenschaften auf Trinkwasserpreise (2009) 174 S., 27 Abb., 43 Tab. (34,80 €)

Band 201	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Grundwasser und Grundwasserleiter – Nutzungskonflikte und Lösungsansätze 24. Trinkwasserkolloquium am 25.02.2010 (2010) 168 S., 81 Abb., 12 Tab. (34,80 €)
Band 202	Alexander Weideler	Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) (2010) 165 S., 69 Abb., 15 Tab. (34,80 €)
Band 203	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Kanalsanierung – Werterhalt durch Wissensvorsprung 1. Stuttgarter Runde am 15.04.2010 (2010) 70 S., 26 Abb., 16 Tab. (24,80 €)
Band 204	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Regenwasserbehandlung in Abwasseranlagen – Prozesse und Lösungsansätze 85. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 14.10.2010 (2010) 213 S., 73 Abb., 11 Tab. (34,80 €)
Band 205	Fabio Chui Pressinotti	Anpassung der Tropfkörpertechnologie an heiße Klimazonen (2010) 196 S., 82 Abb., 22 Tab. (34,80 €)
Band 206	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Herausforderungen und Lösungen für die Wasserversorgung - Wettbewerb, Versorgungssicherheit, Innovation, Effizienzsteigerung 25. Trinkwasserkolloquium am 24.02.2011 (2011) 160 S., 47 Abb., 1 Tab. (34,80 €)
Band 207	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Kanalsanierung – Werterhalt durch Wissensvorsprung 2. Stuttgarter Runde am 14.04.2011 (2011) 80 S., 27 Abb., 1 Tab. (24,80 €)
Band 208	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Neue Verfahren und Betriebsstrategien in der Abwasserbehandlung 86. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 13.10.2011 (2011) 172 S., 71 Abb., 25 Tab. (34,80 €)
Band 209	Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart	Wasserversorgung und Energie – Nutzungskonflikte; Management und Technik zur Optimierung der Energieeffizienz 26. Trinkwasserkolloquium am 16.02.2012 (2012) 156 S., 81 Abb., 15 Tab. (34,80 €)

- Band 210** Geremew Sahilu Gebrie
Integrated Decision Support Tools for Rural Water Supply based on Ethiopian Case-Studies
(2012) 310 S., 101 Abb., 110 Tab.
(34,80 €)
- Band 211** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Mikroschadstoffe und Nährstoffrückgewinnung – Praxiserfahrungen und Umsetzungspotenzial in der Abwasserreinigung
87. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 11.10.2012
(2012) 102 S., 44 Abb., 19 Tab.
(34,80 €)
- Band 212** Christian Johannes Locher
Anaerobe Behandlung von Abwasserkonzentraten aus der Halbstoffherzeugung von Papierfabriken
(2012), 206 S., 67 Abb., 40 Tab.
(34,80 €)
- Band 213** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Trinkwasserqualität und Gewässerschutz – Trinkwasserverordnung, Gewässerschutzkonzepte, Spurenstoffe
27. Trinkwasserkolloquium am 21.02.2013
(2013) 134 S., 77 Abb., 10 Tab.
(34,80 €)
- Band 214** Olaf Jerzy Kujawski
Entwicklung eines anlagenweiten Steuerungs- und Regelungskonzeptes für Biogasanlagen
(2013) 238 S., 78 Abb., 35 Tab.
(34,80 €)
- Band 215** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Kanalsanierung – Werterhalt durch Wissensvorsprung
3. Stuttgarter Runde am 18.04.2013
(2013) 84 S., 109 Abb., 2 Tab.
(24,80 €)
- Band 216** Iosif Mariakakis
A two stage process for hydrogen and methane production by the fermentation of molasses
(2013) 202S., 33 Abb., 34 Tab.
(34,80 €)
- Band 217** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Management des urbanen Wasserhaushalts – mehr als nur Kanalnetzplanung
88. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 10.10.2013
(2013) 178 S., 74 Abb., 18 Tab.
(34,80 €)
- Band 218** Özgül Demet Antakyali
An Evaluation of Integrated Wastewater and Solid Waste Management in Large Tourist Resorts
(2013) 185 S., 71 Abb., 59 Tab.
(34,80 €)
- Band 219** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Zukünftige Herausforderungen für die Wasserversorgung – Vom Klimawandel über die Demografie bis hin zur Organisation
28. Trinkwasserkolloquium am 13.02.2014
(2014) 150 S., 45 Abb., 7 Tab.
(34,80 €)

- Band 220** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Kanalsanierung – Werterhalt durch Wissensvorsprung / Grundlagen, Konzepte und Innovation
4. Stuttgarter Runde am 10.04.2014
(2014) 108 S., 90 Abb.
(24,80 €)
- Band 221** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Energiepotenziale kommunaler Kläranlagen erkennen, nutzen und kritisch bewerten
89. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 09.10.2014
(2014) 146 S. 58 Abb., 11 Tab.
(34,80 €)
- Band 222** Kristy Peña Muñoz
Integrated sludge management concepts for green energy production in wastewater treatment plants in Heujotzingo City, Mexico
(2014) 268 S., 34 Abb., 79 Tab.
(34,80 €)
- Band 223** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Zukunftsfähigkeit und Sicherheit der Wasserversorgung – Ressourcen / Tarife / Neue Technologien
29. Trinkwasserkolloquium am 26.02.2015
(2015) 132 S., 76 Abb., 32 Tab.
(34,80 €)
- Band 224** Timo Pittmann
Herstellung von Biokunststoffen aus Stoffströmen einer kommunalen Kläranlage
(2015) 244 S., 54 Abb., 53 Tab.
(34,80 €)
- Band 225** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Wasser Schutz Mensch
5. Aqua Urbanica und 90. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 07. und 08.10.2015
(2015) 338 S., 147 Abb., 28 Tab.
(34,80 €)
- Band 226** Sebastian Tews
Aerob-biologische und oxidative Verfahren zur Behandlung von Membrankonzentraten aus der Holzstoff- und Altpapieraufbereitung
(2015) 245 S., 62 Abb., 31 Tab.
(34,80 €)
- Band 227** Peace Korshiwor Amoatey
Leakage Management in the Urban Water Supply System of Ghana: Estimation and Detection Modeling
(2015) 245 S., 67 Abb., 62 Tab.
(34,80 €)
- Band 228** Sebastian Platz
Charakterisierung, Abtrennung und Nachweis von Pulveraktivkohle in der Abwasserreinigung
(2015) 256 S., 74 Abb., 51 Tab.
(34,80 €)
- Band 229** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
3 Jahrzehnte Trinkwasserkolloquium
3 Jahrzehnte Entwicklung in Wasserversorgung und Gewässerschutz
30. Trinkwasserkolloquium am 18.02.2016
(2016) 160 S., 78 Abb., 3 Tab.
(34,80 €)

- Band 230** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Stickstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen im Spannungsfeld von Gewässerschutz, Energieeffizienzsteigerung und Industrieabwässern
91. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 13.10.2016
(2016) 132 S., 38 Abb., 15 Tab.
(34,80 €)
- Band 231** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Stand des Umwelt- und Arbeitsschutzes bei der Verchromung von Metall und Kunststoff
Kolloquium zum integrierten industriellen Umwelt- und Arbeitsschutz am 30.11.2016
(2016) 126 S., 54 Abb., 9 Tab.
(34,80 €)
- Band 232** Mehari Goitom Haile
Accounting for Uncertainties in the Modelling of Emissions from Combined Sewer Overflow Structures
(2016) 197 S., 93 Abb., 22 Tab.
(34,80 €)
- Band 233** Eduard Rott
Untersuchungen zur Elimination von Phosphor aus phosphonathaltigen Industrieabwässern
(2016) 258 S., 57 Abb., 26 Tab.
(34,80 €)
- Band 234** Kenan Güney
Investigating Water Reusability in Cotton Processing Textile Dye-house by Applying Membrane Filtration
(2017) 219 S., 64 Abb., 57 Tab.
(34,80 €)
- Band 235** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Risiken in der Wasserversorgung
Vorsorge/Management/Minimierung/Kommunikation
31. Trinkwasserkolloquium am 06.04.2017
(2017) 132 S., 79 Abb., 6 Tab.
(34,80 €)
- Band 236** Pengfei Wang
Phosphorus recovery from wastewater via struvite crystallization in a fluidized bed reactor: Influence of operating parameters and reactor design on efficiency and product quality
(2017) 202 S., 72 Abb., 20 Tab.
(34,80 €)
- Band 237** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Chemikalienmanagement und Umweltschutz in der textilen Kette
Kolloquium zur nachhaltigen Textilproduktion am 21.09.2017
(2017) 174 S., 48 Abb., 9 Tab.
(34,80 €)
- Band 238** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Spurenstoffe im Regen- und Mischwasserabfluss
Abwasserkolloquium 2017 am 26.10.2017
(2017) 130 S., 48 Abb., 13 Tab.
(34,80 €)

- Band 239** Marie Alexandra Launay
Organic micropollutants in urban wastewater systems during dry and wet weather – Occurrence, spatio-temporal distribution and emissions to surface waters
(2018) 240 S., 65 Abb., 38 Tab.
(34,80 €)
- Band 240** Asya Drenkova-Tuhtan
Phosphorus Elimination and Recovery from Wastewater with Reusable Nanocomposite Magnetic Particles
(2018) 259 S., 78 Abb., 25 Tab.
(34,80 €)
- Band 241** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Integrated Best Available Wastewater Management in the Textile Industry
Colloquium on Textile Wastewater Management 2018-09-19
(2018) 182 S., 99 Abb., 14 Tab.
(34,80 €)
- Band 242** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Spurenstoffe und antibiotikaresistente Bakterien – Schnittstelle Abwasserent- und Wasserversorgung
Abwasserkolloquium 2018 am 08.11.2018
(2018) 118 S., 26 Abb., 8 Tab.
(34,80 €)
- Band 243** Karen Mouarkech
Combined energy and phosphorus recovery from black water, co-substrates and urine
(2019) 296 S., 69 Abb., 107 Tab.
(34,80 €)
- Band 244** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Minimisation of Wastewater Emission from Textile Finishing Industries
Colloquium on Textile Wastewater Management 2019-09-19
(2019) 148 S., 60 Abb., 20 Tab.
(34,80 €)
- Band 245** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Ansprüche an die Siedlungswasserwirtschaft – Kernaufgaben versus weitergehende Anforderungen
Abwasserkolloquium 2019 am 10.10.2019
(2019) 143 S., 43 Abb., 2 Tab.
(34,80 €)
- Band 246** Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium an der Universität Stuttgart
Sichere Trinkwasserversorgung trotz Klimawandel - wie resilient sind unsere Systeme und wo besteht Handlungsbedarf?
32. Trinkwasserkolloquium am 20.02.2020
(2020) 107 S., 52 Abb.
<http://dx.doi.org/10.18419/opus-10799>
- Band 247** Michael Seeger
Entwicklung und Validierung eines CSB-basierten und temperatursensitiven Bemessungsansatzes für Tropfkörper – Untersuchungen an technischen und halbtechnischen Tropfkörpern in warmen Klimazonen
(2020) 308 S., 63 Abb., 46 Tab.



Forschungs- und Entwicklungsinstitut für
Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft
sowie Abfallwirtschaft e.V. (FEI)