

Strömungsverhalten und Sedimentationswirksamkeit in Regenbecken mit  
Schrägklärer-Einbauten

Zur Erlangung des akademischen Grades eines  
DOKTOR-INGENIEURS  
von der Fakultät für  
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften

des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Geoökol. Mike Kemper

aus Arnsberg (Westf.)

Tag der mündlichen

Prüfung: 13.12.2016

Referent: Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Tobias Bleninger

Karlsruhe 2016



Dieses Werk ist lizenziert unter einer Creative Commons Namensnennung –  
Weitergabe unter gleichen Bedingungen 4.0 International Lizenz (CC BY-SA 4.0):  
<https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/deed.de>

## Vorwort

Der in den vergangenen Jahren erfolgreich durchgeführte Ausbau der Abwasserreinigung führt dazu, dass niederschlagsabflussbedingte Stoffeinträge durch Mischwasserüberläufe und Regenwassereinleitungen immer stärker in den Fokus des Gewässerschutzes geraten. Für eine Reihe von Schadstoffen sind diese beiden Eintragspfade heute mit bis zu 40 % an der in die Oberflächengewässer eingetragenen Gesamtfracht beteiligt.

In Deutschland werden ca. 30.000 Anlagen (Regenbecken) zur zentralen Regenwasserbehandlung betrieben. Etwa ein Drittel sind Sedimentationsanlagen. Neuere Untersuchungen zeigen, dass a) die Sedimentationsleistung der erbauten Anlagen gering ist und b) ein Großteil der Anlagen nicht dem Stand der Technik entspricht. Es besteht also erheblicher Sanierungs- und Optimierungsbedarf. Hinzu kommt, dass in neuen technischen Regeln der DWA die Feinpartikel (T+U) im Niederschlagsabfluss als zentrale Größe der Regenwasserbehandlung definiert werden.

Die vorliegende Arbeit von Herrn Kemper greift die zuvor beschriebenen Zusammenhänge auf. Durch die Kombination unterschiedlicher experimenteller Methoden wird ein verbessertes Verständnis der hydraulisch-stofflichen Wechselwirkungen erarbeitet und zu Konstruktionshinweisen verdichtet. Er folgt dabei der Arbeitshypothese, dass ein ideales Absetzbecken ein Pfropfenströmungsreaktor ist und zeigt durch Untersuchungen zu integralen Strömungsverhalten aber auch räumlich differenzierte, diskrete Geschwindigkeitsmessungen, welche konstruktive Anforderungen zu erfüllen sind, um diesem Ideal möglichst nahe zu kommen. Als besonders kostengünstige Möglichkeit des Baus von Sedimentationsanlagen stellt Herr Kemper hierbei Schrägklärer ins Zentrum seiner Betrachtungen. Wie für Standardbecken nutzt er die hydraulische Belastung (Oberflächenbeschickung) und Strömungsindikatoren zur Charakterisierung des Betriebszustandes der Anlagen. Durch systematische Untersuchungen an einer Pilotanlage im 1:1 Maßstab wird der Zusammenhang zwischen der Gestaltung von Bauwerkselementen, Strömungsbedingungen im Reaktor und daran gekoppelten Wirkungsgraden herausgearbeitet.

Alle Untersuchungen, die Herr Kemper durchgeführt hat, weisen darauf hin, dass dem Einlauf- und Verteilerbauwerk eine besondere Bedeutung zukommt und dass die erreichbare mittlere Abscheideleistung einer Sedimentationsanlage eine Funktion der Oberflächenbeschickung und der Strömungscharakteristik im Reaktor ist. Der aufgezeigte Zusammenhang gilt nicht nur für die untersuchten Schrägklärer, sondern auch für das klassische Rechteckbecken ohne Einbauten und zeigt damit die bestehenden Optimierungsoptionen auf.

Die Arbeiten von Herrn Kemper unterstreichen aber auch sehr deutlich, dass Wirkungsgrade bis 50 % nur bei Oberflächenbeschickungen erwartet werden können, die deutlich unter den in geltenden fachlichen Regeln liegen.



## Kurzfassung

Niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse sind ein bedeutender Eintragspfad von Nähr-, Zehr- Schadstoffen und Feststoffen in Oberflächengewässer. Durch die in den letzten Jahren gestiegenen Anforderungen an die Abwasserreinigung und Gewässergüte sind verstärkt Maßnahmen zum verbesserten Feststoff- und Schadstoffrückhalt in der Regenwasserbehandlung gefordert.

Bestandsanalysen von Regenüberlaufbecken im Mischsystem haben aufgezeigt, dass ein hoher Anteil der Sedimentationsanlagen nicht dem Stand der Technik entspricht. Es besteht ein hoher Bedarf zur Ertüchtigung oder Sanierung der Anlagen. Eine Möglichkeit der Ertüchtigung ist, die Optimierung der Durchströmung des Sedimentationsraums durch den Einbau von Schrägklärern. Bislang liegen keine systematischen Untersuchungen vor, aus denen Bemessungsgrößen und konstruktive Hinweise zur Gestaltung von effizienten Sedimentationsanlagen mit Schrägklärern abgeleitet werden können.

Die vorliegende Arbeit nimmt dieses Defizit auf. Ausgehend von der zentralen Arbeitshypothese, das ideale Absetzbecken eine Propfenströmung aufweisen, erfolgte die hydraulische Optimierung eines Reaktors. Die Oberflächenbeschickung und die Strömungsbedingungen wurden als Steuerungsgrößen herangezogen. Der optimierte Reaktor konnte anhand von Strömungsindikatoren charakterisiert werden. Diesen wurde unter realen Bedingungen eine Sedimentationsleistungsfähigkeit zugeordnet.

Der hydraulisch optimierte Reaktor erzielt gegenüber dem Reaktor mit ungünstigen Strömungsbedingungen einen höheren Stoffrückhalt für die Ton- und Schluff-Fraktion.

Die durchgeführten Arbeiten sind ein Beitrag zum Verständnis der hydraulisch-stofflichen Wirkungszusammenhänge in Sedimentationsanlagen. Die Ergebnisse können unmittelbar in der Praxis der Regenwasserbehandlung genutzt werden und unterstützen die Entwicklung hochwirksamer Sedimentationsanlagen.

### *Schlüsselbegriffe:*

*Regenbecken, Sedimentation, Schrägklärer, Lamellenabscheider, hydrodynamische Verweilzeitverteilung, Propfenströmung, konstruktive Gestaltung, Einlauf- und Verteilerbauwerk, Energiedissipation, Energieumwandlung, Strömungsverteilung, Wirksamkeit, Sedimentationsleistung, Feststoffrückhalt, Feinfraktion*



## Abstract

One of the most important point sources of pollutants, nutrients and solids that cause major water quality problems are the discharges from storm water overflows. Due to more strict effluent guidelines for wastewater treatment and water quality standards issued in recent years, it is required to develop management plans for an improved storm water treatment.

An assessment of existing storm water sedimentation facilities have shown that most of them do not comply with technical guidelines and hence show a poor performance. As a consequence, many of these facilities require further improvement and repair to meet regulatory requirements. Lamella settlers are one of the best available technologies to upgrade traditional settling tanks especially regarding removal fine particulate loads. However, there are no recent available studies indicating design and construction guidelines with which settling tanks with lamella settlers can achieve high removal efficiencies.

Based on the hypothesis that an ideal operational sedimentation tank could be described as a plug flow reactor, a hydraulic optimization of the tank – in this case seen as a reactor – was carried out. Surface loading rate and flow conditions were used as process controlling parameters. Flow indicator parameters such as residence time were used to assess the optimization level of the reactor. This was in turn correlated to removal efficiencies attained under real operating conditions of the sedimentation tank.

A reactor showing the most optimal hydraulic flow conditions achieved higher removal efficiencies of fine grained sediments compared to the reactor in which the flow was not distributed evenly. This study can be deemed as a contribution to the understanding of the dependency between flow conditions and solids removal efficiencies of sedimentation tanks. The results attained are of practical relevance and support the further conceptual development of highly effective storm water tanks.

### *Keywords:*

*Storm water tanks, performance, sedimentation, lamella settler, hydraulic residence time, plug flow reactor, inlet structure, flow distribution, sedimentation efficiency, suspended solids, fine grained sediments*





## Inhalt

Abbildungsverzeichnis .....	XI
Bildverzeichnis .....	XV
Tabellenverzeichnis .....	XVI
Abkürzungsverzeichnis .....	XVII
<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>1</b>
1.1 Problemstellung.....	1
1.2 Ziele und Hypothesen.....	3
<b>2 GRUNDLAGEN .....</b>	<b>4</b>
2.1 Siedlungsentwässerung .....	4
2.2 Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung .....	5
2.3 Regenbecken im Bestand .....	6
2.3.1 Historische Entwicklung.....	7
2.3.2 Klärbedingungen und Bemessung von Regenbecken.....	8
2.3.3 Hydraulische und stoffliche Belastung von Regenbecken.....	10
2.3.4 Emissionen aus Regenentlastungsanlagen .....	12
2.4 Charakterisierung von Feststoffen im Niederschlagsabfluss .....	14
2.4.1 Korngrößen.....	14
2.4.2 Geschiebe- und Schwebstofftransport .....	15
2.4.3 Feststoffkonzentrationen.....	16
2.4.4 Feststoffverteilung und Glühverlust.....	17
2.4.5 Sedimentation.....	18
2.5 Feststoffrückhalt von Regenbecken .....	20
2.6 Regenwasserbehandlung mit Schrägklärern.....	22
2.6.1 Grundlagen zu Schrägklärern .....	22
2.6.2 Strömungsverhältnisse im Reaktor und den Abscheidern.....	24
2.6.3 Modellversuche mit Partikeln .....	26
2.6.4 Bauwerkskomponenten .....	29
2.6.5 Fallbeispiele großtechnischer Schrägklärer-Anlagen .....	29
2.7 Ideale Reaktoren .....	33

<b>3</b>	<b>MATERIAL UND METHODEN .....</b>	<b>35</b>
3.1	Konstruktive Gestaltung .....	35
3.1.1	Versuchsaufbau ohne Schrägklärer .....	36
3.1.2	Versuchsaufbau ohne Schrägklärer mit Klarwasserrinnen .....	37
3.1.3	Versuchsaufbau mit Schrägklärer-Einbauten .....	37
3.1.4	Einlauf- und Verteilerbauwerk .....	39
3.2	Hydraulische Untersuchungen .....	43
3.2.1	Hydrodynamische Verweilzeitverteilung .....	44
3.2.2	Farbtracer .....	49
3.2.3	Fließgeschwindigkeitsmessungen .....	51
3.3	Stoffrückhalt .....	56
3.3.1	Durchflussproportionale Beprobung mittels Feststoffsammlern .....	56
3.3.2	Feststoffrückhalt .....	58
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE DER HYDRAULISCHEN OPTIMIERUNG .....</b>	<b>59</b>
4.1	Reaktorverhalten ohne Schrägklärer mit einfacher Klärüberlauf-Situation .....	59
4.2	Reaktorverhalten der Anlage ohne Schrägklärer mit flächig angebrachtem Rinnensystem als Klärüberlauf .....	62
4.3	Reaktorverhalten der Anlage mit Schrägklärern und optimiertem Klarwasserüberlauf .....	64
4.4	Gestaltung des Einlauf- und Verteilerbauwerks .....	65
4.5	Hydraulische Wirkung von Schrägklärern als Strömungsgleichrichter bei optimierter Einlaufgestaltung .....	70
4.6	Strömungsverhalten im Zwischenraum der Lamellen .....	72
4.6.1	Strömungsbild der Variante „Rohreinlauf mit Prallblech“ .....	75
4.6.2	Strömungsbild der Variante Verteilerrohr („T-Stück“) .....	78
4.6.3	Vergleich der Ergebnisse .....	81
<b>5</b>	<b>ERGEBNISSE ZUM FESTSTOFFRÜCKHALT IM MISCHSYSTEM .....</b>	<b>83</b>
5.1	Feststoffcharakteristik .....	83
5.2	Feststoffrückhalt der untersuchten Varianten .....	85
5.2.1	Feststoffrückhalt der Anlage ohne Schrägklärer .....	86
5.2.2	Feststoffrückhalt der Anlage mit und ohne Schrägklärer bei Einlaufgestaltung Rohreinlauf .....	88

5.2.3	Feststoffrückhalt der Anlage mit und ohne Schrägklärer bei Einlaufgestaltung Verteilerrohr .....	89
5.2.4	Leistungsvergleich der Schrägklärer-Anlage mit drei unterschiedlichen Einlaufgestaltungen .....	95
<b>6</b>	<b>DISKUSSION.....</b>	<b>98</b>
6.1	Sedimentationsanlagen ohne Schrägklärer .....	98
6.2	Sedimentationsanlagen mit Schrägklärern .....	102
6.3	Methodendiskussion.....	106
6.4	Konstruktion und Bemessung von Regenbecken .....	107
6.5	Sedimentablagerungen .....	108
<b>7</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>109</b>
	<b>ANHANG.....</b>	<b>112</b>
	<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>131</b>
	<b>SCHRIFTENREIHE SWW - KARLSRUHE .....</b>	<b>136</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Inbetriebnahme von Durchlaufbecken in NRW und BW (Kemper et al. 2015a).	7
Abbildung 2: Laminare Durchströmung eines Absetzbeckens .....	8
Abbildung 3: Stationär und dynamisch betriebene Anlagen.....	12
Abbildung 4: Zink-Emissionen in Deutsche Flussgebietssysteme (MORE-Modellergebnisse) (Fuchs et al. 2013) .....	13
Abbildung 5: Korngrößenfraktionen .....	15
Abbildung 6: Bauarten der Schrägklärer nach Schade und Sapulak (1984) aus Krauth und Bondareva (1999).....	23
Abbildung 7: Funktionsskizze eines Gegenstromabscheiders (DWA-M 176 2013) .....	24
Abbildung 8: Annahme zu dem Strömungsbild eines Absetzbeckens mit Schrägklärer-Einbauten .....	25
Abbildung 9: Poiseuille Strömung (verändert nach Jirka (2007)).....	26
Abbildung 10: Strömungsverhalten im „Supercritical Mode“ nach Leung (1983), ergänzt um die Bezeichnung der Layer .....	27
Abbildung 11: Fließverhalten und Sedimenttransport (Okoth et al. 2008) .....	28
Abbildung 12: Reaktorverhalten nach Danckwerts (1953) .....	34
Abbildung 13: Standard-Rechteckbauweise (Längsschnitt) .....	36
Abbildung 14: Anlage ohne Schrägklärer und mit Klarwasserrinnen.....	37
Abbildung 15: Anlage mit Schrägklärer-Einbauten und Rinnensystem im Querschnitt.....	38
Abbildung 16: Schrägklärer-Einbauten und Rinnensystem (Bildquelle: Kemper et al. 2015b) .....	38
Abbildung 17: Volumenkörper .....	39
Abbildung 18: Rohreinläufe unten liegend .....	41
Abbildung 19: Rohreinläufe oben liegend .....	41
Abbildung 20: Rohreinlauf unten liegend mit Prallblech .....	41
Abbildung 21: Verteilerrohre im Längsschnitt .....	41
Abbildung 22: Verteilerrohre im Querschnitt mit 2 Ausläufen .....	41
Abbildung 23: Verteilerrohre im Querschnitt mit 4 Ausläufen .....	42
Abbildung 24: Schwellen .....	42
Abbildung 25: Methodische Vorgehensweise der hydraulischen Untersuchungen.....	43
Abbildung 26: Versuchsaufbau mit Schrägklärer Einbauten und Rinnensystem .....	44
Abbildung 27: Kalibrierfunktionen der Fluorometer Sonden .....	45
Abbildung 28: Hydrodynamische Verweilzeitverteilung und Strömungsindikatoren nach Uhl et al. (2009) .....	47
Abbildung 29: Bereich von besonderem Interesse für die Strömungscharakteristik .....	48
Abbildung 30: Lage der Messpunkte im Längsschnitt .....	50
Abbildung 31: Versuchsaufbau der Farbtracer-Versuche .....	50
Abbildung 32: Sender, Empfänger und Koordinatensystem (Sokoray-Varga und Höger 2014) .....	51
Abbildung 33: Aufbau der Fließgeschwindigkeitsmessungen .....	52
Abbildung 34: VECTRINO Probe Check.....	53
Abbildung 35: Fließgeschwindigkeiten – Rohdaten ungefiltert (Kemper und Fuchs 2015) ....	53
Abbildung 36: Fließgeschwindigkeiten – Daten nach der „Phase space threshold despiking“ gefiltert (Kemper und Fuchs 2015) .....	53
Abbildung 37: Versuchsaufbau zur Feststoffbeprobung.....	57

Abbildung 38: Serienversuche an der Ausgangssituation ohne Schrägklärer (SKL), ohne Rinnen (RS) über die Zeit.....	60
Abbildung 39: Serienversuche an der Ausgangssituation ohne Schrägklärer, ohne Rinnensystem (normiert) .....	60
Abbildung 40: Strömungsverhalten ohne und mit Rinnensystem im Vergleich bei $q_A = 4$ m/h .....	63
Abbildung 41: Strömungsverhalten ohne SKL-Einbauten mit Rinnensystem bei $q_A = 2$ bis 6 m/h .....	63
Abbildung 42: Strömungsverhalten mit Plattenabscheidern und Rinnensystem bei $q_A = 2$ bis 6 m/h .....	63
Abbildung 43: Verweilzeitverteilung der Variante Verteilerrohr (T-Stück) .....	68
Abbildung 44: Verweilzeitverteilung der Variante Schwelle mit Bauhöhe von 140 cm.....	68
Abbildung 45: Variante mit Verteilerrohr (T-Stück) ohne SKL und ohne Rinnensystem .....	71
Abbildung 46: Variante mit Verteilerrohr (T-Stück) ohne SKL und mit Rinnensystem .....	71
Abbildung 47: Variante mit Verteilerrohr (T-Stück), Plattenabscheidern und Rinnensystem ..	71
Abbildung 48: Rohreinlauf Pos. 1.2 ( $q_A = 4$ m/h) (Stirnseite).....	73
Abbildung 49: Rohreinlauf Pos. 4.2 ( $q_A = 4$ m/h).....	73
Abbildung 50: Verteilerrohr Pos. 1.2 ( $q_A = 4$ m/h) .....	74
Abbildung 51: Verteilerrohr Pos. 3.1 ( $q_A = 4$ m/h) .....	74
Abbildung 52: Schnittebene der Messpunkte.....	75
Abbildung 53: Fließgeschwindigkeiten mit Rohreinlauf und Prallblech bei $q_A = 2$ m/h (links) und 4 m/h (rechts) .....	76
Abbildung 54: Reynolds-Zahl und TKE der Variante Rohreinlauf mit Prallblech bei $q_A = 2$ m/h .....	77
Abbildung 55: Reynolds-Zahl und TKE der Variante Rohreinlauf mit Prallblech bei $q_A = 4$ m/h .....	77
Abbildung 56: Fließgeschwindigkeiten mit T-Stück bei $q_A = 2$ m/h (links), 4 m/h (mittig) und 6 m/h (rechts) .....	79
Abbildung 57: Reynolds-Zahl und TKE der Variante mit „T-Stück“ bei $q_A = 2$ m/h.....	80
Abbildung 58: Reynolds-Zahl und TKE der Variante mit „T-Stück“ bei $q_A = 4$ m/h.....	80
Abbildung 59: Reynolds-Zahl und TKE der Variante mit „T-Stück“ bei $q_A = 6$ m/h.....	80
Abbildung 60: Übersicht über die ermittelten Reynolds-Zahlen.....	81
Abbildung 61: Übersicht über die turbulente kinetische Energie (TKE) .....	82
Abbildung 62: Trockensubstanzanteile in Prozent der Misch- (linke Grafik) und Schmutzwasserversuche (rechte Grafik) .....	84
Abbildung 63: Glühverlustanteile der Misch- (linke Grafik) und Schmutzwasserversuche (rechte Grafik) in Prozent .....	84
Abbildung 64: Trockensubstanzanteile im Zu- und Ablauf .....	85
Abbildung 65: Fraktionsbezogene Zu- und Ablaufkonzentrationen .....	85
Abbildung 66: Feststoffrückhalt der T und U Fraktion in der Anlage ohne Schrägklärer.....	88
Abbildung 67: Zu- und Ablaufkonzentration der Gesamtfraktion (linke Grafik) und Feinfraktion (rechte Grafik) .....	89
Abbildung 68: Zulaufkonzentration und Frachtrückhalt der Gesamtfraktion (linke Grafik) und Feinfraktion (rechte Grafik).....	90
Abbildung 69: Frachtwirksamkeit bei stationärer Betriebsweise von $q_A = 1$ bis 6 m/h (links: Gesamt-Fraktion; rechts: T und U Fraktion).....	91
Abbildung 70: Mittlerer Frachtrückhalt der hydraulisch optimierten Anlage unter stationären Bedingungen (Fuchs und Kemper 2016) .....	91

Abbildung 71: Mittlerer Frachtrückhalt der hydraulisch optimierten Anlage mit der Standardabweichung.....	92
Abbildung 72: Hydrodynamische Verweilzeitverteilung bei einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 2$ m/h für ausgewählte Einlaufsituationen .....	95
Abbildung 73 Hydrodynamische Verweilzeitverteilung bei einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 4$ m/h für ausgewählte Einlaufsituationen .....	96
Abbildung 74: Korrelation des Feststoffrückhalts und dem Strömungsindikator $\Theta_{Dom}$ .....	97
Abbildung 75: Sedimentationswirksamkeit der Ton- und Schluff-Fraktion von 6 Durchlaufbecken im Mischsystem und im Untersuchungsobjekt.....	99
Abbildung 76: Korrelationsanalyse für Durchlaufbecken ohne Schrägklärer ( $AFS_{gesamt}$ ) .....	101
Abbildung 77: Abscheideleistung stationärer und dynamischer Betriebsweise für die Gesamtfraktion ( $< 2,0$ mm).....	104
Abbildung 78: Entlastungsverhalten eines RÜB mit Schrägklärern am 18.09.2016 .....	105
Abbildung 79: Entlastungsverhalten eines RÜB mit Schrägklärern am 27.09.2016 .....	105
Abbildung 80: Sedimentablagerungen auf den Oberflächen .....	108
Abbildung 81: TS in Gew.-% im Zulauf von RÜB (Kemper et al. 2015a) .....	112
Abbildung 82: TS in Gew.-% im Zulauf von RKB .....	112
Abbildung 83: Glühverlust in % der TS im Mischsystem (Kemper et al. 2015a) .....	112
Abbildung 84: Glühverlust in % der TS im Trennsystem (Eyckmanns-Wolters et al. 2013).....	112
Abbildung 85: Einfluss des Längen zu Höhen Verhältnisses auf die Wirksamkeit für Gegenstromabscheider mit $60^\circ$ Neigung nach Ziolo (1996).....	113
Abbildung 86: Regenbecken mit mehreren Klarwasserabzugsrinnen nach Camp (1946) ...	114
Abbildung 87: PSR Reaktor mit unterschiedlichen Anomalien (Levenspiel 1972).....	114
Abbildung 88: RKB Loddenbachsee in Rundbauweise, aus Uhl et al. 2009.....	115
Abbildung 89: RÜB Picksmühlenbach in Rechteckbauweise aus Uhl et al. 2009.....	115
Abbildung 90: Strömungscharakteristik eines Verbundbeckens mit Wirbelabscheider und Durchlaufbecken in Rechteckbauweise aus Klepizewski 2006 .....	116
Abbildung 91: Strömungscharakteristik eines stationär beschickten großtechnischen Regenbeckens mit Schrägklärern (Kemper und Fuchs 2013).....	116
Abbildung 92: Verweilzeitmessung am 22.07.2015 ( $q_A = 2$ m/h).....	117
Abbildung 93: Verweilzeitmessung am 22.07.2015 ( $q_A = 2$ m/h).....	117
Abbildung 94: Verweilzeitmessung vom 22.07.2015 ( $q_A = 4$ m/h) .....	118
Abbildung 95: Verweilzeitmessung vom 22.07.2015 ( $q_A = 4$ m/h) .....	118
Abbildung 96: Rohrzuläufe bei $q_A = 2$ m/h .....	120
Abbildung 97: Rohrzuläufe bei $q_A = 4$ m/h .....	120
Abbildung 98: Verteilerrohre bei $q_A = 2$ m/h.....	121
Abbildung 99: Verteilerrohre bei $q_A = 4$ m/h.....	121
Abbildung 100:Schwellen bei $q_A = 2$ m/h .....	122
Abbildung 101: Schwellen bei $q_A = 4$ m/h .....	122
Abbildung 102: Hydrodynamische Verweilzeit der Variante „2 Ausläufe zur Wand“ .....	123
Abbildung 103: Hydrodynamische Verweilzeit der Variante „Verteilerrohr, längs, sohnlah“ .....	123
Abbildung 104: Stichprobe auf stationäres Fließverhalten (A) .....	124
Abbildung 105: Stichprobe auf stationäres Fließverhalten (B) .....	124
Abbildung 106: Fließgeschwindigkeiten der Variante mit Rohreinlauf und Prallblech .....	125
Abbildung 107: Fließgeschwindigkeiten der Variante mit Rohreinlauf und Prallblech .....	126
Abbildung 108: Datenauswertung Wirksamkeit/Leitfähigkeit und Wirksamkeit/pH-Wert.....	127
Abbildung 109: Steigerung des Feststoffrückhalts der T und U Fraktion durch hydraulische Optimierung des Einlauf- und Verteilerbauwerks .....	128
Abbildung 110: Streumatrix .....	128

Abbildung 111: Gesamtwirkungsgrad von Regenklärbecken abhängig von der mittleren Oberflächenbeschickung für den Standort St. Arnold (Schleifenbaum et al. 2016) .....129

## **Bildverzeichnis**

Bild 1: Sedimente (Trockensubstanz TS) eines Regenklärbeckens .....	15
Bild 2: Mikroskopierte Sedimente aus einem Regenüberlaufbecken.....	19
Bild 3: RÜB Aachen Soers (links: Voruntersuchungen an drei unterschiedlichen Röhrenelementen; rechts: nachgerüstetes RÜB, Bildquelle Dohmann et al. (2003)) .....	30
Bild 4: RÜB Göbrichen (linkes Bild); RKB 102 „Klimm Klamm“ mit Blick von oben auf die Klarwasserrinne und die darunter liegenden Lamellen (rechtes Bild).....	31
Bild 5: RÜB Homberg-Hakenfeld (Linkes Bild mit Blick auf die Sedimentationskammer; rechtes Bild mit Blick auf das Einlauf- und Verteilerbauwerk) .....	32
Bild 6: Lage der Messpunkte in der Draufsicht .....	50
Bild 7: Versuchsstand (links) und Feststoffsammler mit Sedimentablagerungen (rechts) .....	58
Bild 8: Sedimentauflage im Trennsystem (Plattenabscheider) .....	130
Bild 9: Sedimentauflage im Trennsystem.....	130
Bild 10: Sedimentauflage im Mischsystem.....	130



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Wirkungsgrade von Sedimentationsanlagen im Mischsystem .....	21
Tabelle 2: Bauwerkskomponenten.....	29
Tabelle 3: Technische Angaben zur Ausgangsgeometrie .....	36
Tabelle 4: Technische Angaben zu den Klarwasserabzügen.....	37
Tabelle 5: Technische Angaben zu den Schrägklärer-Einbauten .....	38
Tabelle 6: Kinematische Viskosität (DWA-A 110) .....	54
Tabelle 7: Strömungsindikatoren der Anlage ohne Schrägklärer .....	61
Tabelle 8: Strömungsindikatoren der Anlage mit und ohne Schrägklärer bei Einlaufsituation Rohreinlauf.....	64
Tabelle 9: Strömungsindikatoren der Einlauf- und Verteilerbauwerke bei $q_A = 2$ m/h.....	66
Tabelle 10: Strömungsindikatoren der Einlauf- und Verteilerbauwerke bei $q_A = 4$ m/h.....	67
Tabelle 11: Rechnerische Fließgeschwindigkeiten .....	75
Tabelle 12: Feststoffrückhalt des Rechteckbeckens ohne Einbauten mit Rohreinlauf.....	86
Tabelle 13: Feststoffrückhalt des Rechteckbeckens ohne Einbauten mit optimierter Einlaufvariante (T-Stück) ohne Rinnensystem.....	87
Tabelle 14: Feststoffrückhalt des Rechteckbeckens ohne Einbauten mit optimierter Einlaufvariante (T-Stück) mit Rinnensystem.....	87
Tabelle 15: Mit Plattenabscheidern, mit Rinnensystem, mit Rohreinlauf .....	89
Tabelle 16: Mit Plattenabscheider, mit Rinnensystem, mit optimiertem Einlauf Verteilerrohr	94
Tabelle 17: Leistungsvergleich anhand der Strömungsindikatoren und des Stoffrückhalts ...	96
Tabelle 18: Strömungsindikatoren und Wirksamkeiten von Durchlaufbecken .....	100
Tabelle 19: Strömungsindikatoren des RÜB Picksmühlenbach und des optimierten Schrägklärers .....	104
Tabelle 20: Übersicht der untersuchten Einläufe .....	119
Tabelle 21: Strömungsindikatoren Rohrzuläufe .....	120
Tabelle 22: Strömungsindikatoren für Verteilerrohre im Längsschnitt .....	121
Tabelle 23: Strömungsindikatoren für Schwellen .....	122

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Begriff
A	Fließquerschnitt
Ab_KÜ	Entnahmestelle der Proben im Ablauf während der Entlastungsphase
A <sub>EK</sub>	Fläche des kanalisierten Einzugsgebietes
A <sub>u</sub>	undurchlässige Fläche des Einzugsgebietes
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
B <sub>E</sub>	ereignisspezifische Zulauffracht
B <sub>Ab_KÜ</sub>	Ereignisspezifische Ablauffracht
BÜ	Beckenüberlauf
C <sub>Speicher</sub>	Konzentration
C <sub>Ab_KÜ</sub>	Ablaufkonzentration (mg/l)
C <sub>Zu_Füll</sub>	Zulaufkonzentration (mg/l)
C <sub>Zu_KÜ</sub>	Zulaufkonzentration während der Entlastungsphase (mg/l)
CSB	Chemischer Sauerstoffverbrauch
DB	Durchlaufbecken
EBw/VBw	Einlauf- und Verteilerbauwerk
EZ	Einlaufzone
EZG	Einzugsgebiet
FB	Fangbecken
FSS	Feststoffsammler
g	Erdbeschleunigung
GV	Glühverlust
h	Maximaler Absetzweg
h <sub>S</sub>	Höhe des Sedimentationskörpers
h <sub>b</sub>	Abstand / Durchmesser des Schrägklärerelements
HS	Hauptschluss
I <sub>E</sub>	Energieliniengefälle
KA	Kläranlage
L	Länge
LK	Lamellenklärer
L <sub>l</sub>	Lamellenabstand
L <sub>S</sub>	Länge des Schrägklärerabstands
KÜ	Klärüberlauf eines Regenbeckens
IDM	magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MWBA	Mischwasserbehandlungsanlagen
n	Anzahl
n <sub>e</sub>	Anzahl der Entlastungsereignisse
NS	Nebenschluss
q <sub>A</sub>	Oberflächenbeschickung
q <sub>A,max</sub>	maximale Oberflächenbeschickung
q <sub>A,mittel</sub>	mittlere Oberflächenbeschickung
Q <sub>Dr</sub>	Drosselabfluss
Q <sub>krit</sub>	kritischer Mischwasserabfluss
Q <sub>KÜ</sub>	Abfluss über Klärüberlauf
Q <sub>r,krit</sub>	kritischer Regenabfluss
RB	Regenbecken
Re	Reynolds-Zahl
RKB	Regenklärbecken
RÜB	Regenüberlaufbecken
RWB	Regenwasserbehandlung
SeKa	Sedimentationskammer
SKL	Schrägklärer

---

SM	Schwermetalle
TB	Trennbauwerk
TKE	Turbulente Kinetische Energie
TR	Trockenrückstand (Anteil in %)
TS	Trockensubstanz
V	Volumen
$V_B$	Volumen des Regenbeckens
$V_e$	ereignisspezifisches Volumen
$V_{RÜB}$	Gesamtvolumen des Bauwerks
$V_S$	flächenspezifisches Beckenvolumen bezogen auf Fläche $A_u$
$V_{Stat}$	anrechenbare statische Kanalvolumen
$v_s$	Sinkgeschwindigkeit
$v_p$	Sinkgeschwindigkeit eines Partikels
$V_{SK}$	Stauraumvolumen
Zu_Füll	Entnahmestelle der Proben im Zulauf während der Füllphase des Beckens
Zu_Kü	Entnahmestelle der Proben im Zulauf während der Entlastung des Beckens
$\alpha$	Neigungswinkel des Schrägklärers
$\Theta$	Hydrodynamische Verweilzeit
$\eta$	Gesamtwirkungsgrad (Speicher- und Sedimentationswirkungsgrad)
$\eta_{Sed}$	Sedimentationswirkungsgrad
$\eta_{Speicher}$	Speicherwirkungsgrad
$\rho$	Dichte einer Flüssigkeit
$\nu$	Kinematische Viskosität

---



# 1 Einleitung

## 1.1 Problemstellung

Eine zentrale Behandlung des Niederschlagswasserabflusses aus den Siedlungsgebieten erfolgt über Schwerkraftsedimentation in Regenbecken. Das Verfahren der Sedimentation ist in der Wasserwirtschaft von großer Bedeutung, da es eine einfache und wirtschaftliche Möglichkeit zur Abtrennung von Feststoffen darstellt. Eine Phasenseparation über Sedimentation kann unter der Voraussetzung stattfinden, dass die abzutrennenden Teilchen eine höhere Dichte als das umgebende Fluid, sowie eine Mindestgröße aufweisen.

Die Grundlagen für die Bemessung von Absetzbecken beruhen auf der von Hazen (1904) entwickelten Modellvorstellung eines idealen Absetzbeckens. Als Dimensionierungsgröße für Regenbecken wird die Oberflächenbeschickung als äquivalent zu der Sinkgeschwindigkeit der Teilchen herangezogen. Die vorausgesetzten Randbedingungen für eine effektive Abscheidung von Partikeln können in der Realität jedoch nicht erreicht werden. Unter Praxisbedingungen sind die Sinkgeschwindigkeiten geringer als theoretisch angenommen und die Annahmen idealer kontinuierlicher Strömungsverhältnisse sind nicht erfüllt.

Bislang konnten keine allgemeingültigen Ansätze zur Wirkungsweise von Regenbecken abgeleitet werden. In Anbetracht der Emissionen und der Anzahl deutschlandweit gebauter Anlagen ist der Kenntnisstand zur Sedimentationsleistung gering. Dies ist unter anderem auf die unterschiedlichen Methoden und Auswertungsansätze der bisher durchgeführten Forschungsvorhaben zurückzuführen.

Untersuchungen zum Leistungsvermögen und der Wirkungsweise einzelner Regenwasserbehandlungsanlagen wurden unter anderem von Hübner (1997), Pfeifer (1998), Klepiszewski (2006) und Uhl et al. (2009) durchgeführt.

Eyckmanns-Wolters et al. (2013) und Kemper et al. (2015a) berichten über breit angelegte Monitoring-Vorhaben, in denen zehn Regenklärbecken und sechs Regenüberlaufbecken untersucht wurden. In beiden Vorhaben wurden Durchlaufbecken im Nebenschluss mit einer harmonisierten Methodik untersucht. Die Ergebnisse zu den Wirksamkeiten der Anlagen weisen eine hohe Variabilität auf. Ein Zusammenhang zwischen einem bestimmten Bautyp und erzielbarer Wirksamkeit konnte nicht hergestellt werden. Der mittlere Sedimentationswirkungsgrad für die Ton- und Schluff-Fraktion lag bei den untersuchten Anlagen bei +/-30 %.

Weder für die Becken im Trenn- noch für diejenigen im Mischsystem zeichnet sich ein übereinstimmendes Bild ab, worauf die Wirksamkeit der Anlagen zurückzuführen ist. Die unterschiedlichen Ergebnisse gehen auf einen multikausalen Zusammenhang verschiedener Einflussgrößen zurück. Insbesondere Einzugsgebietseigenschaften, hydraulische Belastungen, Zulaufkonzentrationen, Anteile organischer Stoffe, Flockungsverhalten, Sinkgeschwindigkeiten und sich ändernde Zusammensetzungen des Zuflusses während eines Ereignisses sind als Einflussgrößen für die Sedimentation von großer Bedeutung. Der jeweilige Einfluss der einzelnen Randbedingungen auf den Sedimentationsprozess und damit auf die Abscheideleistung der Anlagen ist in Feldversuchen nicht eindeutig identifizierbar.

Der Eintrag von Feststoffen und feststoffassoziierten Schadstoffen aus Regenwasserentlastungsanlagen urbaner Gebiete wird als eine Hauptursache für die Belastung der Gewässer betrachtet.

Im Hinblick auf die Leistungssteigerung von Sedimentationsanlagen rückt die aus der industriellen Anwendung bekannte Schrägklärer-Technologie in den Blickwinkel der Siedlungswasserwirtschaft. Dabei handelt es sich um Sedimentationsanlagen in kompakter Bauweise, die mit Lamellen oder Röhrenelementen ausgebaut sind. Die bemessungsrelevante Grundfläche der Sedimentationskammer kann so um ein Vielfaches erhöht werden.

Der industrielle Anwendungsbereich dieser Technologie ist in der Fest-Flüssig Abscheidung zu sehen, bei der die Aufbereitung von Prozesswässern mit mineralischer Fracht im Fokus steht. Die Anwendbarkeit dieser Technologie ist in der Siedlungswasserwirtschaft von Krauth und Bondareva (1999) in der Abwasseraufbereitung untersucht worden. In den letzten Jahren wurden auch Regenbecken mit Schrägklärern ausgerüstet. Aus den Studien von Dohmann et al. (2003) und Fuchs und Mayer (2012) sind Betriebserfahrungen sowie Ergebnisse zur Leistungsfähigkeit bekannt. Basierend auf diesen Erfahrungen wurden erste Bemessungsempfehlungen formuliert. Erstmals wurden Schrägklärer 2013 in das DWA-Regelwerk, DWA-M 176 aufgenommen. Sie sind damit in das Standard-Sortiment der Regenwasserbehandlungsanlagen aufgenommen worden.

In der Literatur sind bezüglich der konstruktiven Gestaltung von Regenbecken mit Schrägklärern nur wenige Hinweise zu finden. Es fehlt an grundlegenden Untersuchungen zum hydraulischen Strömungsverhalten und der Wirksamkeit von Schrägklärern in der Regenwasserbehandlung. Studien, in denen Sensitivitätsuntersuchungen zur konstruktiven Gestaltung von Regenbecken mit Schrägklärern durchgeführt wurden, um effiziente Anlagen konzipieren zu können, liegen nicht vor.

Die Erfahrungen aus den Monitoring-Vorhaben, die sich der Ermittlung des Feststoffrückhalts von Regenbecken mit Schrägklärern gewidmet haben, verfügen nur über eine begrenzte Aussagekraft. Die komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen wurden – wenn überhaupt – nur ansatzweise bearbeitet. Da außerdem das Strömungsverhalten weitestgehend unbekannt ist, bleibt eine Black-Box-Betrachtung bestehen. Im Sinne des Neubaus und der Nachrüstung gilt es an der Fragestellung festzuhalten, welche Bauwerke ein hohes Potenzial zum Feststoffrückhalt aufweisen. Daraus können Handlungsmöglichkeiten abgeleitet sowie zielgerichtete konstruktive Maßnahmen eingeleitet werden.

Sowohl für die Ertüchtigung von Standard-Regenbecken mit Schrägklärern als auch für den Neubau hoch effizienter Schrägklärer, müssen die bestehenden Erfahrungen durch systematische Untersuchungen ergänzt werden. In der vorliegenden Arbeit wird dazu ein Beitrag geleistet.

## 1.2 Ziele und Hypothesen

Die Motivation dieser Arbeit besteht darin, einen Beitrag zu dem Prozessverständnis und den hydraulisch-stofflichen Wirkungszusammenhängen von Sedimentationsanlagen zu leisten. Diese sind von grundlegender Bedeutung für eine wirksame Anwendung der Schrägklärer-Technologie.

In der vorliegenden Arbeit wird von der zentralen Arbeitshypothese ausgegangen, dass eine Sedimentationsanlage, deren Strömungsverhalten einer idealen Propfenströmung gleicht, den höchsten Stoffrückhalt erzielt. Es galt zu ermitteln, wie weit eine Annäherung an eine ideale Strömung gelingt und welcher Stoffrückhalt diesem Reaktorverhalten zugeordnet werden kann.

Als wichtiges Bauwerkselement ist das Einlauf- und Verteilerbauwerk zu betrachten. Dessen Bedeutung für Regenbecken mit Schrägklären ist im Hinblick auf die Strömungsverteilung und Energieumwandlung zu untersuchen.

Wissensdefizite bestehen außerdem darin welche Rolle die Schrägklärer-Elemente in einem Reaktor übernehmen, um die ideale Propfenströmung zu erreichen. Die hydraulische Wirkung der Schrägklärer-Elemente als Strömungselemente wird daher in dieser Arbeit hinterfragt.

Es soll aufgezeigt werden, dass eine Erhöhung der Sedimentationsleistungsfähigkeit über die Optimierung der konstruktiven Gestaltung, die resultierenden Strömungsbedingungen und über die Bemessungsoberflächenbeschickung erfolgen kann.

Es sind daher die konstruktiven Gestaltungsmöglichkeiten hydraulisch zu untersuchen und zu bewerten. Darüber hinaus sind mittlere Absetzwirksamkeiten in Abhängigkeit zur Oberflächenbeschickung zu ermitteln. Damit wird es möglich einen in der Praxis anwendbaren Bemessungsparameter abzuleiten.

## 2 Grundlagen

### 2.1 Siedlungsentwässerung

In den vergangenen Jahren hat sich in der Siedlungsentwässerung ein Bewusstsein für eine integrale Siedlungsentwässerung entwickelt. Bestanden lange Zeit die primären Ziele der Siedlungswasserwirtschaft darin, eine sichere Entsorgung des häuslichen und betrieblichen Schmutzwassers zu gewährleisten sowie den Menschen und die Siedlungen vor Überflutungen zu schützen, definiert das DWA-A 100 die Schutzgüter und Schutzziele weitaus breiter, indem nun auch ökologische Gewässerbelange und die Reduktion der Schadstoffemissionen mit einer äquivalenten Bedeutung berücksichtigt werden (DWA-A 100 2006).

Seit mehr als 15 Jahren entwickelt sich die Planung von Entwässerungsnetzen in Richtung eines modifizierten Entwässerungsverfahrens, bei denen Schutz und Erhalt des natürlichen Wasserhaushalts im Vordergrund stehen. Dabei bedient man sich einem breiten Spektrum an Bewirtschaftungsmaßnahmen, die die Abflussvermeidung als Ziel verfolgen. Dahinter verbergen sich Maßnahmen der Regenwasserversickerung oder der Regenwassernutzung. Das Sortiment der dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen kann die Quantität sowie die Qualität des Oberflächenabfluss positiv beeinflussen. Sind die verfügbaren Kapazitäten erschöpft, wird das Wasser der Trenn- bzw.- Mischkanalisation übergeben und abgeleitet.

Kläranlagen sind häufig auf den 3 bis 9 fachen Trockenwetterabfluss dimensioniert (Klippstein und Dittmer 2012). Diese begrenzte Kapazität bedingt entweder eine Speicherung oder eine Entlastung des Regenwasseranteils bei erhöhtem Abfluss. Um die Häufigkeit und die damit verbundenen Emissionen von Entlastungsereignissen aus dem Mischsystem zu reduzieren, kann teilweise das Kanalstauraumvolumen genutzt werden. Um das Entwässerungsnetz zu entlasten, sind im System Entlastungsbauwerke angeordnet. Diese können in Regenüberläufe und Regenüberlaufbecken eingeteilt werden. Regenüberläufe sind im System nur dort angeordnet, wo der kritische Mischwasserabfluss schadlos weitergeleitet werden kann. Zum Teil sind diesen Auslässen weitergehende Behandlungsanlagen nachgeschaltet. Im Mischsystem sind dies oftmals Regenüberlaufbecken. Sie verfügen über ein Speichervolumen und entlasten nach Vollerfüllung in die Vorfluter.

Sofern im Trennsystem eine Behandlungsbedürftigkeit vorliegt, werden auch hier Regenbecken im Entwässerungsnetz angeordnet. Sowohl im Trenn- als auch im Mischsystem werden Regenbecken in Fangbecken und Durchlaufbecken unterschieden.

Fangbecken sind in Entwässerungsnetzen angeordnet, in denen kurze Fließzeiten bestehen und Spülstöße erwartet werden können. Sie übernehmen ausschließlich die Funktion eines Speicherbeckens. Ist ihre Kapazität erschöpft, wird das weiterhin zufließende Wasser an einem vorgelagerten Trennbauwerk Richtung Vorfluter abgeschlagen. Somit wird eine Vermischung der mit dem Spülstoß eingebrachten Feststoffe mit dem später zufließenden Wasser vermieden.

Durchlaufbecken werden im Mischsystem als Regenüberlaufbecken und im Trennsystem als Regenklärbecken bezeichnet. Sie sind konstruktiv mit einem Klärüberlauf ausgestattet. Nach Vollerfüllung des Speicherbeckens durchströmt das zufließende Wasser eine Sedimentationskammer und das durch Sedimentation gereinigte Wasser (Klarwasserzone) wird in den Vorfluter abgeschlagen. Das gespeicherte Volumen wird im Mischsystem mitsamt der Schmutzfracht zur Kläranlage geleitet, sobald die Kapazitäten vorhanden sind.



Im Trennsystem ist ein Anschluss an den Schmutzwasserkanal nicht immer gegeben, sodass die Schmutzfracht in regelmäßigen Intervallen über Saugwagen entnommen werden muss.

Niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse sind ein bedeutender Eintragspfad von Nähr-, Zehr- und Schadstoffen in Oberflächengewässer. Durch die in den letzten Jahren gestiegenen Anforderungen an die Abwasserreinigung und an die Gewässergüte sind verstärkt Maßnahmen zum verbesserten Feststoff- und Schadstoffrückhalt in der Regenwasserbehandlung gefordert. Auf Emissionen von Siedlungsabflüssen wird in Abschnitt 2.3.4 weiter eingegangen.

## **2.2 Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung**

Mit der Einführung der EU-Abwasserrichtlinie (91/271/EWG) wurde in der europäischen Rechtsprechung ein Handlungsrahmen im Umgang mit dem Sammeln, Behandeln und der Einleitung kommunalen Abwassers vorgegeben. Konkrete Vorgaben zum Umgang mit Niederschlagswassereinleitungen oder Mischwassereinleitungen wurden nicht formuliert. Es wurde jedoch die Begrenzung einer Gewässerbelastung durch Regenüberläufe angeführt. Die europäische Rechtsprechung wurde durch die im Jahr 2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) ergänzt. Darin wird eine Verhinderung der Zustandsverschlechterung für Oberflächengewässer formuliert, ein guter ökologischer und chemischer Zustand gefordert und eine Reduzierung der Belastung durch prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe festgelegt. Da Regen- und Mischwassereinläufe nicht als signifikante Quellen für diese Stoffe gelten, fehlt auch hier ein direkter Bezug.

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) setzt die europäischen Anforderungen in nationales Recht um. § 55 WHG gibt vor, dass Niederschlagswasser ortsnah versickert, verrieselt oder über eine Kanalisation ohne Vermischung von Schmutzwasser in ein Gewässer eingeleitet werden soll. Für das Einleiten von Abwasser gilt nach § 57 WHG, dass eine Erlaubnis nur erteilt werden darf, wenn „die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist“ (WHD, idF. 31.07.2009).

Für Abwasserbehandlungsanlagen werden Anforderungen nach dem Stand der Technik bundesweit einheitlich in der Abwasserverordnung (AbwV) konkretisiert. Für die Behandlung und Einleitung von Niederschlagswasser wurden bis heute noch keine nationalen Anforderungen festgelegt. Die Erarbeitung eines Anhangs zur AbwV und eine Festlegung von Grenzwerten für Entlastungskonzentrationen sind Gegenstand der aktuellen Diskussion (Schmitt und Borchardt 2013).

Den DWA-Regelwerken kommt daher eine besondere Bedeutung zu. Sie stellen die Bemessungs- und Dimensionierungsgrundlage für Bauwerke der Regenwasserbehandlung dar. In den Regelwerken werden die Anforderungen nach dem Vorsorgeprinzip formuliert. Diese entspricht einer emissionsseitigen Betrachtung, bei der die Wirkung der Emissionen im Gewässer keine Berücksichtigung findet.

Bestehen erhöhte Anforderungen vonseiten des Gewässers, sind Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung aus der immissionsorientierten Betrachtungsweise zu planen. Grundlage hierzu bildet das Merkblatt M 3. Darin werden die Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen auf Fließgewässer aus hydraulischer wie aus stofflicher Sicht beurteilt (BWK 2001).

## 2.3 Regenbecken im Bestand

Der Umgang mit dem Thema Niederschlagswasserbehandlung ist insbesondere in den bevölkerungsreichsten Ländern Nordrhein-Westfalen (NRW), Baden-Württemberg (BW) und Bayern interessant. Gemeinsam verfügen die Länder über einen Anteil von 53 % des bundesweiten Bestandes an Regenwasserbehandlungsanlagen (36.456 von 68.777) und > 60 % der Regenbecken (18.083 von 27.197).

Die Länder Bayern und Baden-Württemberg sind traditionell Länder mit einem hohen Anteil an Mischwasserkanalisation, wohingegen in Nordrhein-Westfalen der Ausbau der Trennkanalisation forciert wurde. Entsprechend liegt in NRW mit einer Anzahl von 1.022 der größte Bestand an Regenklärbecken (RKB) vor (DE STATIS 2013).

Bedingt durch den hohen Bestand an Regenwasserbehandlungsanlagen ist die politische Haltung dieser Länder zum Thema Regenwasserbehandlung sowie der Umgang mit Regenbecken (RB) von Interesse. Ein Blick in die Gesetzgebung soll den Umgang mit der Regenwasserbehandlung veranschaulichen.

In Nordrhein-Westfalen wird die Überwachung und betriebliche Bewertung von bestehenden Mischwasserbehandlungsanlagen (MWBA) seit 2013 im Rahmen der Selbstüberwachungsverordnung Abwasser (SüwVo Abw, vom 17.10.2013) geregelt. In § 3 heißt es, dass *„grundsätzlich bei Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen eines Kanalisationsnetzes... zur Überwachung kontinuierlich aufzeichnende Wasserstandsmessgeräte einzubauen sind. Durch geeignete Auswertungen der Füllstände und Benutzungszeiten sind Überlaufmengen, -dauer und -häufigkeit und bei Bedarf die zur Abwasserbehandlungsanlage weitergeleiteten Abwassermengen zu ermitteln“*. Vor dem Hintergrund wird die Ausstattung von Regenbecken mit Durchfluss- und Wasserstandsmessgeräten in NRW kontinuierlich verbessert und vereinheitlicht.

Baden-Württemberg regelt die Bestimmungen für Regenwasserbehandlungs- und Regenwasserentlastungsanlagen in der Eigenkontrollverordnung (EKVO, vom 16.04.2016) wie folgt: *„Die Eigenkontrolle umfasst die Sichtkontrolle von Einlauf, Überläufen und Ablauf der Anlagen auf Ablagerungen und Verstopfungen und die Funktionskontrolle der technischen Ausrüstung, Messgeräte und Drosseleinrichtungen. Die Kontrollen sollen insbesondere nach Belastung der Anlagen durch Regenereignisse, mindestens jedoch bei Regenüberlaufbecken zweimonatlich, bei sonstigen Anlagen vierteljährlich durchgeführt werden.“* Die Ausstattung der Regenbecken mit Messtechnik zur Erfassung der Entlastungscharakteristik ist für die Betreiber nicht verpflichtend.

Der geringe Kenntnisstand zur Entlastungsaktivität von Mischwasserentlastungen resultiert unter anderem aus der Gesetzgebung der Länder. Es zeichnet sich jedoch die Entwicklung ab, dass die Bestandsdaten von Regenbecken gepflegt und ihre Entlastungsaktivität erfasst wird. Diese Datenerhebungen sind von Bedeutung, wenn es darum geht, Strategien für die Regenwasserbehandlung zu entwickeln, Maßnahmen zur Ertüchtigung umzusetzen und ihr Verbesserungspotenzial hinsichtlich der Frachtreduktion abzuschätzen.

Die übergeordnete Zielsetzung der Mischwasserbehandlung ist die bestmögliche Reduzierung der Gesamtemissionen aus Mischwasserüberlauf und Kläranlagenablauf.

Die Überwachung der Qualität des Überlaufes aus Mischwasserbehandlungsanlagen wird diskutiert. Derzeit mangelt es jedoch an praktikablen Überwachungsmöglichkeiten.

### 2.3.1 Historische Entwicklung

Die Bestandsdaten von Regenbecken werden in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen in den Datenbanken WIBAS<sup>1</sup> und ELKA<sup>2</sup> verwaltet. Diese Datenbanken wurden in Kemper et al. (2015a) herangezogen, um die bauhistorische Entwicklung von Regenüberlaufbecken (RÜB) auszuwerten. Abbildung 1 stellt die Anzahl der Inbetriebnahmen von Durchlaufbecken in einem Säulendiagramm chronologisch dar.

In Deutschland hat der Ausbau der Regenwasserbehandlung (RWB) in den 70er-Jahren begonnen. Wurden zuerst nur vereinzelt Regenbecken gebaut, kam es Mitte der 80er Jahre zu einem markanten Anstieg von Neubauten. Ein signifikanter Rückgang ist in Nordrhein-Westfalen ab dem Jahr 2000 zu erkennen. Im Vergleich dazu stellt sich die bauliche Entwicklung in Baden-Württemberg deutlich kontinuierlicher dar und hat bis 2010 noch angehalten.

Aus den Bestandsdaten wird ersichtlich, dass ein hoher Anteil an Regenbecken bereits älter als 20 Jahre ist. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wurde von Kemper et al. (2015a) eine Erhebungsuntersuchung an 38 Regenüberlaufbecken durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, dass viele Anlagen nicht dem aktuellen Stand der Technik entsprechen. An den Bauwerken wurden bei einem hohen Anteil konstruktive Defizite in der Zu- und Ablaufgestaltung festgestellt. Dies wird darauf zurückgeführt, dass der Strömungsverteilung und der Energiedissipation in der Bauwerksplanung zu wenig Berücksichtigung gefunden haben. Die Autoren sehen die Ursache der konstruktiven Defizite darin, dass die Empfehlungen zur konstruktiven Gestaltung erst zu einem späteren Zeitpunkt formuliert wurden.

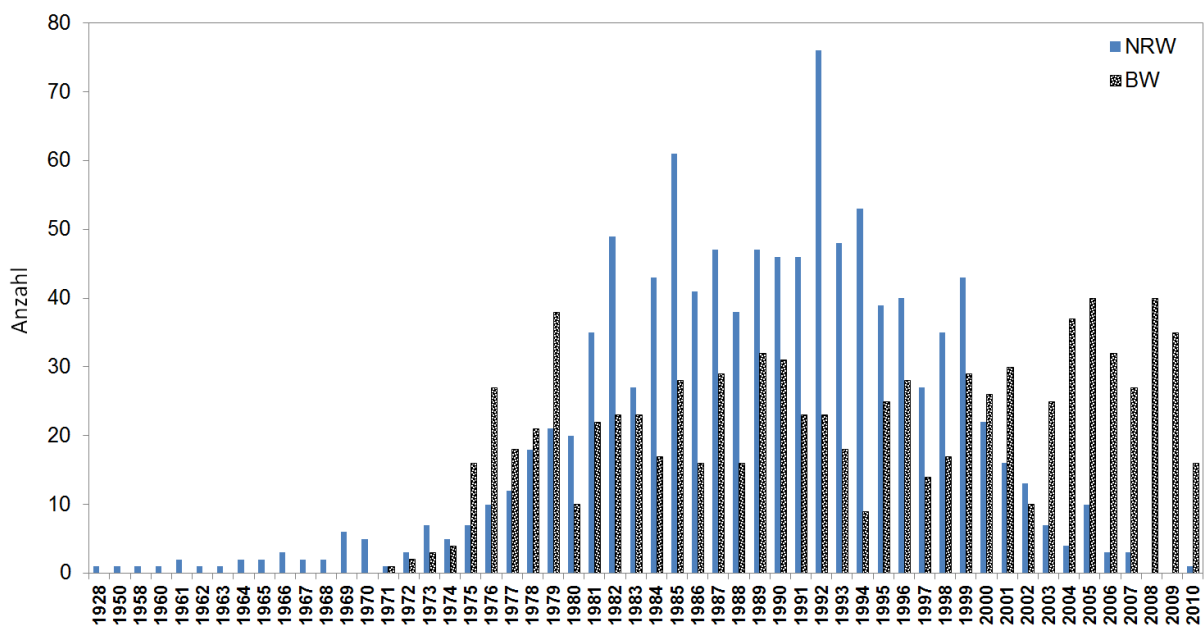


Abbildung 1: Inbetriebnahme von Durchlaufbecken in NRW und BW (Kemper et al. 2015a)

<sup>1</sup> Informationssystem Wasser, Immissionsschutz, Boden, Abfall, Arbeitsschutz (WIBAS)

<sup>2</sup> Einleitungskataster (ELKA)

### 2.3.2 Klärbedingungen und Bemessung von Regenbecken

Der Abfluss zur Kläranlage ist im Niederschlagsfall zu begrenzen, damit die nötige Reinigungsleistung der Anlage aufrechterhalten werden kann. Aus dieser Veranlassung heraus werden Regenwasserbehandlungsanlagen im Entwässerungsnetz angeordnet. Sie übernehmen sowohl die Entlastung des Systems, sowie die klärtechnische Reinigung des Abflusses, um die Gewässerbelastung möglichst gering zu halten. Für Regenbecken mit klärtechnischer Wirkung gilt ebenso wie für Kläranlagen, dass der Durchfluss zu begrenzen ist, um die Reinigungsleistung zu gewährleisten.

Die Grundlagen der klärtechnischen Reinigung in Absetzbecken geht auf die von Hazen (1904) zu Beginn des 20. Jahrhunderts entwickelte Modellvorstellung eines idealen Absetzbeckens zurück. Vereinfachend hat Hazen folgende Annahmen für ein ideal durchströmtes Absetzbecken aufgestellt.

Die Durchströmung des Beckens erfolgt laminar, stationär und gleichförmig, ohne eine Vermischung benachbarter Stromfäden. Es liegt eine ideales Strömungsverhalten in Form einer „Kolben- bzw. Propfenströmung“ vor (Abbildung 2). Alle Teilchen, die mit der Suspension in das Becken einströmen, liegen gleichmäßig über den Beckenquerschnitt verteilt vor. Einmal abgesetzte Partikel gelten als abgeschieden und werden nicht wieder eingemischt.

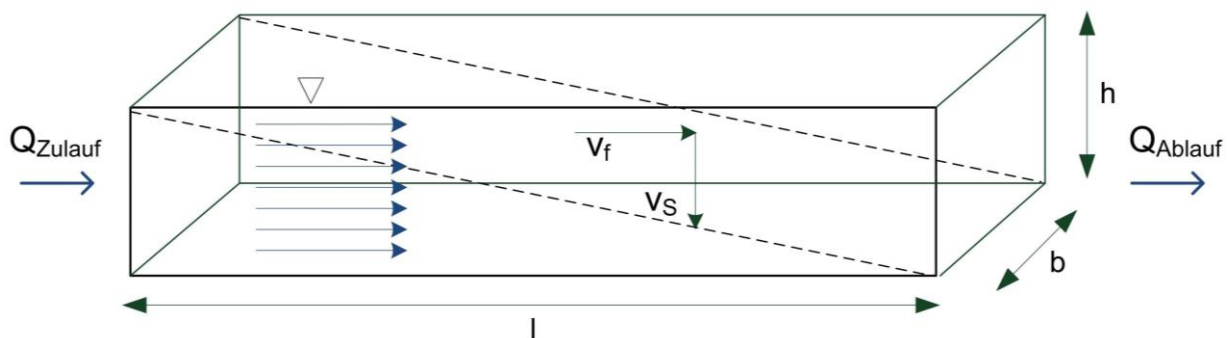


Abbildung 2: Laminare Durchströmung eines Absetzbeckens

Die horizontale Fließgeschwindigkeit ( $v_f$ ) eines Teilchens, das ein Regenbecken durchströmt, berechnet sich über den Zufluss ( $Q$ ) geteilt durch den Fließquerschnitt ( $A_0$ ), die aus der Höhe ( $h$ ) und der Breite ( $b$ ) des Beckens hervorgeht.

$$v_f = \frac{Q}{A_0} = \frac{Q}{h \cdot b}$$

$v_f$  = horizontale Fließgeschwindigkeit (m/h)

$Q$  = Beckenzufluss ( $m^3/h$ )

$A_0$  = Fließquerschnitt ( $m^2$ )

$h$  = Höhe (m)

$b$  = Breite (m)

$l$  = Länge (m)

In dem Becken setzen sich alle Partikel ab, deren Sedimentationszeit  $t_S$  geringer als die Durchflusszeit  $t_R$  ist ( $t_S < t_R$ ). Die Durchflusszeit  $t_R$  (auch Aufenthaltszeit genannt) berechnet sich über die Formel

$$t_R = \frac{A_0 \cdot l}{Q} = \frac{b \cdot h \cdot l}{Q}$$

$t_R$  = Durchflusszeit (h)

Die Absetzzeit eines Teilchens ergibt sich aus:

$$t_S = \frac{h}{v_S}$$

$t_S$  = Absetzzeit (h)

$v_S$  = Absetzgeschwindigkeit (m/h)

Unter der Annahme, dass eine Absetzwirkung nur gegeben ist, wenn  $t_R \geq t_S$  wird folgende Gleichung aufgestellt

$$\frac{h}{v_S} = \frac{b \cdot h \cdot l}{Q} \rightarrow v_S = \frac{Q}{l \cdot b} \rightarrow v_S = \frac{Q}{A}$$

Aus der Formel wird ersichtlich, dass die Sinkgeschwindigkeit eines Partikels unabhängig ist von der Bauwerkshöhe (h), und nur von dem Durchfluss und der Oberfläche des Bauwerks abhängig ist. Anstelle des  $v_S$  (m/h) wurde  $q_A$  (m/h) als Oberflächenbeschickung eingeführt. Diese Größe wird als Dimensionierungsgröße für Regenbecken herangezogen.

Die Dimensionierung von Regenbecken erfolgt im Normalfall bundesweit einheitlich nach den Bemessungsansätzen des ATV Arbeitsblatt A 128. Das Bemessungsverfahren stellt eine emissionsbezogene Betrachtung dar und handelt nach dem Vorsorgeprinzip. Als Ersatzparameter für die gewässerbelastenden Schmutz- und Schadstoffe wird der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) als Indikator verwendet. In dem A 128 ist ein Bezugslastfall definiert, der für mittlere Verhältnisse in Deutschland ein erforderliches Gesamtspeichervolumen in der Mischkanalisation beziffert. Abweichungen von diesem Bezugslastfall führen zu der Forderung eines größeren Gesamtspeichervolumens (ATV-A 128 1992).

Technische Regeln zur Gestaltung von Bauwerken der Niederschlagswasserbehandlung werden in dem DWA-Arbeitsblatt-A 166 sowie in dem DWA-Merkblatt M-176 formuliert. Sie enthalten Kriterien, welche die klärtechnischen Bedingungen der Sedimentationsanlagen sicherstellen sollen. Für Regenbecken in Rechteckbauweise gilt, dass bei einer kritischen Regenspense ( $r_{krit}$ ) von 15 l/(s·ha) eine Oberflächenbeschickung von  $q_A = 10$  m/h nicht überschritten werden darf. Des Weiteren gelten eine maximale Längsdurchströmungsgeschwindigkeit von 0,05 m/s sowie bestimmte Geometrieverhältnisse der Sedimentationskammer.

Diese sind nach dem Arbeitsblatt 166:

$$6 \text{ m} \leq \text{Länge} : \text{Höhe} \leq 15 \text{ m}$$

$$3 \text{ m} \leq \text{Länge} : \text{Breite} \leq 4,5 \text{ m}$$

$$2 \text{ m} \leq \text{Breite} : \text{Höhe} \leq 4 \text{ m}$$

Eine Begrenzung der hydraulischen Belastung auf 10 m/h ermöglicht nach Stokes eine theoretische Abscheidung der Partikel bis zu einem Durchmesser von 63  $\mu\text{m}$  mit der Dichte von Quarz mit 2,65 g/cm<sup>3</sup>. Demnach können Partikel mit kleinerem Durchmesser oder geringerer Dichte nicht zurückgehalten werden.

Für Regenbecken in Rundbauweise, sogenannte Wirbelschachtbecken oder Regenzyklonbecken, gilt die gleiche hydraulische Begrenzung auf ein  $q_A$  von 10 m/h, um die klärtechnische Wirksamkeit einzuhalten. Anstelle einer horizontalen Fließgeschwindigkeit wird eine spezifische Zulaufleistung mit  $P_{\text{spez}} \leq 0,08 \text{ W/m}^3$  definiert. Hinsichtlich der konstruktiven Gestaltung ist der Zulauf tangential anzuordnen, um die gewünschte Drehströmung zu erzeugen.

Als eine weitere Bauweise sind Stauraumkanäle zu nennen. Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung werden in der Regel im Hauptschluss angeordnet und sind daher nicht vom Entwässerungsnetz entkoppelt. Bei stärkeren Regenereignissen ist mit erhöhten Fließgeschwindigkeiten im Sedimentationsraum zu rechnen, die eine Abscheidung von Partikeln behindern. Es wird versucht diesen ungünstigen Bedingungen durch einen Volumenzuschlag von etwa 1/3 zusätzliches Speichervolumen nachzukommen.

### 2.3.3 Hydraulische und stoffliche Belastung von Regenbecken

Sowohl die Entlastungsmenge als auch die Entlastungskonzentration von Regenwasserbehandlungsanlagen gehen auf die Niederschlagscharakteristik und die Eigenschaften des Einzugsgebietes zurück. Der Grad der stofflichen Belastung des Niederschlagsabflusses ist auf den Verschmutzungsgrad der angeschlossenen Flächen, das Stoffangebot in Abhängigkeit der Einwohnerdichte, die gewerblichen Starkverschmutzer und das Verkehrsaufkommen zurückzuführen.

Für die hydraulische Belastung der Bauwerke sind ebenfalls mehrere Einflussgrößen relevant. Es sind insbesondere die Niederschlagsmenge und Intensität, das Gefälle des Einzugsgebietes sowie das Kanalspeichervermögen zu nennen, da sie die Dynamik des Niederschlagsabflusses im Entwässerungsnetz mit bestimmen. So kann die Charakteristik der hydraulischen Belastungssituation eine Folge des Niederschlagsregimes sein. Sie kann bei Starkregenereignissen stoßartig ausgeprägt sein, wohingegen bei Dauerregen eher eine kontinuierliche Belastung resultiert.

Regenbecken, die im Freispiegel betrieben werden, sind bis zu dem erreichten kritischen Zufluss dieser Dynamik ausgesetzt. Abbildung 3A zeigt schematisch die hydraulische Belastung eines Regenbeckens, das in Folge eines Starkregens beschickt wird. Abflussspitzenwerte treten in diesem Fall zu Ereignisbeginn auf. Hohe Transportkräfte zu Beginn des Ereignisses führen zu hohen Schmutzkonzentrationen. Das Speichervolumen der Regenbecken fängt einen Teil der ersten Abflussspitze ein. Sobald das Speichervolumen erschöpft ist, kommt es zu einer Entlastung Richtung Vorfluter. Eine Überschreitung des kritischen Abflusses resultiert in einem Entlastungsabfluss über den Beckenüberlauf. Mit zunehmendem Entlastungsvolumen und zunehmender Entlastungsdauer wird die Schmutzfracht verdünnt und es entstehen niedrigere Entlastungskonzentrationen.

Ein weiterer bekannter Zusammenhang besteht zwischen den Kanalablagerungen und den Entlastungskonzentrationen. Da das Kanalsystem für Spitzenabflüsse dimensioniert ist, kommt es bei Trockenwetterabflüssen mit geringer Schleppspannung zu Ablagerungen auf der Sohle. Insbesondere in Gebieten mit geringer Neigung entstehen hohe Feststoffdepots. Diese Sedimente führen bei Regenereignissen zu hohen Schmutzkonzentrationen, die für Regenbecken eine hohe stoffliche Belastung darstellen und zu hohen Entlastungskonzentrationen führen können. Bei Regenbecken in Einzugsgebieten mit hoher Neigung treten in der Regel nur geringfügige Ablagerungen auf, woraus tendenziell niedrigere Entlastungskonzentrationen resultieren.

Die *stationäre Betriebsweise* von Regenbecken stellt eine Ausnahme dar. Diese beschränkt sich auf Regenbecken in flach geneigten Gebieten. Aus vorgelagerten Kanalstauraumvolumen wird das Wasser mittels Pumpen oder Schneckenhebewerken angehoben, damit es anschließend im Freispiegel Richtung Vorfluter oder Kläranlage abgeführt werden kann. Der vorgelagerte Kanalspeicher stellt in diesem Fall das Vorlagevolumen für die Pumpen, fungiert darüber hinaus aber auch als hydraulischer und stofflicher Dämpfer. Es ist von einer Vorsedimentation und Homogenisierung der Stoffkonzentration auszugehen. Die stationäre Beschickung resultiert somit in einem stationären Entlastungsabfluss und gegenüber Regenbecken im Freispiegel mit ausgewogeneren Abflusskonzentrationen (Abbildung 3.B).

Entlastungsbauwerke wie Regenüberläufe und Regenüberlaufbecken, drosseln den Abfluss zur Kläranlage. Zudem wirkt der Kanalspeicherraum als Dämpfer im Entwässerungssystem. Mit zunehmender Länge des Kanalnetzes und längerer Fließzeit verringern sich daher die Schwankungen in der hydraulischen und stofflichen Belastung. Kläranlagen können somit als stationär betriebene Anlagen mit relativ kontinuierlicher hydraulischer und stofflicher Belastung betrachtet werden (Abbildung 3.C).

Die Vielzahl der bereits genannten Einflussgrößen lässt die Schlussfolgerung zu, dass in Regenbecken komplexe hydraulische und stoffliche Wirkungszusammenhänge vorliegen. Durch die in-stationären Verhältnisse des Volumenstromes, Turbulenzen, variierende Stoffkonzentration sowie durch die wechselnden physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers resultieren unterschiedliche Sedimentationsleistungen. Sie stellen außerdem eine Planungsunsicherheit für den erfolgreichen Einsatz von Behandlungsverfahren dar und schließen den Einsatz von Hilfsmitteln zur Steigerung der Sedimentation durch Flockungshilfsmittel aus.

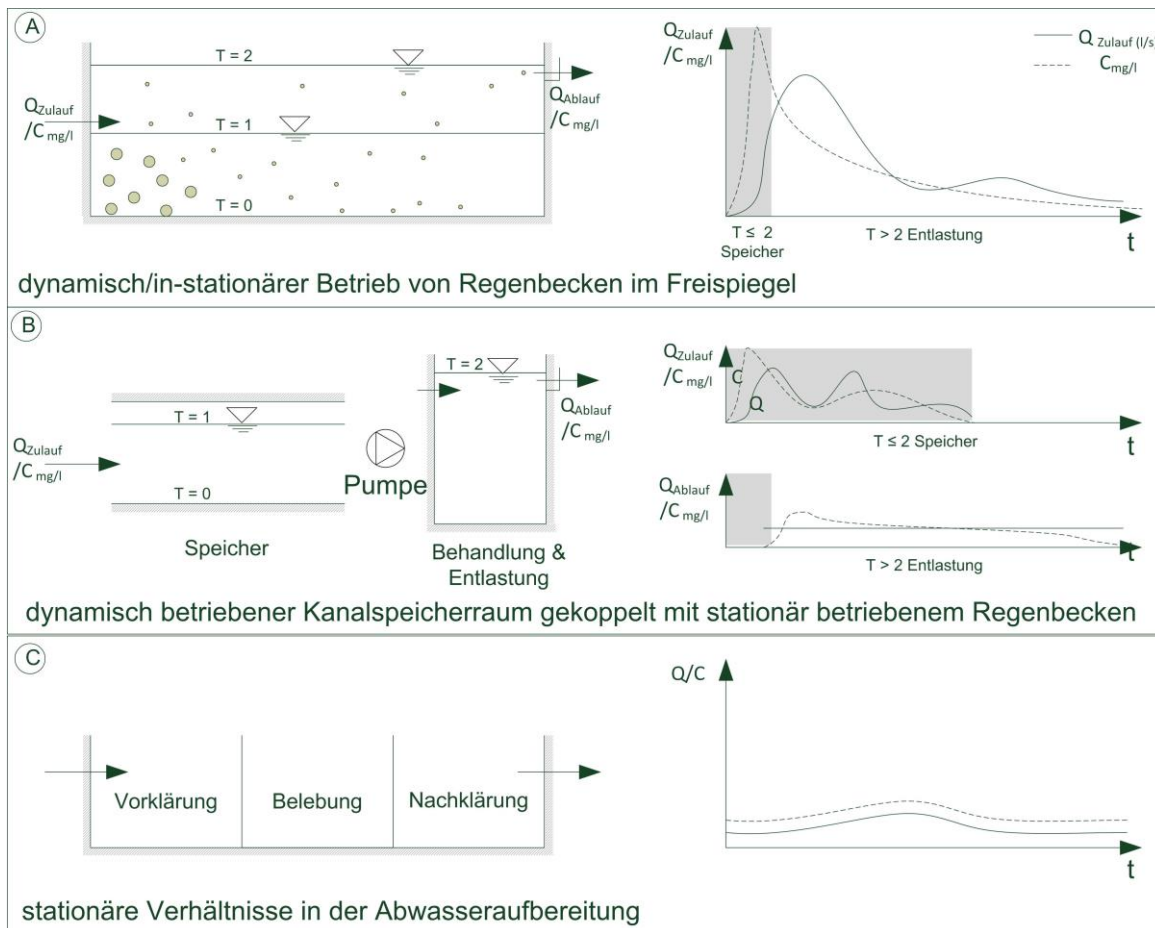


Abbildung 3: Stationär und dynamisch betriebene Anlagen

### 2.3.4 Emissionen aus Regenentlastungsanlagen

Niederschlagswassereinleitungen aus Siedlungsgebieten sind eine hydraulische und stoffliche Belastung für Fließgewässer. Das Gefährdungspotenzial für Gewässer besteht aus den akuten Auswirkungen, bei denen hydraulischer Stress, Geschiebeumlagerungen, Sauerstoffdefizit und Ammoniumtoxizität eine wichtige Rolle spielen (BWK 2001).

Die Schadwirkungen von Feststoffen hängen unter anderem von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der eingeleiteten Stoffe ab. Diese können sowohl direkt als auch indirekt auftreten. Als eine direkte Schädigung gelten beispielsweise scharfkantige Partikel (z. B. Quarzsande), die das Kiemenepithel der Fische schädigen oder organisch belastete Partikel (Faulschlamm), die die Sauerstoffübertragung der Atmungsorgane behindern. Indirekt beeinflussen Feststoffe durch Sedimentations- und Kolmationsprozesse langfristig die natürliche Substratverteilung der Gewässersohle. Eine weitere Langzeitwirkung, die von den mineralischen Feinpartikeln der Ton- und Schluff-Fraktion ausgeht, ist die Anreicherung von anthropogenen Schadstoffen wie Schwermetallen und Xenobiotika im Gewässer (LUBW 2015).

Eine Frachtbilanzierung diffuser und punktueller Eintragspfade am Beispiel Zink gibt Aufschluss über Anteile verschiedener Eintragspfade (Abbildung 4). Daraus geht hervor, dass 32 % der Fracht auf Regenentlastungsbauwerken zurückgeführt werden kann. Gemeinsam mit Kläranlagen sind ca. 51 % der Gesamtfracht auf Emissionen aus urbanen Gebieten zurückzuführen (Fuchs et al. 2013).



Hinsichtlich der Gewässerbelastung ist es kaum möglich zu differenzieren, ob Trenn- oder Mischsysteme höhere bzw. geringere Emissionen verursachen. Beide Systeme zeichnen sich durch Vor- und Nachteile in Bezug auf Einträge ins Gewässer aus und werden daher von Gujer (2007) als gleichwertig eingestuft. Entwässerungsgebiete, die im Mischsystem betrieben werden, können schwache Regenereignisse vollständig speichern und auf der Kläranlage behandeln. Bei stärkerem Regen kommt es jedoch zu einer Entlastung verdünnten Abwassers und damit zu Emissionen von sauerstoffzehrenden organischen Substanzen, Keimen und Nährstoffen, die die wesentlichen Emissionsgrößen des Mischsystems darstellen. Im Trennsystem wird das Schmutzwasser unabhängig von Regenereignissen vollständig von der Kläranlage aufbereitet. Das Regenwasser wird jedoch nur zum Teil behandelt, ein anderer Teil wird unbehandelt in die Gewässer abgeleitet. Als vorrangige Emissionsgrößen von Trennsystemen werden daher Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe betrachtet (Gujer 2007).

Bedingt durch die hohe Oberfläche der feinen mineralischen Partikel sind diese gemeinsam mit organischen Stoffen Träger für eine Vielzahl feststoffaffiner Schadstoffe. Da eine Ableitung allgemeingültiger Fracht- und Konzentrationsgrenzwerte für feine Feststoffe im Gewässer nicht möglich ist, schlägt das BWK (2001) präventive Maßnahmen zur Begrenzung der mit dem Niederschlagsabfluss eingeleiteten Frachten und Konzentrationen vor. Die feinen Feststoffe mit der Korngröße  $< 63 \mu\text{m}$  werden von der DWA und dem BWK<sup>3</sup> als neuer *Leitparameter* der Regenwasserbehandlung betrachtet (Schmitt und Borchardt 2013). Der *Feststoffrückhalt* steht daher im Vordergrund der weiteren Betrachtungen

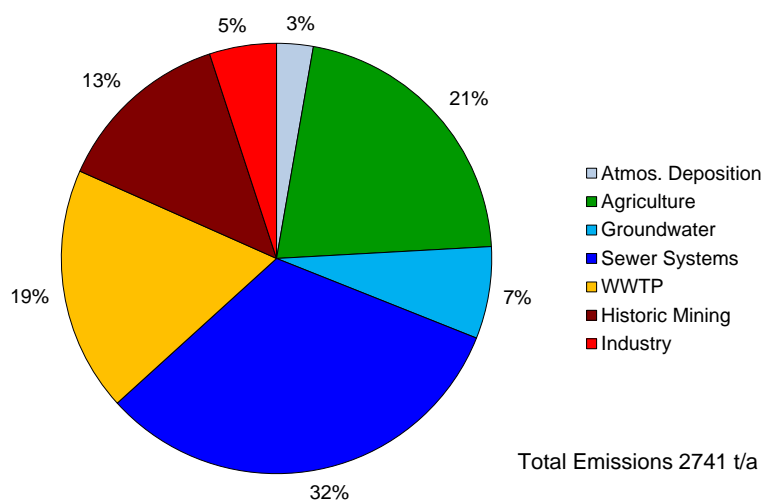


Abbildung 4: Zink-Emissionen in Deutsche Flussgebietssysteme (MORE-Modellergebnisse) (Fuchs et al. 2013)

<sup>3</sup> Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau

## 2.4 Charakterisierung von Feststoffen im Niederschlagsabfluss

Eine Belastung des Niederschlages erfolgt bereits durch das Auswaschen von Schadstoffen in der Atmosphäre. Die Luftschadstoffe sind vorwiegend anthropogenen Ursprungs und eine Folge von Verbrennungsprozessen und Abgasen aus der industriellen Produktion oder dem Verkehr. Diese als Primärbelastung bezeichnete Verschmutzung des Niederschlages bezieht sich größtenteils auf leicht lösliche Substanzen und Feinstäube. Neben dieser „nassen Deposition“ durch Regen oder Schnee erfolgt auch eine „trockene Deposition“, bei der Partikel absinken und sich auf Oberflächen ablagern. Durch den Kontakt des Niederschlages mit den Oberflächen kommt es zu einer Sekundärbelastung des Niederschlagswassers. Gegenüber dem atmosphärischen Eintragspfad ist das Potenzial der stofflichen Frachten, das von den Oberflächen im urbanen Raum abgewaschen wird, deutlich höher (Helmreich et al. 2005).

Das Emissionspotenzial gelöster und partikulärer Stoffe ist von der Art der abgespülten Flächen (Dach, Hof, Straße), deren Nutzung (Verkehr, Güterumschlag, Brache) und von den verwendeten Baumaterialien abhängig.

Eine Beschreibung der festen Inhaltsstoffe erfolgt in der Regel über den Trockensubstanzgehalt (TS), den Trockenrückstand (TR), den Glühverlust (GV), die Korngrößen, über die Summenparameter Absetzbare Stoffe (ASS) sowie Abfiltrierbare Stoffe (AFS) (Neitzel und Iske 1998).

### 2.4.1 Korngrößen

Wasserinhaltsstoffe werden nach ihrer Partikel- bzw. Molekülgröße in gelöste, kolloidale und suspendierte Stoffe eingeteilt. Als gelöst gelten Partikel bzw. Moleküle  $< 1 \text{ nm}$  wobei in der Praxis die Abtrennung gelöster und partikulärer Stoffe über einen Membranfilter mit  $0,45 \mu\text{m}$  erfolgt. Wasserinhaltsstoffe mit einer Partikelgröße von  $\sim 1 \text{ nm}$  und  $\sim 10 \mu\text{m}$  werden als Kolloide bezeichnet. Als suspendierte Stoffe werden Partikel bezeichnet, die nicht in Lösung gehen und in Schwebelagung mit dem Abfluss transportiert werden.

Feststoffe haben aufgrund ihrer Herkunft und Genese unterschiedliche Formen. Um eine einheitliche Beschreibung von unregelmäßig geformten Körnern zu ermöglichen, wurde in der Bodenkunde der Äquivalentdurchmesser als Konvention eingeführt. Die Fraktionierung der Feststoffe kann über Sedimentation oder Sieben erfolgen. Beim Sieben gilt die Maschenweite als Äquivalentdurchmesser und Grenzwert zweier Kornfraktionen (Scheffer et al. 2002).

Eine Einteilung der Feststoffe in Korngrößen kann unter Angabe der Korngrößenfraktionen aus der Bodenkunde erfolgen. Diese sind Steine (X), Kies (G), Sand (S), Schluff (U) und Ton (T). Entgegen der Konvention in der Bodenkunde, die mit Feinboden die Sand-, Ton- und Schluff-Fraktion und mit Grobboden alle Korndurchmesser  $> 2 \text{ mm}$  meint, ist es in der Siedlungsentwässerung gebräuchlich die T und U Fraktion als *Feinfraktion* zu bezeichnen. Als *Grobfraktion* werden Korndurchmesser  $> 63 \mu\text{m}$  bezeichnet (siehe Abbildung 5).

Bild 2 zeigt beispielhaft Sedimente, die einem Regenklärbecken entnommen, gesiebt und getrocknet wurden. Die Korngrößenfraktionierung durch nasses Sieben nach ISO-Norm 14688-1 kann als verhältnismäßig einfache, kostengünstige und etablierte Methode für die Fraktionierung und Quantifizierung von Feststoffen angesehen werden.

Aus der Bildserie wird ersichtlich, dass die von den Oberflächen abgespülten Feststoffe organische und mineralische Bestandteile wie z. B. Sande, Tone, Pflanzenreste aufweisen.

Im Mischsystem kommen mit dem Schmutzwasser noch weitere Stoffe wie Papier oder Fäkalienreste hinzu.

Ein Vorteil der Siebanalyse besteht darin, dass die Methode ein breites Korngrößenspektrum erfasst. Eine weitere Fraktionierung der Ton- und Schluff-Fraktion kann über Sedimentation erfolgen. Bei der als Pipett- oder Schlämmanalyse bekannten Methode erfolgt eine Fraktionierung von Teilchen gleicher Sinkgeschwindigkeit. Über die Formel von Stokes können die Anteile mit gleicher Sinkgeschwindigkeit und gleichem Äquivalentdurchmesser angegeben werden.

Ist hingegen die stoffliche Zusammensetzung und Herkunft der Partikel der Ton- und Schluff-Fraktion von Interesse, kann dem nur über aufwendige analytische Verfahren z. B. mittels Raster Elektronen Mikroskop (REM) nachgegangen werden.

Ton - Fraktion			Schluff - Fraktion			Sand - Fraktion			Kies - Fraktion			
Feinton	Mittelton	Gropton	Feinschluff	Mittelschluff	Grobschluff	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Feinkies	Mittelkies	Grobkies	
fT	mT	gT	fU	mU	gU	fS	mS	gS	fG	mG	gG	
0	0,2	0,63	2	6,3	20	63	200	630	2000	6300	20000	63000 $\mu\text{m}$
0,002			0,063			2			63 mm			

Abbildung 5: Korngrößenfraktionen

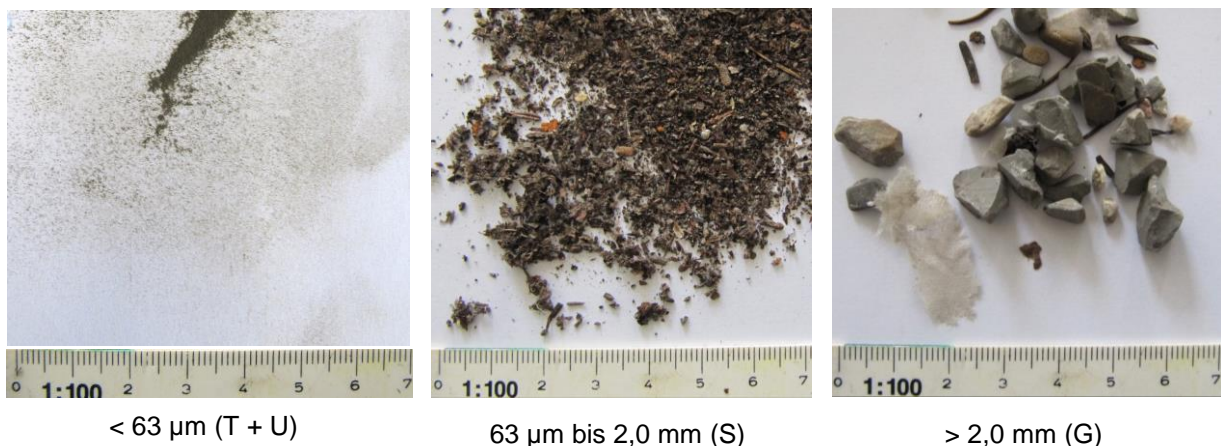


Bild 1: Sedimente (Trockensubstanz TS) eines Regenklärbeckens

#### 2.4.2 Geschiebe- und Schwebstofftransport

Im Einzugsgebiet wird das vorhandene Material während des Transports über die Größe und Dichte fraktioniert. Nur ein Teil der Gesamtmasse erreicht die Kanalisation.

Das im Entwässerungsnetz vorhandene Substrat kann nach Größe und Dichte der Partikel in Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe eingeteilt werden. Die groben mineralischen Anteile wie Steine und Kies bewegen sich mit geringer Geschwindigkeit als Geschiebe in unmittelbarer Nähe zur Sohle fort. Sie akkumulieren zu einem Großteil bereits im Kanalnetz an niedrigen Schwellen oder in den vorgesehenen Geröllschächten. Bei diesem Material handelt es sich um einzelne diskrete Körner, die als *kohäsionslose Sedimente* bezeichnet werden können. Über die Kanalräumung werden diese Ablagerungen aus dem System geborgen.

Ein weiterer Teil der Feststoffe aus mineralischer und organischer Herkunft wird durch die Strömung als Schwebstoffe im Entwässerungssystem transportiert. Sie bewegen sich in der Regel mit der Fließgeschwindigkeit fort.

Auch wenn bei Niederschlagsabflüssen eine hohe Transportkraft das grobe Substrat mobilisiert, wird die Feststofffracht, die den Regenbecken zukommt von der T und U Fraktion dominiert. Der Gewichtsanteil der Feinfraktion im Zulauf von Regenbecken liegt im Mittel bei über 70 % (siehe Abschnitt 2.4.4).

Diese Feianteile können als *kohäsive Sedimente* bezeichnet werden (zusammenhaltend, bindig). Mit zunehmendem Feinanteil überwiegen die molekularen Bindungskräfte über der Schwerkraft und der Strömungskraft und halten die Partikel zusammen. Für den Geschiebe und Schwebstofftransport sowie für die Remobilisierung von Sedimenten herrschen in Abhängigkeit des Substrates und deren Eigenschaften unterschiedliche Transportvorgänge.

### 2.4.3 Feststoffkonzentrationen

Feststoffkonzentrationen geben Auskunft über das Feststoffaufkommen der angeschlossenen Flächen. Anhand mittlerer Konzentrationen und dem Entlastungsvolumen können Frachten ermittelt werden, die als Planungshilfe eine wichtige Entscheidungsgrundlage darstellen können. Die Erhebung von Messreihen zu Feststoffkonzentrationen in Kanälen oder Bauwerken der Siedlungsentwässerung sowie Entlastungskonzentrationen sind jedoch mit einem hohen zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden. Entsprechend gering ist daher die Verfügbarkeit von Daten systematischer Untersuchungen. Für die Auswertung kommt erschwerend hinzu, dass zur Datenerhebung oftmals unterschiedliche Methoden zur Probengewinnung und zur Analyse angewandt werden. Eine direkte Vergleichbarkeit ist nicht immer gegeben, da die Methodik erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse nehmen kann.

Die Feststoffkonzentrationen im Mischsystem liegen basierend auf einer breit angelegten Literaturrecherche von Brombach und Fuchs (2003) in einem Bereich von 285 mg AFS/l. Uhl et al. (2009) haben für das RÜB Picksmühlenbach Zulaufkonzentrationen zwischen 30 – 440 mg/l ermittelt, was bereits standortbezogen auf einen enorm breiten Spektrum stofflicher Belastungen hinweist. Fuchs und Mayer (2012) haben basierend auf einer mehrjährigen Messreihe, bei der Ereignismischproben gezogen wurden, für den Standort Göbrichen 66 mg AFS/l und für Brühl 104 mg AFS/l als Zulaufkonzentrationen ermittelt (Mediane).

Mit dem selben methodischen Ansatz wie Fuchs und Mayer (2012) wurden von Kemper et al. (2015a) systematische Untersuchungen an sechs RÜB durchgeführt. Auf alle Anlagen und Entlastungsereignisse bezogen wurde eine rechnerische Zulaufkonzentration<sup>4</sup> von 89 mg TS/l (Median) für die Gesamtfraktion und 61 mg TS/l (Median) für die Ton- und Schluff-Fraktion ermittelt.

Für den Datenpool von Brombach und Fuchs (2003) konnten weitaus mehr Datensätze für das Trennsystem gegenüber dem Mischsystem ermittelt werden. Mit einem Median von 141 mg AFS/l sind diese zunächst deutlich geringer gegenüber dem Mischsystem mit 285 mg AFS/l (siehe oben). Ähnlich wie im Mischsystem liegt ein breites Spektrum an Konzentrationen vor. In Grotehusmann et al. (2013) werden Zulaufkonzentrationen für den Standort Halensee von 51 mg AFS/l bis zu 257 mg AFS/l am Fennsee genannt. Die

---

<sup>4</sup> Die rechnerische Zulaufkonzentration wurde anhand der Frachten aus der Füllphase und der Zulauffracht während der Entlastungsphase berechnet

Standorte Adlershof, Biersdorf und Pückerlerteich finden sich in diesem Spektrum wieder. Uhl et al. (2009) haben für das RKB Loddenbachsee Werte zwischen 4,6 und 124 mg/l ermittelt.

Anhand der Daten wird ersichtlich, dass Regenüberlaufbecken und Regenklärbecken unterschiedlich hohen stofflichen Belastungssituationen ausgesetzt sind.

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen von Regenwasserbehandlungsanlagen ermöglichen es, Aussagen zur Abscheideleistung zu treffen. Hierfür können unterschiedliche Rechenansätze gewählt werden. Allein aufgrund der Information der Feststoffkonzentrationen kann der Konzentrationswirkungsgrad berechnet werden. Sofern Durchflussinformationen verfügbar sind, kann für eine Behandlungsanlage ein frachtbezogener Rechenansatz gewählt werden. Hierzu werden über die Konzentrationen (mg/l bzw. g/m<sup>3</sup>) und den Durchfluss (m<sup>3</sup>/h), der die Anlage durchströmt hat, die Zu- und Ablaufrachten berechnet. Der prozentuale Anteil des *Feststofffrachtrückhalts* ( $\eta$ ) wird über das Verhältnis der Ablauf- zur Zulaufracht berechnet, der auch als „*Wirkungsgrad*“ bezeichnet wird. Angaben zur Wirksamkeit sind immer mit Bezug auf die Probenahmestrategie, die Kornfraktion und den gewählten Rechenansatz zu bewerten.

$$\eta \% = \left(1 - \frac{\text{Ablauf (Konzentration bzw. Fracht)}}{\text{Zulauf (Konzentration bzw. Fracht)}}\right) \cdot 100$$

#### 2.4.4 Feststoffverteilung und Glühverlust

Die Charakteristik der Feststoffe aus urbanen Gebieten kann über die Feststoffverteilung und den Glühverlust beschrieben werden. Die Feststoffverteilung bezieht sich auf die Gewichtsanteile der Trockensubstanz (TS) von gesiebten Proben. Der Parameter Glühverlust (GV) repräsentiert näherungsweise den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff in der Probe. Im Folgenden werden Angaben (Mediane) für diese Parameter gemacht, die die mittleren Verhältnisse im Trenn- und Mischsystem abbilden sollen.

Kemper et al. (2015a) ermittelten an Regenüberlaufbecken die Gewichtsanteile der Feststoffe aus dem Zu- und Ablauf. Der Gewichtsanteil der Ton- und Schluff-Fraktion während der Füllphase beträgt 71 % und steigt mit zunehmender Dauer des Regenereignisses auf 76 % im Zulauf während der Entlastungsphase. Im Klärüberlauf beträgt der Feinanteil 85 %. Im Mischsystem beträgt der Glühverlust in der Ton- und Schluff-Fraktion ca. 40 %. Dieser Gehalt steigt mit zunehmender Korngröße auf 85 % für die Fraktion > 2 mm

Im Trennsystem beträgt der Ton- und Schluff-Anteil 85 % im Zulauf und 91 % im Ablauf. Die Anteile der gröberen Kornfraktionen mit > 2 mm liegen in der Summe bei 9 %. Der Glühverlust ist mit ca. 25 % deutlich geringer gegenüber dem Mischsystem (Eyckmanns-Wolters et al. 2013).

Beide Studien weisen klar darauf hin, dass die Feststofffracht die bei den Regenbecken ankommt, von der schlecht sedimentierbaren und schadstoffbeladenen Ton- und Schluff-Fraktion dominiert wird.

### 2.4.5 Sedimentation

Die Partikelbewegung in einem ruhenden Fluid wird von der Sinkgeschwindigkeit des Partikels von der Zähigkeit des Fluids, vom Dichteunterschied zwischen Partikel und Fluid, sowie von der Partikelgröße und Partikelform bestimmt.

Zum Zeitpunkt  $t = 0$  besteht ein Kräftegleichgewicht zwischen der Gewichtskraft  $F_g$ , dem Auftrieb  $F_A$  und der Trägheitskraft. Mit zunehmender Beschleunigung des Partikels nimmt die bremsende Widerstandskraft  $F_W$  zu und die Trägheitskraft nimmt ab, bis letztlich das Kräftegleichgewicht nur noch von den Kräften  $F_g$ ,  $F_A$  und  $F_W$  bestimmt wird (Stieß 2009). Daraus ergibt sich folgendes Gleichgewicht:

$$F_g - F_A = F_W$$

mit

$$F_g = m_p \cdot g = \rho_p \cdot V_p \cdot g$$

$m_p$  = Partikelmasse (g)

$\rho_p$  = Partikeldichte (kg/m<sup>3</sup>)

$g$  = Gravitation (m/s<sup>2</sup>)

$$F_A = V_p \cdot \rho_f \cdot g$$

$\rho_f$  = Dichte des Fluids (kg/m<sup>3</sup>)

$V_p$  = Volumen des Partikels (m<sup>3</sup>)

$$F_W = c_W \cdot A \cdot \frac{\rho_f}{2} \cdot v^2$$

$A$  = Anströmquerschnitt (m<sup>2</sup>)

$c_W$  = Widerstandsbeiwert (-)

$v^2$  = Geschwindigkeit (m/s)

Über diesen allgemeinen Zusammenhang kann ein Berechnungsansatz für Sinkgeschwindigkeiten von Partikeln mit bestimmtem Durchmesser abgeleitet werden. Weitere Hinweise finden sich in Stieß (2009). Für den Anwendungsfall von Schrägklärern würde weiterhin die Annahme gelten, dass eine Partikelbewegung im stationär strömenden Fluid vorliegt. Da im Folgenden keine Sinkgeschwindigkeitsberechnungen durchgeführt wurden, wird auf weitere Erläuterungen verzichtet.

Feine Partikel, deren Dichte sich nur geringfügig von der Dichte von Wasser unterscheidet, sinken sehr langsam ab. Bei der Sedimentation feiner Partikel sind insbesondere die Flockungsmechanismen von Bedeutung, die fein suspendierte und kolloidale Stoffe in eine abtrennbare Flockenform überführen. Bild 2 zeigt ein mikroskopiertes Partikelgemisch von Sedimenten, die einem Regenbecken entnommen wurden.

Durch das Zusammenlagern von einzelnen Partikeln entstehen Partikelaggregate bzw. Flocken die eine höhere Sinkgeschwindigkeit aufweisen als die Einzelkörner. Da die Größe und Dichte dieser Flockenbildungen nicht beeinflussbar ist und es sich sowohl um umströmte als auch um durchströmte Agglomerate handelt, sind die Sinkgeschwindigkeiten nicht vorhersehbar und nicht berechenbar. Es müssen Absetzversuche durchgeführt werden um reale Sinkgeschwindigkeiten zu ermitteln (Stieß 2009). Somit sind auch Feldversuche an Regenbecken unerlässlich, wenn es um die Ermittlung von Abscheideleistungen geht.

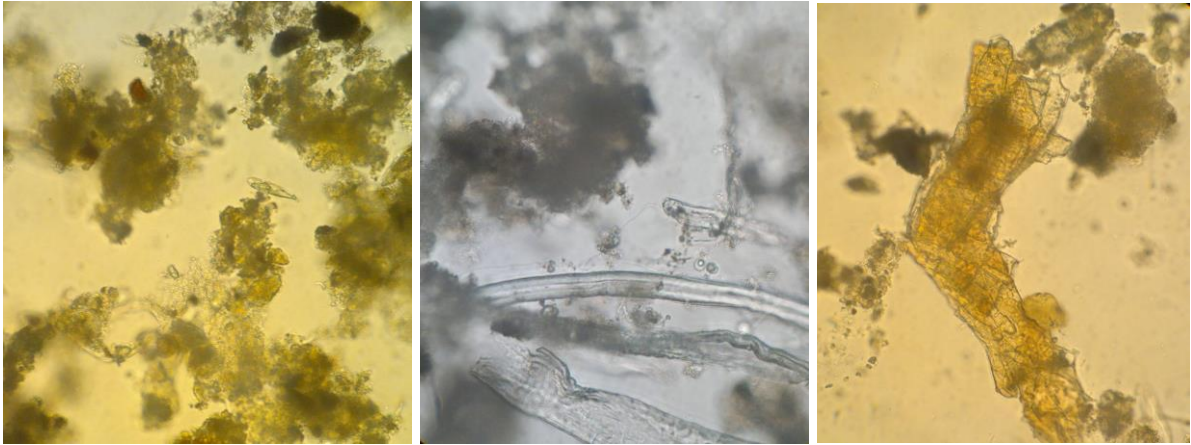


Bild 2: Mikroskopierte Sedimente aus einem Regenüberlaufbecken

## 2.5 Feststoffrückhalt von Regenbecken

Eine Literaturrecherche zeigt, dass Sedimentationsanlagen im Trenn-, Mischsystem und der Straßenabflussbehandlung in zahlreichen Studien behandelt werden. Die Anzahl derjenigen die sich der Ermittlung von Wirksamkeiten gewidmet haben ist in Anbetracht der Anzahl der gebauten Anlagen gering. Untersuchungen im Trennsystem sind beispielsweise von Terzioglu et al. (1987) am Berliner Diana See bekannt. Pfeifer (1998) untersuchte die Wirksamkeit eines RKB mit Dauerstau in Karlsruhe Grünwinkel mit besonderem Hinblick auf die Steigerung der Sedimentationsleistung mithilfe von Flockungsmitteln. Einen weiteren Beitrag lieferte Kasting (2003) hinsichtlich der Behandlung von Straßenabwässern sowie Hübner (1997) mit der Entwicklung eines neuen Beurteilungskonzeptes für Regenwasserbehandlungsanlagen. In dieser Arbeit erfolgt eine differenzierte Betrachtung hinsichtlich der Speicherwirkung und Sedimentationsleistung von Sedimentationsanlagen. Einheitliche und akzeptierte Rechenansätze gibt es bislang nicht, sodass die Anwendung unterschiedlicher Methoden und Ansätze eine Vergleichbarkeit der Wirkungsgrade kaum möglich macht.

Das Land Nordrhein-Westfalen hat im Jahr 2010 zwei umfangreiche Monitoring-Vorhaben an Regenbecken im Misch- und Trennsystem gefördert. Ziel war es, die mittlere Frachtwirksamkeit von Durchlaufbecken im Nebenschluss zu untersuchen. In beiden Vorhaben wurden die gleichen Methoden und Analyseverfahren angewandt und sie beziehen sich auf die Feststoffe der Ton- und Schluff-Fraktion als Zielgröße. In dem Vorhaben zur Mischwasserbehandlung wurden sechs Regenüberlaufbecken, darunter vier Rechteck- und zwei Rundbauweisen für ein mehrjähriges Monitoring Programm ausgewählt. Die Ergebnisse zur Wirksamkeit sind Tabelle 1 zu entnehmen. Kemper et al. (2015a) kamen zu dem Ergebnis, dass die Anlagen im Median einen Frachtwirkungsgrad von etwa 60 % für die Ton- und Schluff-Fraktion erzielen. Dieser setzt sich aus einem Speicherwirkungsgrad von 27 % und einem Sedimentationswirkungsgrad von 34 % zusammen. Im Trennsystem wurden durch Eyckmanns-Wolters et al. (2013) ähnliche niedrige Sedimentationswirkungsgrade von 30 % ermittelt.

Nach Schade und Sapulak (1984) wird der Wirkungsgrad von Sedimentationsanlagen vornehmlich durch die Flächenbeschickung, Durchflusszeit, Fließgeschwindigkeit und Turbulenz bestimmt. Ereignisbezogene Auswertungen bestätigen die Hinweise, dass ein Zusammenhang zwischen der Oberflächenbeschickung und dem Wirkungsgrad besteht. Die Vielzahl an Einflussgrößen wie Zulaufkonzentration, Flockungsverhalten, Feststoffverteilung und Sinkgeschwindigkeiten haben jedoch keine direkten Schlussfolgerungen zugelassen, worauf die Ausprägung der Wirksamkeit zurückzuführen ist. Des Weiteren gelang es nicht, einer bestimmten Bauform oder Beckentyp einen Wirkungsgrad zuzuordnen.

Die Studien bestätigten weiterhin, dass sowohl im Trenn- als auch im Mischsystem ein beträchtlicher Anteil der Anlagen konstruktive Defizite aufweist, welche die Leistungsfähigkeit der Sedimentationsanlagen unter Umständen herabsetzen. In der Ertüchtigung der Regenbecken im Bestand wird ein Potenzial zur Leistungssteigerung gesehen.

Eine weitere Methode zur Steigerung der Effizienz ist der Einsatz der Schrägklärer-Technologie. Durch den Einbau von Röhren oder Lamellen in die Sedimentationskammer wird die verfügbare Absetzfläche in Regenbecken um ein Vielfaches vergrößert. Bei



gleichbleibendem Zufluss kann somit die Oberflächenbeschickung vermindert und daraus resultierend die Sedimentationsleistung erhöht werden.

Tabelle 1: Wirkungsgrade von Sedimentationsanlagen im Mischsystem

System	Typ	Standort	Autor	$q_A$	Anzahl Ereignisse	$\eta$ Mittel	$\eta$ Median
MS	DB	Duisburg - Raffelberg	Geiger/ Hübner (1994)	k.A.	5	31	k.A.
MS	DB	Karlsruhe- Neureut	Schäfer et al. (1998)	10,8 m/h $q_{Amax}$	3	61	62
MS	DB	Kolbingen, Rodt- Müllenbach, Wahlscheid, Leopoldshafen Kürten-Sülze, Grunbach	(Kemper et al. 2015a)	2,7 m/h	6	29%	29% (1%)*
				4,4 m/h	11	34%	38% (7%)*
				1,5 m/h	4	70%	70% (45%)*
				1,1 m/h	5	73%	74% (57%)*
				1,9 m/h	5	45%	27% (18%)*
				5,5 m/h	5	55%	24% (31%)*

\*Der erste Wert bezieht sich auf den Gesamtwirkungsgrad und der zweite Wert in Klammern auf den Sedimentationswirkungsgrad

## 2.6 Regenwasserbehandlung mit Schrägklärern

Eine verfahrenstechnische Möglichkeit zur Optimierung der Reinigungsleistung von Sedimentationsanlagen ist die Ausstattung der Regenbecken mit Schrägklärern, die auch als Lamellenklärer bezeichnet werden. Dabei handelt es sich um ein Verfahren, das in der Industrie seit Langem Anwendung findet, um Prozessabwasser aufzubereiten. Krauth und Bondareva (1999) haben als erste einen Schrägklärer für den Einsatz in der Nachklärung von Abwasserbehandlungsanlagen untersucht. Anschließend wurden Überlegungen angestellt, Schrägklärer in der Regenwasserbehandlung einzusetzen. Nachdem in den ersten Erfahrungsberichten den Schrägklärern für die Regenwasserbehandlung (RWB) eine Reinigungsleistung attestiert wurde, haben Hersteller diverse Konzepte mit Schrägklärern auf den Markt gebracht, die von der Anwendung einer dezentralen bis zentralen RWB reichen.

Es sind nur wenige Informationen verfügbar, in welchem Ausmaß diese Technologie bereits tatsächlich zum Einsatz kommt. Von Boogaard et al. (2010) wurde berichtet, dass sich in Holland Schrägklärer in der dezentralen RWB bereits zu einem Standard entwickelt haben. Auch in Frankreich, in der Schweiz und in Deutschland kommen Schrägklärer in der dezentralen und zentralen RWB zum Einsatz. In Deutschland sind derzeit ca. 30 Bauwerke der Regenwasserbehandlung mit Schrägklärern im Trenn- und Mischsystem bekannt. Viele der Anlagen befinden sich in Baden-Württemberg. Die Schrägklärer-Technologie zählt somit noch zu einer „Nischenanwendung“, der jedoch ein hohes Entwicklungspotenzial zugeschrieben wird.

### 2.6.1 Grundlagen zu Schrägklärern

In Abschnitt 2.3.2 wurde aufgezeigt, dass für die Abscheidung von Teilchen die Flächenbeschickung von entscheidender Bedeutung ist. Der Einbau zusätzlicher Fläche ist eine logische Konsequenz, die bereits in Camp (1946) aufgegriffen wurde. Aus dieser Betrachtung würde man ein Regenbecken theoretisch mit mehreren horizontalen Ebenen ausbauen und somit die Grundfläche des Beckens mit jeder Ebene um 100 % steigern. Eine solche Installation wurde in der Publikation von Camp (1946) dargestellt. Da eine Reinigung der Platten technisch schwierig zu realisieren ist, werden die Platten geneigt, damit die Sedimente von den Oberflächen nach unten gleiten können. Mit höherer Neigung nehmen die Gravitationskräfte zu, die eine Selbstreinigung der Abscheider begünstigen. Da mit höherem Neigungswinkel die effektive Absetzfläche abnimmt, besteht ein Interessenskonflikt, dem man begegnen muss.

Schade und Sapulak (1984) nennen vier verschiedene Lamellenabscheidersysteme die zur Abwasserklärung eingesetzt werden. Anhand der Durchströmungsrichtung wird zwischen Gleichstromabscheider, Gegenstromabscheider, Diagonalstromabscheider und Kreuzstromabscheider unterschieden.

Im Gleichstromabscheider strömt die Suspension von oben in den Abscheider hinein und fließt in dieselbe Richtung wie der abrutschende Schlamm. Dieses Prinzip setzt eine sehr gute Phasentrennung der Suspension voraus. Da außerdem ein Abziehen der Klarwasserphase erschwert wird, findet dieses Verfahren in der Regenwasserbehandlung keine Anwendung. Der Durchfluss erfolgt bei Gegenstromabscheidern von unten nach oben. Die Klarwasserzone kann oberhalb der Lamellen abgezogen werden, wohingegen der Schlamm gravitativ entgegen der Fließrichtung nach unten abrutscht. Bei Diagonalstromabscheidern ist der Zulauf senkrecht zum Ablauf orientiert. Eine gleichmäßige Anströmung der Lamellenfläche ist in dieser Bauweise nicht zu erreichen. Daher ist diese

Bauweise für die Siedlungswasserwirtschaft nicht von Interesse. Kreuzstromabscheider werden horizontal durchströmt. Eine Trennung der Klarwasserzone von dem abrutschenden Schlamm kann ungehindert erfolgen. Konstruktiv erfordert diese Bauweise eine Anströmung über den gesamten Querschnitt.

In der Regenwasserbehandlung haben Gegenstromabscheider die höchste Relevanz. Deren Wirksamkeit zur Abscheidung von Partikeln wird von der Neigung der Platten, dem Plattenabstand sowie von dem Verhältnis Länge / Abstand der Platten bestimmt.

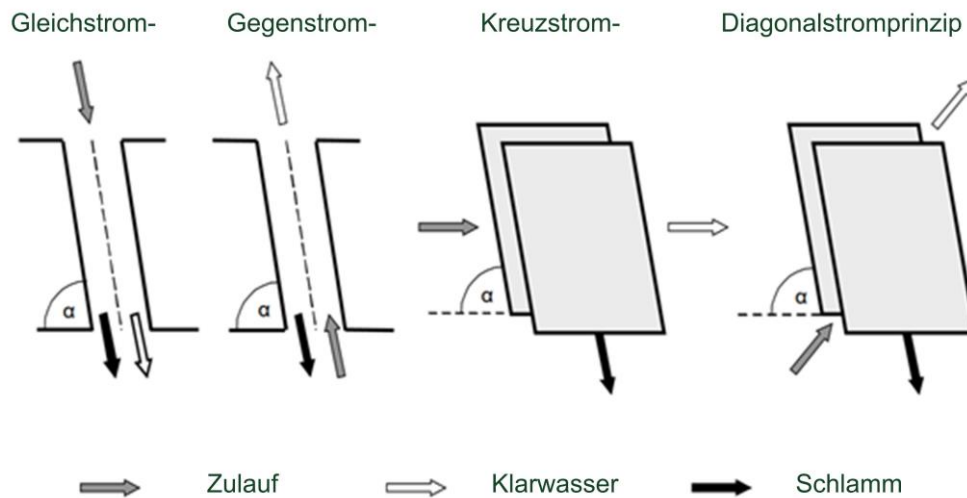


Abbildung 6: Bauarten der Schrägklärer nach Schade und Sapulak (1984) aus Krauth und Bondareva (1999)

Für die Wirksamkeit einer Anlage ist die für den Sedimentationsprozess verfügbare Absetzfläche relevant. Die effektive Absetzfläche ( $A_{\text{eff}}$ ), die durch den Einbau von Schrägklärern erreicht werden kann, berechnet sich über Anzahl, Fläche und Neigung der Platten. Der Rechenansatz und eine Funktionskizze sind nachfolgend angegeben (Abbildung 7).

Kommen anstelle von Platten bzw. Lamellen andere Abscheiderformen wie z. B. Waben oder Röhren zum Einsatz, wird die effektive Absetzfläche produktspezifisch vom Hersteller in  $\text{m}^2/\text{m}^3$  angegeben.

Die effektive Absetzfläche ist abhängig von der Neigung und dem Abstand der Platten. Für die Regenwasserbehandlung wurden bislang keine Untersuchungen durchgeführt, aus der die optimale Konfiguration für diesen Anwendungsbereich hervorgeht. Aktuell kann nur auf Erfahrungsberichte zurückgegriffen werden. Krauth und Bondareva (1999) haben zwei Abscheidertypen miteinander verglichen. Sowohl die Abscheider mit 80 mm Abstand in 55° Neigung als auch mit 50 mm Abstand in 60° Neigung wurden beide als geeignet beurteilt. Ein Neigungswinkel von 50° bis 60° sowie ein Plattenabstand bzw. Röhrendurchmesser ( $h_b$ ) von 50 bis 80 mm hat sich in der Regenwasserbehandlung durchgesetzt.

Das Absetzen von Partikeln in einem Gegenstromabscheider wird von dem mittleren Geschwindigkeitsvektor ( $v$ ) und dem mittleren Sinkgeschwindigkeitsvektor ( $v_s$ ) bestimmt, woraus der mittlere Geschwindigkeitsvektor des Partikels ( $v_p$ ) resultiert. Entsprechend nimmt das Verhältnis der Breite  $h_b$  und Länge  $l_l$  ebenfalls Einfluss auf die Abscheidung von

Partikeln. Diese Geometrievorgabe wurde basierend auf theoretischen Überlegungen von verschiedenen Autoren analysiert. Ziolo (1996) stellte die Ergebnisse mehrerer Autoren zusammen (siehe Abbildung 85 im Anhang). Demnach steigt der Partikelrückhalt mit zunehmendem  $l/h_b$  Verhältnis von 15 bis 40 deutlich an. Diese Angaben stehen im Widerspruch zu den Berechnungen von Yao (1969), der eine  $l/h$ -Verhältnis von 20 empfiehlt. Nach Yao ist bei einem Verhältnis  $> 20$  keine nennenswerte Leistungssteigerung mehr möglich. Für den Anwendungsbereich der Regenwasserbehandlung gibt es bislang keine eindeutige Empfehlung. Bestehende Anlagen wurden bislang mit einem Verhältnis  $> 12$  konzipiert.

$$A_{\text{eff}} = l_1 \cdot b_1 \cdot \cos \alpha \cdot n$$

$A_{\text{eff}}$  = Effektive Absetzfläche (m<sup>2</sup>)

$l_1$  = Länge der Platte (m)

$b_1$  = Breite der Platte (m)

$\cos \alpha$  = Neigung (Grad°)

$n$  = Anzahl Platten

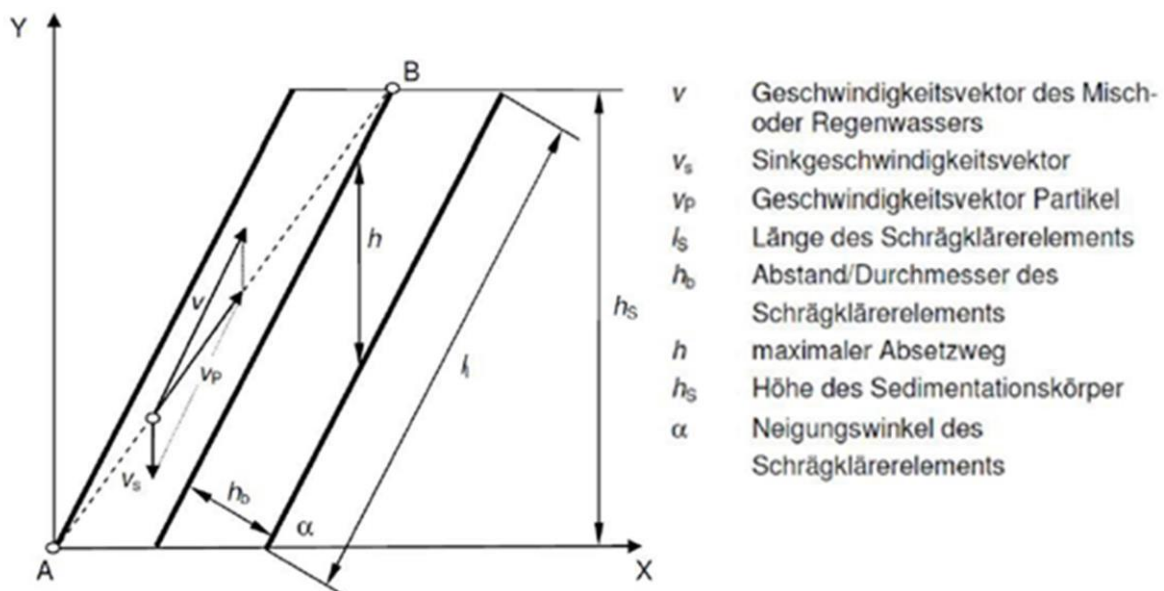


Abbildung 7: Funktionsskizze eines Gegenstromabscheiders (DWA-M 176 2013)

## 2.6.2 Strömungsverhältnisse im Reaktor und den Abscheidern

In Abbildung 8 wird das Strömungsbild eines Regenbeckens mit Schrägklärern erläutert. Die Grafik zeigt schematisch ein Regenbecken, das im hinteren Bereich mit Schrägklärern ausgebaut ist. Der Klarwasserüberlauf erfolgt oberhalb der Schrägklärer-Einbauten. Der bei Schrägklärern oben liegende Klarwasserabzug induziert die Durchströmung der Elemente durch einen Druckgradienten. Es liegt ein Druckabfall in Fließrichtung vor.

In der Grafik wird das Strömungsbild der Schrägklärer-Anlage im Gegenstromprinzip beispielhaft skizziert. Es wird ein ideales Strömungsverhalten angenommen.

Im Rechteckbecken sorgt ein Einlauf- und Verteilerbauwerk für eine Strömungsverteilung über den gesamten Beckenquerschnitt. Die Stromlinien verlaufen zunächst parallel. Dies bedeutet, es liegt eine *gleichförmige Strömung* vor. Die Geschwindigkeiten ändern sich entlang der Stromlinien zunächst nicht. Sie können jedoch von Stromlinie zu Stromlinie unterschiedlich sein. Die Schrägklärer selbst begrenzen den durchströmten Querschnitt des

Beckens, sodass die Stromlinien enger verlaufen und sich eine *Ungleichförmigkeit* einstellt. An der vordersten Lamelle kennzeichnet das S einen *Stagnationspunkt* oder auch *Staupunkt* genannt. Im weiteren Verlauf werden im Idealfall alle im Becken verbauten Lamellen gleichmäßig angeströmt, d. h. in jedem Lamellenzwischenraum oder jeder Röhre liegt derselbe Durchfluss vor. Am Ende der Sedimentationskammer wird sich nahe der Sohle ein zweiter Staupunkt einstellen.

Als weitere Annahme liegt eine *stationäre Strömung* vor. Das Geschwindigkeitsfeld unterliegt keiner zeitlichen Änderung.

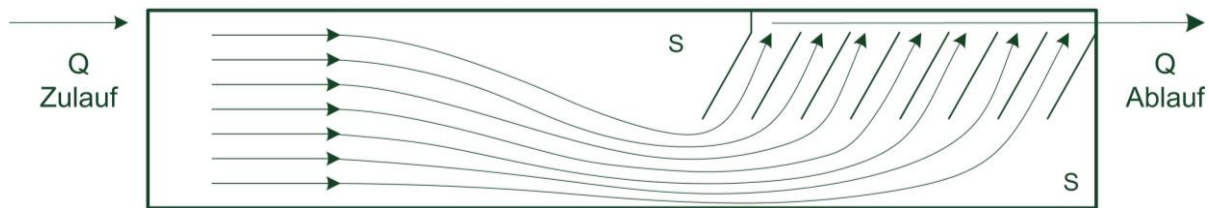


Abbildung 8: Annahme zu dem Strömungsbild eines Absetzbeckens mit Schrägklärer-Einbauten

Abbildung 9 gibt Einblicke in die Strömungsverhältnisse im Zwischenraum zweier Plattenelemente. Die Durchströmung der Elemente durch einen Druckgradienten wird in Jirka (2007) als Poiseuille-Strömung definiert.

Der interne Fließzustand einer Strömung wird im Wesentlichen von den Parametern der mittleren Geschwindigkeit, dem durchströmten Durchmesser und der kinematischen Viskosität bestimmt.

Bei kleinen Geschwindigkeiten, kleinen Durchmessern und großer Zähigkeit verhält sich die Strömung laminar. In diesem Zustand liegt eine geordnete Schichtströmung vor, bei der Geschwindigkeitsmessungen an einem Punkt eine konstante Geschwindigkeit aufweisen. Das Strömungsverhalten nimmt ein parabolisches Geschwindigkeitsprofil ein, wie es in der linken Skizze der Abbildung 9 dargestellt ist.

Wird ein bestimmter kritischer Wert überschritten, stellt sich eine turbulente Strömung ein. Die Geschwindigkeitsverteilung an einem Punkt zeigt in diesem Fall Fluktuationen in Abweichung vom zeitlichen Mittel. Diese Strömung weist irreguläre Wirbelbewegungen auf, die einen Impulsaustausch zwischen den wandnahen Schichten und dem Rohrinternen bewirken (Jirka 2007). Abbildung 9 (rechts) zeigt eine turbulente Strömung.

Eine weitere Differenzierung zur Einteilung von laminaren und turbulenten Strömungsverhältnissen erfolgt in Durst (2006):

- *stabile laminare Strömungen*, die sich dadurch auszeichnen, dass sie gegen außen einwirkende Störungen stabil sind
- *instabile laminare Strömungen*, die infolge von Störeinflüssen in einen neuen laminaren Strömungszustand übergehen
- *transitionale Strömungsverhältnisse* bei denen intermittierende laminare und turbulente Strömungszustände auftreten, die stark von dem Störeinfluss geprägt sind
- *turbulente Strömungen* die durch unkontrolliert ablaufende Fluidbewegungen charakterisiert werden können.

Das Zusammenwirken von Geschwindigkeit, Durchmesser und kinematischer Viskosität wird über die dimensionslose Reynolds-Zahl ( $Re$ ) beschrieben.

$$Re = \frac{v^* R_h}{\nu}$$

mit:

$$R_h = \frac{A}{U}$$

$v$  = mittlere Geschwindigkeit in m/s

$\nu$  = kinematische Viskosität in m<sup>2</sup>/s

$A$  = Fläche (m<sup>2</sup>)

$U$  = Umfang (m)

Die kritische Reynolds-Zahl ist auf den jeweiligen Anwendungsfall zu beziehen. Sie kennzeichnet den Umschlagpunkt von einer laminaren zu einer turbulenten Strömung. Für die Rohrströmung gilt basierend auf der Berechnung des Durchmessers ( $D = 4 R_h$ ) ein  $Re_{krit} = 2000$ . Für Gerinne bzw. Rechteckprofile liegt dieser bei  $Re_{h,krit} = 500$ , welcher auch für Plattenabscheider angesetzt wird.

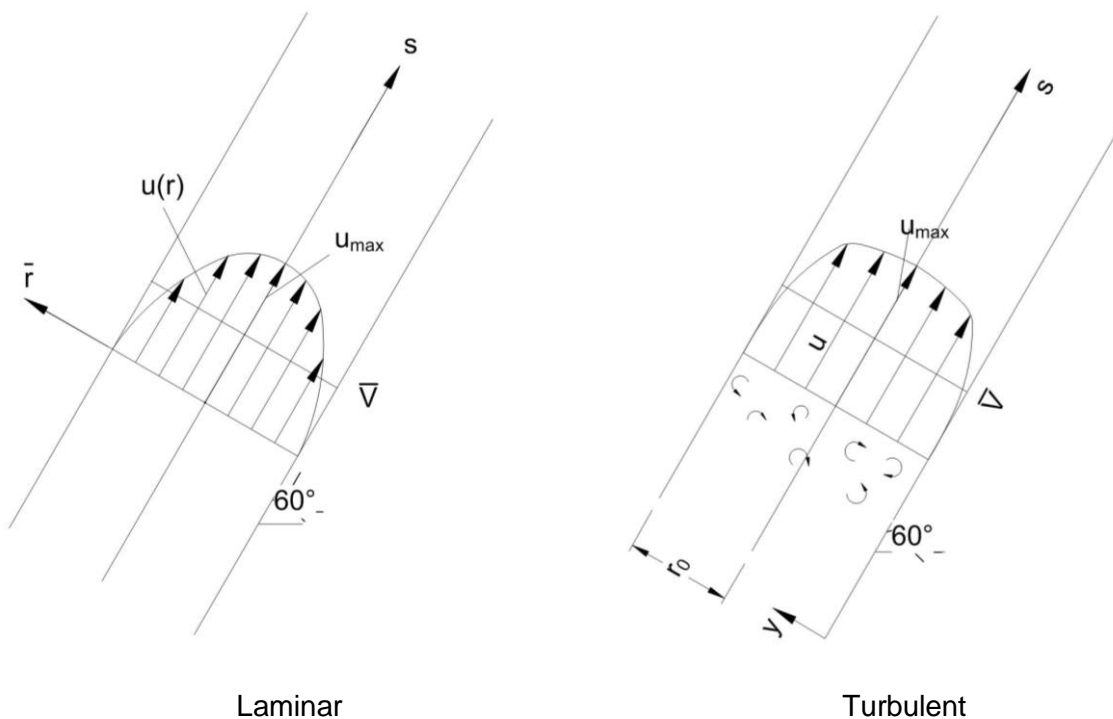


Abbildung 9: Poiseuille Strömung (verändert nach Jirka (2007))

### 2.6.3 Modellversuche mit Partikeln

Physikalische Modellversuche haben den erheblichen Vorteil, dass die physikalisch-chemischen Randbedingungen eingestellt werden können und damit die Versuchsergebnisse annähernd reproduzierbar werden. Modellsubstrate werden eingesetzt, womit je nach Fragestellung die Strömung visualisiert oder das Absetzverhalten simuliert werden kann.

Das von der DIBt<sup>5</sup>-Zulassungsstelle von Regenwasserbehandlungsanlagen eingesetzte Substrat ist Quarzmehl (Produktname Millisil). Es wird aufgrund der feinen Körnung und der Dichte von 2,65 g/cm<sup>3</sup> für die Überprüfung des Stoffrückhalts eines Bauwerks eingesetzt. Optische Beobachtungen sind durch die starke Eintrübung des Wassers nicht mehr möglich. Andere Forschungsvorhaben setzten daher PVC-Granulate, Styroporkugeln oder Ionenaustauscher ein, die im System als Einzelkornmenge vorliegen und damit optisch erfassbar sind.

Leung und Probst (1983) haben Laborexperimente an einem einfachen Lamellenzwischenraum (engl. „single channel“) mit Feststoffen durchgeführt. Es wurde die Abscheideleistung, die Neigung und das Fließverhalten in Platten und Röhrenabscheidern untersucht. Abbildung 10 illustriert das Fließprofil zwischen zwei Platten.

Unter der Annahme einer abrutschenden Schlammschicht bildet sich eine Mehrphasenströmung aus. Die Autoren gehen davon aus, dass sich das Klarwasser im Gleichstrom (engl. „cocurrent feed“) aufwärtsgerichtet durch den Abscheider bewegt. Die abgesetzten Feststoffe bewegen sich auf der Oberfläche im Gegenstrom (engl. „countercurrent feed“) Richtung Sohle. Somit liegt ein wechselnder Geschwindigkeitsgradient im Lamellenzwischenraum vor. Das Verhältnis der Schichtdicken wird für die Stabilität des Fließverhaltens im Zwischenraum von hoher Bedeutung angesehen. Die Bewegung des abgelagerten Sediments beeinflusst das Strömungsverhalten und die Leistungsfähigkeit einer Anlage.

Die Versuche von Leung und Probst (1983) wurden mit Aluminiumoxid Partikel mit einer Dichte von 3,91 g/cm<sup>3</sup> und einer Partikelgröße von ca. 9,5 µm durchgeführt. Es handelt sich also um diskrete Partikel ohne kohäsive Eigenschaften mit erheblich höherer Dichte als in der Siedlungswasserwirtschaft, wo Dichten von 1,02 bis 2,6 g/cm<sup>3</sup> angenommen werden. Das Modellsubstrat wird gegenüber natürlichen Sedimenten deutlich leichter auf der Oberfläche abrutschen. Die Erkenntnisse zum Fließverhalten im Zwischenraum können daher nur als Annäherung an reale Bedingungen angesehen werden.

Die Parameter Fließgeschwindigkeit, Schubspannungskräfte, Zulaufkonzentration, Neigung, Rauheit sowie die molekularen Bindungskräfte nehmen Einfluss auf die komplexen Wechselwirkungen zwischen Stofftransport und Sedimentation auf den Oberflächen der Schrägklärer.

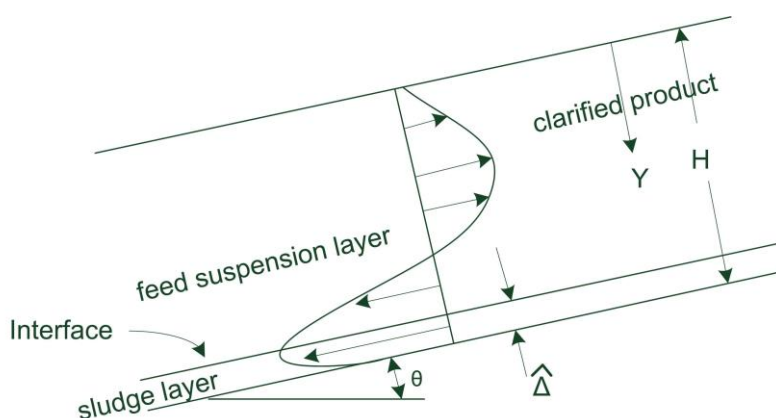


Abbildung 10: Strömungsverhalten im „Supercritical Mode“ nach Leung (1983), ergänzt um die Bezeichnung der Layer

<sup>5</sup> Deutsches Institut für Bautechnik

Das Strömungsverhalten und der Sedimenttransport im Zwischenraum von Plattenelementen wurde weiterhin von Okoth et al. (2008) untersucht. Deren Studie wurde an einem Modell durchgeführt, das über drei in der Neigung verstellbare Plattenelemente aus PVC verfügte. Das Modell wurde mit verdünntem Belebtschlamm beaufschlagt. Mithilfe von Markern, die dem Schlamm beigemischt waren, konnten Okoth et al. (2008) das Abrutschen von Sedimenten auf den Oberflächen des Plattenabscheider beobachten. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Neigung der Platten, der Zulaufkonzentration und den Fließgeschwindigkeiten besteht.

Sie ermittelten für eine Neigung von  $50^\circ$  eine aufwärtsgerichtete Fließgeschwindigkeit von 4 bis 5 mm/s sowie eine gegenläufige Sedimentbewegung mit einer Geschwindigkeit von 1 bis 2 mm/s. Des Weiteren erkannten Okoth et al. (2008) verschiedene Formen der Sedimentbewegungen auf den Oberflächen. Es wurde sowohl ein Abrollen isolierter Flocken als auch das Abrutschen von Sedimentschichten beobachtet. Aus diesen Beobachtungen entwickelten sie die in Abbildung 11 dargestellte Vorstellung des Fließverhaltens und der Sedimenttransport. Des Weiteren wird das Sedimentverhalten als nicht-newtonisches Fluid definiert, das als Bingham-Fluid beschrieben wird. Das Sediment verhält sich demnach bei geringen Schubspannungskräften wie ein fester Körper. Erst bei Überschreitung einer kritischen Schubspannung setzt ein Fließverhalten ein. Eine Resuspension von Sedimenten kann erfolgen, wenn die Wandschubspannung die kritische Schubspannung übersteigt.

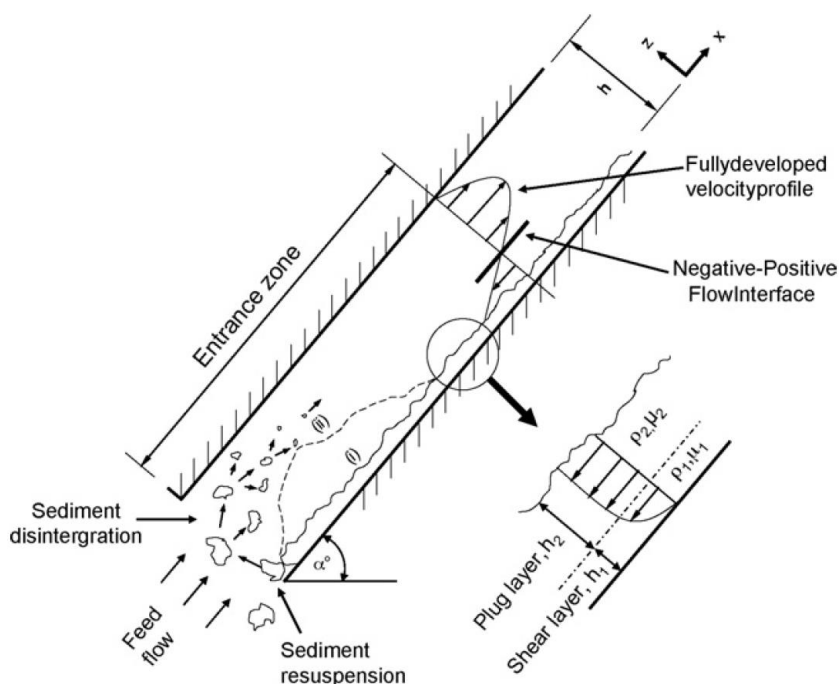


Abbildung 11: Fließverhalten und Sedimenttransport (Okoth et al. 2008)



#### 2.6.4 Bauwerkskomponenten

Das Verfahren der Regenwasserbehandlung mittels Regenbecken mit Schrägklärern beinhaltet zwei Prozesse. Beide Prozesse verfolgen jeweils eine eigene Zielstellung.

- Bei der hydraulischen Wirksamkeit besteht das Ziel darin, die Strömungsenergie des Zulaufimpulses bestmöglich umzuwandeln und das Volumen möglichst optimal auszunutzen.
- Das Abscheiden von Partikeln ist die Zielgröße des Sedimentationsprozesses.

Das Verfahren läuft in einem Bauwerk ab, das aus mehreren Bauwerkskomponenten besteht. Diese Komponenten stellen in dem Bauwerk funktionelle Einheiten dar. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Bauwerkskomponenten eines Regenbeckens mit Schrägklärern.

Das Einlauf- und Verteilerbauwerk übernimmt die Funktion der Strömungsverteilung und Energieumwandlung. Schrägklärer-Einbauten dienen der Strömungsregulierung und erhöhen durch die zusätzliche Absetzfläche die Abscheideleistung.

Auf die Bedeutung der konstruktiven Gestaltung haben unter anderem Schade und Sapulak (1984) hingewiesen. „Um eine möglichst hohe Sedimentationsleistung zu erzielen sind eine gleichmäßige Beaufschlagung und ein einheitlicher Ablauf konstruktiv zu gewährleisten“. Dieser Hinweis lässt einen großen Interpretationsspielraum zu, wie eine konstruktive Gestaltung auszusehen hat, damit eine gleichmäßige Beaufschlagung erreicht werden kann.

Tabelle 2: Bauwerkskomponenten

Bauwerkskomponente	Funktion	Prozess
Einlauf- und Verteilerbauwerk	Energieumwandlung und Strömungsverteilung	Energieumwandlung
Platten / Röhren / Waben	Strömungsrichter & Absetzfläche	Sedimentation
Schlammstammzone	Depot zur Ablagerung der Feststofffracht	/
Klarwasserüberlauf	Abzug der Klarwasserzone	/

#### 2.6.5 Fallbeispiele großtechnischer Schrägklärer-Anlagen

Der Einsatz von Schrägklärern ist in der Regenwasserbehandlung nicht Stand der Technik. Bis dato liegen nur wenige Erfahrungen zu dieser Technologie aus Pilotprojekten vor. Nachfolgend werden einige Pilotprojekte vorgestellt. Anhand dessen wird der aktuelle Kenntnisstand aufgezeigt und auf bestehende Wissenslücken hingewiesen.

Dohmann et al. (2003) haben den Einsatz von Lamellenabscheidern in Mischwasserbehandlungsanlagen untersucht. In dem Vorhaben wurden drei verschiedene Schrägklärer betrachtet (Bild 3). Unter diesen Röhrenabscheidern hat das „Chevron Profil“ (Produktname FS 41.80) mit einer Neigung von 60° am besten abgeschnitten. Die Autoren haben empfohlen, den Ausbau von Regenbecken auf eine horizontale Verbauung mit Schrägklärern auf 50 bis 80 % zu begrenzen und den Einlaufbereich möglichst nicht zu verbauen. Für die vertikale Verbauung wird ein maximaler Ausbau von 50 % empfohlen.

Eine Mindestbeckentiefe von 2 m, besser 2,5 m, für einen ausreichenden Fließquerschnitt unterhalb der Lamellenpakete ist vorzusehen (Dohmann et al. 2003). Die Herleitung dieser konstruktiven Empfehlungen bleibt unklar; es wurden keine systematischen Untersuchungen hierzu durchgeführt.

Bezüglich der Abscheideleistung ist es Dohmann et al. (2003) nur bei einem Teil der Regenereignisse gelungen, eine direkte Korrelation zwischen der hydraulischen Belastung und der Wirksamkeit nachzuweisen. Als Ursachen werden das Auftreten von schlecht sedimentierbarer Feinsuspensa, Schwimmstoffe nach lang anhaltender Trockenperiode sowie das nach langen Regenereignissen nur gering verschmutzte Mischwasser genannt.

Dohmann et al. (2003) zeigten, dass Schrägklärer bei Bemessungsoberflächenbeschickungen im Bereich  $q_A = 3 - 5$  m/h bessere Ablaufwerte gegenüber konventionellen RÜB aufweisen. Dies entspricht bei einem Becken ohne Einbauten einer Oberflächenbeschickung von 20 – 25 m/h. Die Autoren schreiben, dass durch den Einbau von Schrägklärern Regenbecken mit wesentlich höheren Beschickungen beaufschlagt werden oder im Neubau entsprechend kleiner dimensioniert werden können.



Bild 3: RÜB Aachen Soers (links: Voruntersuchungen an drei unterschiedlichen Röhrenelementen; rechts: nachgerüstetes RÜB, Bildquelle Dohmann et al. (2003))

Fuchs und Mayer (2012) haben im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg ein mehrjähriges Monitoring-Programm an drei Regenbecken durchgeführt. Nach dem aktuellen Kenntnisstand ist dieses Monitoring das bislang umfangreichste Monitoring an Regenbecken mit Schrägklärern. Bild 4 zeigt auf dem linken Foto das mit Röhrenabscheidern ausgebaute RÜB Göbrichen sowie auf dem rechten Foto das RKB 102 „Klimm Klamm“, in dem Plattenabscheider verbaut wurden.

Basierend auf den Untersuchungen wurden in Fuchs et al. (2014) Empfehlungen für eine Bemessungsoberflächenbeschickung von  $q_A \leq 4$  m/h ausgesprochen.

Das Vorhaben ist unter anderem zu dem Ergebnis gekommen, dass durch die Nachrüstung der Röhrenabscheider eine Steigerung der Wirkungsgrade der Sedimentationskammer um 25 % erreicht werden konnte (Fuchs et al. 2010).

Hydraulisch konnten die Autoren den Nachweis führen, dass die Gestaltung des Klarwasserabzugs für die Durchströmung der Anlage von Bedeutung ist. Hierzu wurden Fließgeschwindigkeitsmessungen mit und ohne flächig angebrachten Klarwasserüberlauf durchgeführt. Da keine systematischen Untersuchungen zur Geometrie oder Gestaltung des Klarwasserabzugs durchgeführt wurden, konnten aus den Ergebnissen keine generellen konstruktiven Empfehlungen abgeleitet werden, worin sich eine optimale Gestaltung auszeichnet.



Bild 4: RÜB Göbrichen (linkes Bild); RKB 102 „Klimm Klamm“ mit Blick von oben auf die Klarwasserrinne und die darunter liegenden Lamellen (rechtes Bild)

Pinnekamp (2015) haben im Auftrag der LINEG<sup>6</sup> ein Monitoring an dem Regenüberlaufbecken Homberg-Hakenfeld durchgeführt. Das RÜB wurde, nachdem eine hydraulische Überlastung festgestellt wurde, mit Lamellenabscheidern nachgerüstet. Die durchgeführten Untersuchungen zum Feststoffrückhalt des Regenbeckens betrachten die Abscheideleistung der Anlage mit und ohne Röhrenabscheider.

Die frachtbezogene Eliminationsleistung für den Parameter AFS wurde für zwei Regenereignisse mit 90 % und 99 % angegeben, bei zugehörigen Oberflächenbeschickungen von  $q_{A\_max} = 0,8 - 1,3 \text{ m/h}$  (Pinnekamp 2015).

Zusammenfassend kann aus den vorhandenen Studien geschlossen werden, dass sich Schrägklärer sehr gut für die Nachrüstung überlasteter Regenbecken eignen.

Aus den vorhandenen Arbeiten geht außerdem hervor, dass sich Schrägklärer als eine kosteneffiziente und flächensparende Lösung für die Leistungssteigerung von Regenbehandlungsanlagen eignen. In allen untersuchten Fällen konnte auf eine Volumenerweiterung der Regenbecken verzichtet werden.

Aus den bisherigen Forschungsarbeiten sind erste Erkenntnisse aus den Betriebserfahrungen hervorgegangen. Diese wurden zum Teil in das DWA-M 176 aufgenommen.

Es fehlt jedoch eine kritische Auseinandersetzung mit der konstruktiven Gestaltung. Die Strömungsverhältnisse wurden nur im Ansatz berücksichtigt und mangels systematischer Untersuchungen konnten keine soliden Hinweise auf eine günstige konstruktive Gestaltung hervorgehen.

<sup>6</sup> Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft



Bild 5: RÜB Homberg-Hakenfeld (Linkes Bild mit Blick auf die Sedimentationskammer; rechtes Bild mit Blick auf das Einlauf- und Verteilerbauwerk)

Das DWA-M 176 (2013) greift die bisherigen Erfahrungen großtechnischer Anlagen auf und definiert Bemessungsempfehlungen. Demnach sind dynamisch betriebene Regenbecken mit Schrägklärern auf  $q_A \leq 4 \text{ m/h}$  zu bemessen. Stationär betriebene Anlagen sind auf ein  $q_A$  von  $\leq 2 \text{ m/h}$  zu bemessen, um bei kontinuierlich hoher stofflicher Belastung eine Gleichwertigkeit der Systeme zu gewährleisten.

Bislang fehlen Aussagen, die das hydraulische Reaktorverhalten in Kombination mit der Abscheideleistung betrachten. Daher konnte das Potenzial zur Steigerung der Feststoffabscheidung mittels Schrägklärern bisher noch nicht ausreichend abgebildet werden.

## 2.7 Ideale Reaktoren

Aus der Wasseraufbereitung sind verschiedene Reaktortypen und Formen zur Flockung und Flüssig-Fest-Trennung bekannt. Die Wahl des Reaktors richtet sich nach der Zielstellung der Behandlung. Soll ein eingebrachter Reaktionspartner nach Eintritt in den Reaktor unmittelbar mit dem gesamten Reaktorvolumen vermischt werden, wird eine Volldurchmischung angestrebt. Solche Reaktoren werden als „voll durchmischte Dauerstromreaktoren“ (VDDR) bezeichnet. Reaktoren, bei denen sich ein Stoff- oder eine Flüssigkeitsmenge ohne Vermischung durch den Reaktor bewegt, werden als *Propfenströmungsreaktor* (PSR) bezeichnet (siehe Abbildung 12). Das ideale Verhalten eines PSR kann dadurch beschrieben werden, dass ein zeitlich später eingebrachtes Element niemals mit einem zuvor eingebrachten Element in Verbindung kommt, da sich alle Elemente mit gleicher Geschwindigkeit fortbewegen (Hahn 1987). Als Beispiel für diesen Reaktortyp kann eine idealisierte Rohrströmung angeführt werden, bei der sich ein Volumenkörper ohne Durchmischung durch das Rohr bewegt.

Sedimentationsreaktoren, werden nach Camp (1946) ebenfalls dem PSR zugeordnet. Diese Zielvorstellung kann auf Regenbecken in Rechteckbauweise eingegrenzt werden.

Ideale Strömungen wie Volldurchmischung und Pfropfenströmung liegen in der Realität nie vor. Unter realen Bedingungen resultieren Abweichungen von dem Idealverhalten. Das sich ausbildende Strömungsverhalten wird oftmals als eine Art Mischreaktor bezeichnet (Danckwerts 1953).

Die realen Verhältnisse werden üblicherweise experimentell oder numerisch bestimmt. Dafür werden Stoffe dem Wasserstrom hinzudosiert, die selbst im Abwasser nicht vorkommen, den Behandlungsprozess nicht beeinflussen und keinen Veränderungen unterliegen (Neitzel und Iske 1998). Für entsprechende Untersuchungen eignen sich Tracer wie z. B. Uranin.

Es wird zwischen zwei Tracer-Methoden für die Ermittlung des Reaktorverhaltens unterschieden, die sich über ihre Art und Weise der Zugabe differenzieren lassen. Bei der kontinuierlichen Zudosierung wird so lange Tracer in den Reaktor eingeleitet, bis am Auslauf eine konstante Konzentration gemessen werden kann. Ist diese erreicht, wird die Zugabe beendet und der Zeitraum bis zum vollständigen Austrag detektiert. Diese Vorgehensweise wird als *Verdrängungsmethode* bezeichnet. Alternativ kann die Methode der *Impulsdosierung* angewandt werden. Hierbei wird eine definierte Tracermenge über einen möglichst kurzen Zeitraum von wenigen Sekunden in den Zulauf injiziert und der vollständige Durchgang des Tracers durch den Reaktor aufgezeichnet. Die Impulsdosierung gilt jedoch als sensitiver gegenüber der Verdrängungsmethode und ist für die Detektion von Kurzschlussströmungen oder Stagnationszonen besser geeignet.

Die Beobachtungen der Tracer-Ganglinien werden häufig als „Durchfluss“-Untersuchungen oder Analysen der „Aufenthaltszeitverteilung“ bezeichnet. Anschließende Auswertungen der Durchgangskurven konzentrieren sich darauf, die Abweichungen realer Reaktoren vom Idealtyp zu quantifizieren (Hahn 1987).

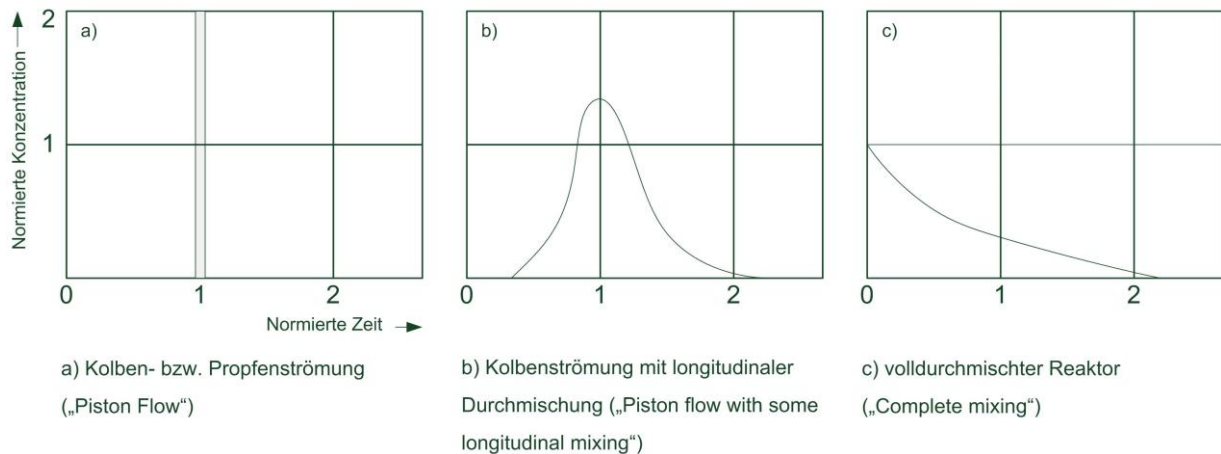


Abbildung 12: Reaktorverhalten nach Danckwerts (1953)

In der siedlungswasserwirtschaftlichen Verfahrenstechnik wurden Tracer-Versuche vorrangig zur Ermittlung von Aufenthaltszeiten des Abwassers in Belebungs- und Nachklärbecken angewandt. Dadurch, dass das Verfahren eine integrale Betrachtungsweise der Strömungsverhältnisse ermöglicht, stellt es auch für die Analyse von Regenbecken eine vielversprechende Methodik dar. Die Durchführung von Feldmessungen an Regenbecken ist jedoch mit hohem Aufwand verbunden. Die bisherigen Erfahrungen beschränken sich daher auf wenige Studien wie z. B. Klepizewski 2006 und Uhl et al. 2009. In Uhl et al. (2009) wurden im Zuge eines Monitorings Serienversuche durchgeführt. Die Herausforderungen für entsprechende Untersuchungen entstehen bereits bei der Einspeisung des Tracers. Weil die Zuleitungskanäle in der Regel unter der Geländeoberkante im Erdreich liegen, kann der Tracer nicht ohne Weiteres in die turbulent durchmischte Strömung hinzudosiert werden. Da Regenereignisse mangels Wasserverfügbarkeit in der Regel nicht simuliert werden können, ist man auf Niederschlagsereignisse mit ausreichender Regenspende angewiesen. Für die Erhebung von Messreihen ist daher eine Automatisierung der Tracereinspeisung und Datenaufzeichnung hilfreich. Des Weiteren wird die Datenauswertung dadurch erschwert, dass eine diskontinuierliche hydraulische Belastung vorliegt.

Für Regenbecken mit Schrägklärern liegen Erfahrungen von Kemper und Fuchs 2013 an einer Großanlage vor. Aus der Literatur sind keine weiteren Vorhaben bekannt, bei denen Aufenthaltszeiten im Labor oder Feld ermittelt wurden. Die Idealvorstellung für diesen Bauwerkstyp wird ebenfalls in einem PSR gesehen.

## **3 Material und Methoden**

### **3.1 Konstruktive Gestaltung**

Der geringe Kenntnisstand zum Einsatz der Schrägklärer-Technologie in der Siedlungswasserwirtschaft, erforderte grundlegende konzeptionelle Untersuchungen. Es galt ein Verständnis über das Verfahren der Regenwasserbehandlung mit Schrägklärern und den beteiligten Prozessen zu erlangen. In dem Verfahren sind die konstruktive Gestaltung, das Reaktorverhalten, die Strömungsverhältnisse in den Lamellen und der Sedimentationsprozess Elemente von großer Bedeutung.

An einer für diesen Zweck gebauten Anlage wurden in einer abgestuften Vorgehensweise Untersuchungen zur konstruktiven Gestaltung, zum Strömungsverhalten und zum Stoffrückhalt durchgeführt. Als Ausgangsbasis wurde der Bautyp eines Standard-Rechteckbeckens gewählt. Diese Geometrie wurde auf seine hydraulische und stoffliche Wirksamkeit untersucht. Schrittweise wurden konstruktive Änderungen an der Anlage vorgenommen. Diese bezogen sich auf den Einbau von Schrägklärern, die Optimierung des Einlauf- und Verteilerbauwerks und das Rinnensystem für den Klarwasserabzug.

Das Standard-Rechteckbecken ohne Einbauten konnte bei den Änderungen als Referenzzustand herangezogen werden. Es war also möglich, die konstruktiven Änderungen hydraulisch zu erfassen und zu bewerten.

Die Untersuchungen erforderten die Anwendung eines breiten Methodenspektrums, die sich in Ihrem „Maßstab“ sehr stark unterscheiden. So wurden zum einen Verweilzeitmessungen angewandt, um das Reaktorverhalten zu beschreiben. Sie decken eine makroskopische Betrachtungsweise ab. Des Weiteren wurden Markierungsversuche und Fließgeschwindigkeitsmessungen durchgeführt, die das Fließverhalten im Lamellenzwischenraum beschreiben und damit eine sehr kleinskalige Betrachtungsweise darstellen.

Ergänzend zu den Methoden, die das hydraulische Strömungsverhalten beschreiben, wurde die Sedimentationsleistung anhand einer Feststoffbilanzierung durchgeführt, wodurch ein erneuter Perspektivenwechsel vollzogen wurde.

Mithilfe von Serienversuchen zur Abscheideleistung wurde der Feststoffrückhalt für die unterschiedlichen Konzeptionen quantifiziert. Von dem Ausgangszustand wurde eine Abscheideleistung erwartet, die im Bereich der Wirkung üblicher Regenüberlaufbecken liegt (siehe Abschnitt 2.5). Über den Referenzzustand wurde die Leistungssteigerung quantifiziert.

Die Kombination der Methoden ermöglicht es Empfehlungen abzuleiten welche sich auf Planungsgrößen der konstruktiven Gestaltung sowie die Oberflächenbeschickung von Sedimentationsanlagen beziehen.

### 3.1.1 Versuchsaufbau ohne Schrägklärer

Die Anlage ist in einem handelsüblichen Abrollcontainer errichtet worden. Ein Vorteil, der sich durch die Verwendung eines Containers ergibt, ist die Mobilität der Anlage. Es war also möglich, die Anlage an unterschiedlichen Standorten einzusetzen. In dem Container wurde eine Trennwand eingezogen, sodass neben der Sedimentationskammer ein Bereich für die notwendige Mess- und Steuerungstechnik entstanden ist. Die Beschickung der Anlage erfolgte über eine MID gesteuerte Tauchpumpe. Abbildung 13 stellt die Sedimentationskammer der Anlage in einer Schemaskizze ohne Schrägklärer-Einbauten dar. Dieser Zustand kann mit einem Standard-Regenbecken in Rechteckbauweise verglichen werden

Das Einlauf- und Verteilerbauwerk wurde auf einen Rohreinlauf reduziert, der oberhalb des Pumpensumpfes in die Anlage führte. Der Klärüberlauf bestand aus einer Rinne mit doppelseitiger Schwelle, die als U-Profil ausgebildet war und über den Beckenquerschnitt reichte. Die Entleerung erfolgte über das Öffnen des Ablasschiebers. Eine Spülkippe war als Reinigungseinheit verbaut und wurde nach vollständiger Entleerung des Containers zur Reinigung der Sohle eingesetzt.

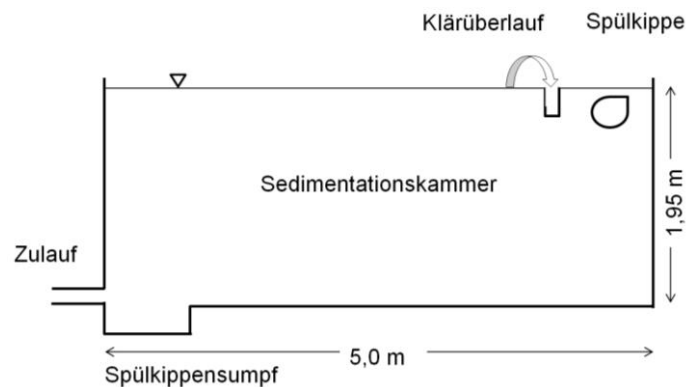


Abbildung 13: Standard-Rechteckbauweise (Längsschnitt)

Tabelle 3: Technische Angaben zur Ausgangsgeometrie

Geometrie:	5 m Länge * 2,40 m Breite * 1,95 m * Höhe
Volumen	21,2 m <sup>3</sup>
Absetzfläche	12 m <sup>2</sup>
Zu- und Ableitung	DN 160 (Innendurchmesser 150 mm)
Ausbauzufluss	144 m <sup>3</sup> /h (ca. 0,23 m/s)
Reinigung der Sohle	Spülkippe



### 3.1.2 Versuchsaufbau ohne Schrägklärer mit Klarwasserrinnen

Der Versuchsaufbau wurde im Folgeschritt mit einem System aus Klarwasserrinnen ausgebaut, jedoch ohne Schrägklärer-Einbauten. Die Gestaltung des Klarwasserabzugs bestand aus 2 mal 5 Rinnen, die gleichmäßig über der Sedimentationskammer angeordnet wurden. Diese entwässerten in eine mittig liegende Sammelrinne welche das Wasser aus der Anlage abgeführt hat (Abbildung 14). Das Rinnensystem ist außerdem auf dem rechten Foto der Abbildung 16 zu sehen.

Die Notwendigkeit der Untersuchung dieser Variante besteht darin, die hydraulische Wirkung der Klarwasserrinnen und der im folgenden Schritt eingebauten Schrägklärer isoliert betrachten zu können. Interessant ist, dass eine ähnliche Konzeption mit mehreren Klärüberlaufrinnen bereits in Camp (1946) als Optimierungsansatz für Standard-Regenbecken zu finden ist (siehe Abbildung 86 im Anhang).

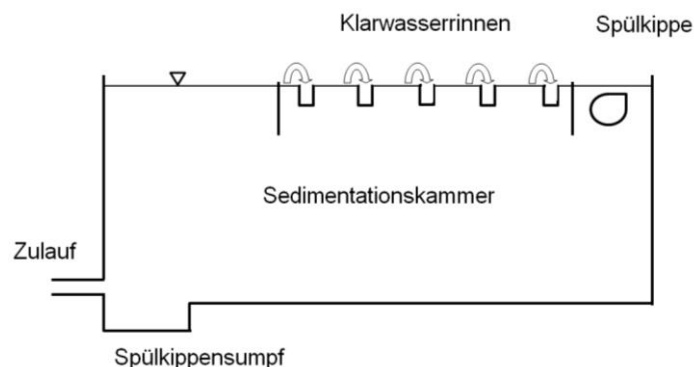


Abbildung 14: Anlage ohne Schrägklärer und mit Klarwasserrinnen

Tabelle 4: Technische Angaben zu den Klarwasserabzügen

Rinnensystem	2 mal 5 Rinnen mit U-Profil (à ca. 1 m Länge · 0,15 m Breite) mit beidseitiger Schwelle
	1 zentrale Sammelrinne

### 3.1.3 Versuchsaufbau mit Schrägklärer-Einbauten

Die Anlage wurde mit Plattenabscheidern im Maßstab 1:1 ausgebaut. In zwei nebeneinander liegenden Reihen wurden jeweils 25 Plattenelemente hintereinander verbaut. Jeweils fünf hintereinander gelegene Plattenelemente wurden in einen Edelstahlrahmen gefasst und bildeten zusammen ein „Paket“. Abbildung 16 zeigt die ausgebaute Sedimentationskammer im Längsschnitt. Die genannten Pakete sind durch die Nummern 1 bis 5 gekennzeichnet.

Der Klarwasserabzug erfolgte über ein Rinnensystem, das über den Lamellen angeordnet ist. Über jedem Lamellenpaket war eine Abzugsrinne angebracht, die in eine mittig angeordnete Sammelrinne entleert. Voraussetzung für den gleichmäßigen Klarwasserabzug ist eine exakte Nivellierung der Rinnen. Die Nivellierung der Rinnen erfolgte am wassergefüllten Container mithilfe eines Nivelliergerätes. Aufgrund geringer Herstellungstoleranzen der Rinnen und Halterungen konnte eine maximale Abweichung von 2 mm erreicht werden. Weitere Angaben zur Geometrie und Bemessung der Anlage sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Über den zuvor untersuchten Bauzustand, bei dem nur die Geometrie und die Rinnen untersucht wurden, konnten Schlussfolgerungen gezogen werden, ob die Plattenabscheider

eine hydraulische Wirkung aufweisen und wenn ja, in welchem Maße sie die Strömung beeinflussen.

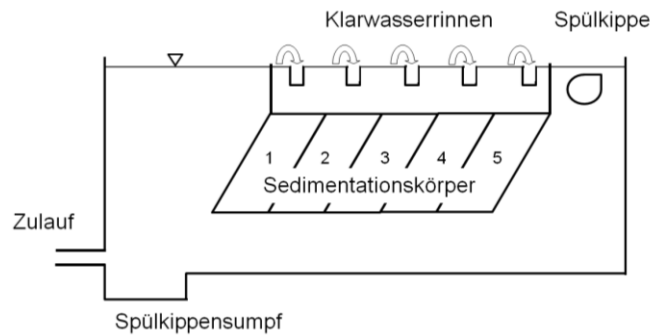


Abbildung 15: Anlage mit Schrägklärer-Einbauten und Rinnensystem im Querschnitt

Tabelle 5: Technische Angaben zu den Schrägklärer-Einbauten

Komponente	Ausführung
Plattenelemente	50 ebene Platten, angeordnet in 2 Straßen mit je 25 Platten, à 874 x 982 mm Fläche (Material: Polycarbonat)
Plattenabstand:	80 mm
Aufstellwinkel:	60°
Effektive Absetzfläche ( $A_{\text{eff}}$ ):	21,45 m <sup>2</sup> $A_{\text{eff}} = L * B * \cos \theta * \text{Anzahl Platten}$
Ausbauzufluss	144 m <sup>3</sup> /h (ca. 0,23 m/s)
Oberflächenbeschickung ( $q_A$ )	6,7 m/h $q_A = Q / A_{\text{eff}}$

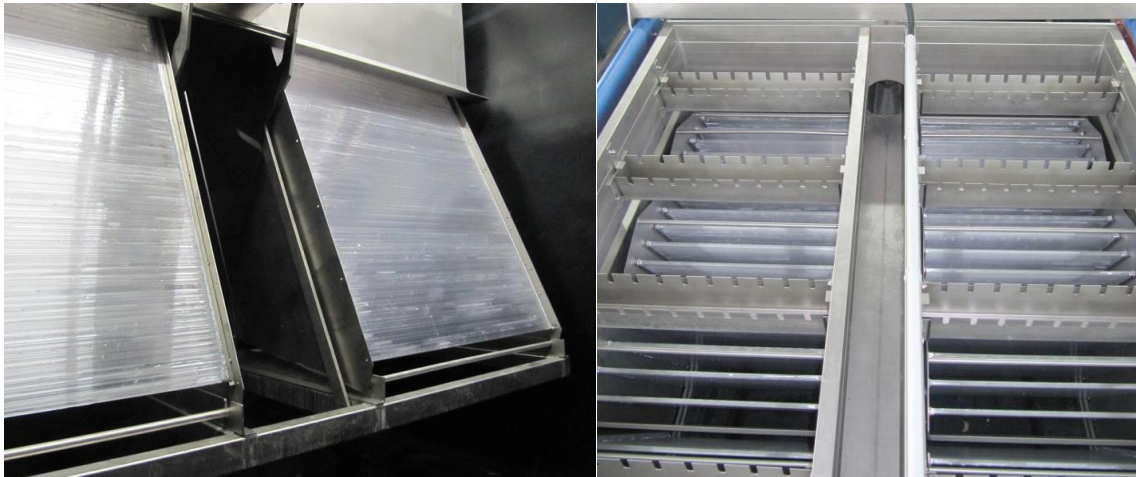


Abbildung 16: Schrägklärer-Einbauten und Rinnensystem (Bildquelle: Kemper et al. 2015b)

### 3.1.4 Einlauf- und Verteilerbauwerk

Allgemeine Empfehlungen für die Gestaltung des Einlauf- und Verteilerbauwerks von Regenbecken ohne Schrägklärer sind in dem Arbeitsblatt A-166 enthalten. Sie basieren auf den Untersuchungen von Muth (1992) und wurden unter dem Anspruch entwickelt, ausgehend von der Stirnseite eine möglichst gleichmäßige Strömungsverteilung über den Beckenquerschnitt zu bewirken.

Die für eine Standardbauweise geltende Anforderung stimmt nicht uneingeschränkt mit den Anforderungen einer Schrägklärer-Anlage überein. Im Gegensatz zu der horizontal ausgerichteten Strömung liegt bei Schrägklärern eine vertikale Strömungskomponente in den Abscheiderelementen vor.

Zum aktuellen Zeitpunkt gibt es noch keine nachweislich günstigen Lösungsansätze für die Gestaltung des Einlauf- und Verteilerbauwerks von Regenbecken mit Schrägklärern. Es liegen lediglich Gestaltungsempfehlungen vor, z. B. von Fair et al. (1971). Ausgehend von dem Gedanken einer vertikalen Durchströmung wurde eine Rohrleitung mit gleichmäßig über die Länge des Bauwerks angeordneten Rohrausläufen empfohlen. Diese soll eine gleichmäßige Beschickung der Schrägklärer gewährleisten.

Eine der Zielstellungen der hier vorgestellten Untersuchung bestand darin, Hinweise für eine günstige konstruktive Gestaltungen von Einlauf- und Verteilerbauwerken zu erarbeiten. Es wurden Varianten mit hohem Praxisbezug entworfen, die durch ihre Konstruktionen, robust gegenüber Verzopfungen und möglichst einfach technisch umsetzbar sein sollten. Überlegungen, welche Bauweisen von Interesse sind und im weiteren Verlauf betrachtet werden sollen, haben zu den Bauweisen Rohrzuläufe, Verteilerrohre und Schwellen geführt. Ihre Eigenschaften wurden in dieser Arbeit in mehreren konstruktiven Abänderungen analysiert. Diesen Änderungen (Konstruktionsvarianten) lagen Überlegungen zur Einteilung der Sedimentationskammer in Volumenkörper zugrunde. Abbildung 17 zeigt die Einteilung der Kammer in fünf Teilvolumen. Von der Art und Ausführung des Einlaufs sowie des angeströmten Volumenkörpers geht bei den Varianten eine unterschiedliche Strömungsverteilung und Energiedissipation aus. Daraus resultierend war bei jeder Konzeption ein unterschiedliches Reaktorverhalten zu erwarten.

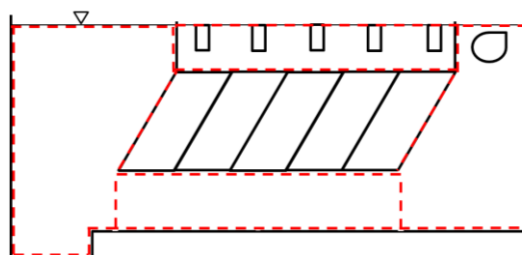


Abbildung 17: Volumenkörper

Nachfolgend werden die Konstruktionsvarianten genauer vorgestellt.

Rohreinläufe sind die einfachste und kostengünstigste Form einer Einlaufgestaltung. Es wurden zwei tief liegende Varianten betrachtet, die in Abbildung 18 abgebildet sind. Der Zulauf liegt auf einer Höhe von 34 cm und damit auf einer Höhe mit Sohle.

Es wird deutlich, dass sich bei der linken Variante der Zulaufimpuls als Freistrahlin in der Sedimentationskammer ausbilden kann. Die rechte Variante ist gegen die Wand gerichtet womit der Zulaufimpuls aufgeteilt wird. Abbildung 19 stellt die hoch liegenden Rohreinläufe in

zwei Konstruktionsweisen dar. In beiden wird der Zulauf durch eine Wandung abgebremst. Alle Varianten erscheinen recht ähnlich, allerdings ist der Volumenkörper, in den der Zufluss erfolgt, von unterschiedlicher Größe und Anordnung, womit ein unterschiedliches Reaktorverhalten einhergeht.

In der Praxis werden Rohreinläufe mit sogenannten Pralltellern oder Prallblechen ausgestattet. Sie sollen den Zulaufimpuls radial auffächern und eine Energieumwandlung bewirken. Auch eine solche Konzeption wurde ausgebildet und ist in Abbildung 20 skizziert.

Für eine gleichmäßige Anströmung über die Fläche sind Zuläufe denkbar, die als Verteilerrohre ausgebildet sind. Mehrere Öffnungen in einem Rohr sollen eine Aufteilung des Zuflusses bewirken. Die im Versuchsstand installierten Verteilerrohre unterteilen sich in Varianten, die sich entweder über die Länge oder über den Beckenquerschnitt erstrecken. Abbildung 21 zeigt schematisch die Varianten, die die Schrägklärer im Längsschnitt anströmen. Beide Verteilerrohre liegen mittig in der Sedimentationskammer. Die linke Variante verfügt über zwölf Ausläufe, jeweils sechs pro Seite. Das oben liegende Verteilerrohr ist zwischen den beiden Reihen von Plattenabscheidern verbaut (Abbildung 16) und verfügt über fünf Ausläufe die nach unten ausgerichtet sind.

Eine weitere Möglichkeit, ein Verteilerrohr zu positionieren, besteht darin, es über den Beckenquerschnitt anzuordnen. Es wurden drei Verteilerrohre verglichen die sich stirnseitig oberhalb des Spülkippsumpfes befinden und im Querschnitt angeordnet sind (Abbildung 23). Die analysierten Einläufe unterscheiden sich in ihrer Anzahl sowie in der Ausrichtung (Sohle bzw. Wand) der Ausläufe. Die linke Skizze zeigt exemplarisch ein Verteilerrohr im Querschnitt, das über zwei Ausläufe verfügt, die zur Sohle ausgerichtet sind. Dieselbe Variante wurde noch einmal mit vier zur Sohle ausgerichteten Ausläufen hergestellt. Die rechte Bauweise verfügt über zwei Ausläufe, die zur Wand ausgerichtet sind. Allen Varianten war gemeinsam, dass eine Verteilung des Zulaufes über den Querschnitt erreicht werden sollte. Durch die Ausrichtung des Zulaufimpulses gegen die Sohle oder die stirnseitige Wand wurde eine Energiedissipation erwartet.

Des Weiteren wurden Schwellen in drei Ausführungen mit unterschiedlicher Höhe entworfen. Abbildung 24 zeigt Skizzen der Konzeptionen mit 60 cm, 140 cm und 220 cm Bauhöhe, die im Spülkippsumpf verbaut wurden. Alle Schwellen wurden ausnivelliert, um eine gleichförmige Anströmung der Sedimentationskammer zu gewährleisten. Der Abstand zur stirnseitigen Wand betrug 40 cm. Die Schwelle mit 220 cm wurde entworfen, damit ein freier Überfall in die Sedimentationskammer erzeugt werden konnte. Ziel war es, ein hydraulisch abgekoppeltes Volumen zur Sedimentationskammer zu erzeugen. Weitere Angaben zur Geometrie sind Tabelle 20 im Anhang zu entnehmen.

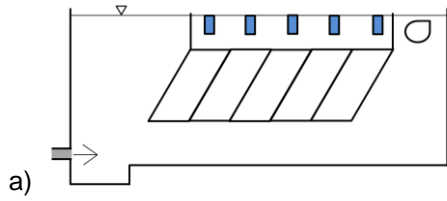


Abbildung 18: Rohreinläufe unten liegend

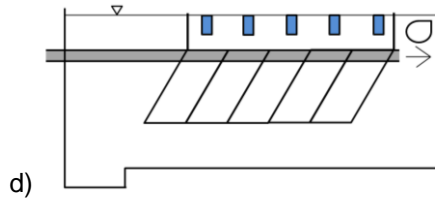
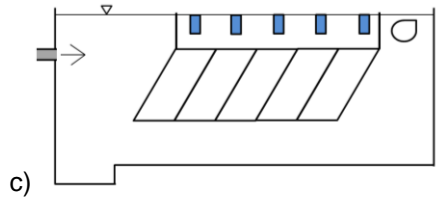
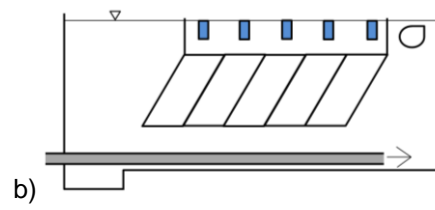


Abbildung 19: Rohreinläufe oben liegend

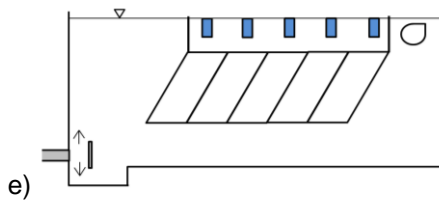


Abbildung 20: Rohreinlauf unten liegend mit Prallblech

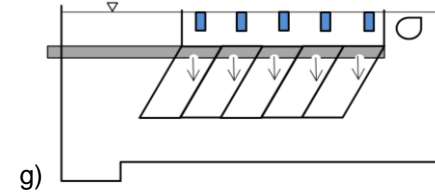
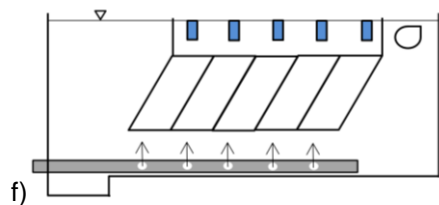


Abbildung 21: Verteilerrohre im Längsschnitt

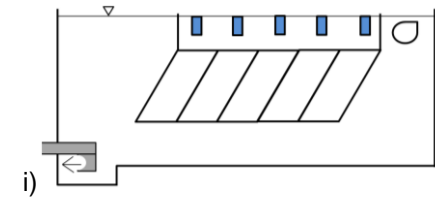
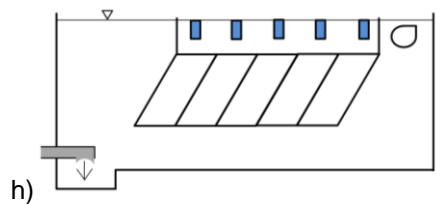


Abbildung 22: Verteilerrohre im Querschnitt mit 2 Ausläufen

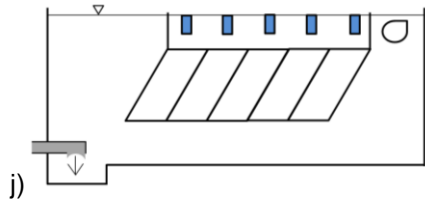


Abbildung 23: Verteilerrohre im Querschnitt mit 4 Ausläufen

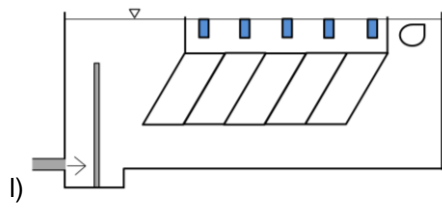
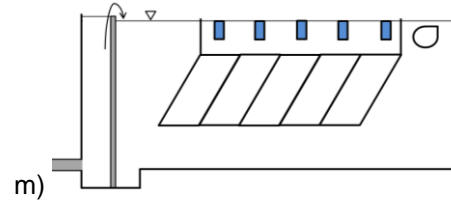
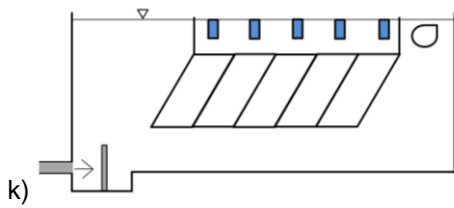


Abbildung 24: Schwellen

## 3.2 Hydraulische Untersuchungen

Ausgangszustand der Untersuchungen im Prozess der konstruktiven Optimierung von Regenbecken stellt die Standard-Rechteckbauweise dar. Gegenstand der konstruktiven Modifikationen war der Ausbau mit Schrägklärern. Als weiteres bedeutendes Gestaltungselement wurde das Einlauf- und Verteilerbauwerk optimiert. Die Vorgehensweise der hydraulischen Untersuchungen wurde in Abbildung 25 skizziert.

Um den Einfluss der konstruktiven Änderungen auf die Strömungsverhältnisse des gesamten Reaktors abzubilden, wurde die hydrodynamische Verweilzeitverteilung als messtechnische Größe herangezogen. Die ermittelten Verweilzeitkurven ermöglichen die Beurteilung der Strömungsverhältnisse eines einzelnen Reaktortyps und den Vergleich der Konstruktionsweisen untereinander.

Ergänzend zu den *quantitativen* wurden *qualitative Methoden* angewandt, die Informationen über das Fließverhalten in der Anlage geben. Bei ausgewählten Varianten ist daher Farbtracer zum Einsatz gekommen. Dieser wurde in den Zwischenräumen des Plattenabscheiders für Farbfadenversuche eingesetzt und lieferte wichtige Hinweise über laminare und turbulente Strömungsverhältnisse in den Abscheiderelementen.

Darüber hinaus sind Fließgeschwindigkeiten im Zwischenraum der Plattenabscheider mit einer ADV-Sonde ermittelt worden, die Daten zum Strömungsverhalten bzw. Daten zur Berechnung der Reynolds-Zahl generieren. Mit diesen Messdaten konnten auch ausgewählte Verweilzeitmessungen sowie die Farbfadenversuche weitergehend interpretiert werden.

Basierend auf diesen Messergebnissen wurden Konstruktionsempfehlungen erarbeitet.

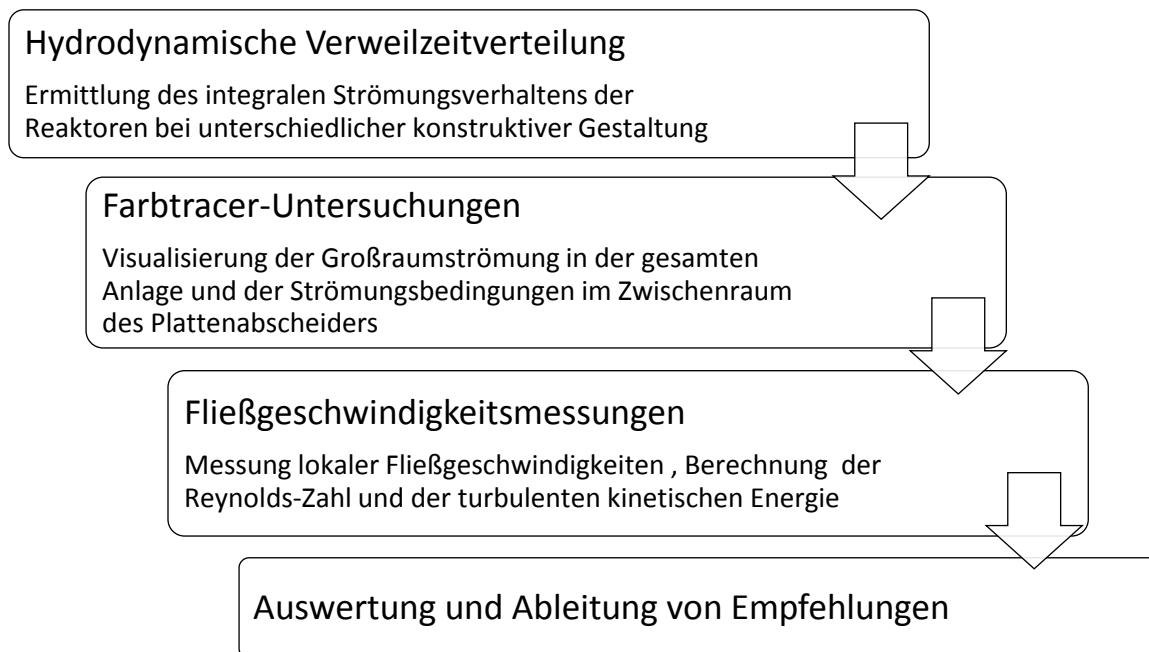


Abbildung 25: Methodische Vorgehensweise der hydraulischen Untersuchungen

### 3.2.1 Hydrodynamische Verweilzeitverteilung

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ausschließlich das Impulsverfahren angewandt. Der technische Aufbau für die Messungen ist in Abbildung 26 abgebildet und wird nachfolgend beschrieben.

Als Tracer wurde Uranin (Natrium-Fluoreszein) verwendet. Vorteil dieses Tracers ist, dass er sich durch eine sehr hohe Löslichkeit und tiefe Nachweisgrenze (1 ng/l) auszeichnet. Der Durchgang des Tracers durch den Reaktor wurde mittels Fluorometersonden detektiert. Die Sonden messen zeitlich hoch aufgelöst (sekündlich) das emittierte Licht des angeregten Stoffes.

Die Impulsdosierung erfolgte über eine Spritze mit einer Kanüle in die geschlossene Zuleitung. Es war notwendig, dass der Tracer an einer Stelle zugegeben wurde, wo turbulente Strömungsbedingungen vorherrschten. Die Position für die Injektion wurde so ausgewählt, dass eine Durchmischungsstrecke von 2,0 m vor Eintritt in die Anlage gegeben war. Auf diese Weise konnte gewährleistet werden, dass der Tracer im Zufluss voll eingemischt war.

Die Fluoreszenzsonden wurden in der Sammelrinne des Klarwasserabzugs positioniert. Aus Qualitätssicherungsgründen sind zwei Sonden zum Einsatz gekommen, die parallel die Ablaufkonzentration gemessen haben. Die Datenübertragung erfolgte via Bluetooth auf einen Laptop, auf dem die Software *TQ Commander* zum Empfang und zur Verarbeitung der Daten installiert war. Die Rohdaten lagen in der Einheit mV vor.

Eine Überprüfung der Messabweichung der Sonden wurde unter Laborbedingungen durchgeführt. Hierzu wurden zwei Wiederholungsversuche durchgeführt, bei denen die Sonde in einem Becherglas bei gleichbleibender Tracer-Konzentration über mehrere Minuten die vorgegebene Konzentration gemessen hat. Aus den Aufzeichnungen wurde eine Messabweichung von 0,05 % ermittelt. Diese wurde als unbedeutend eingeschätzt.

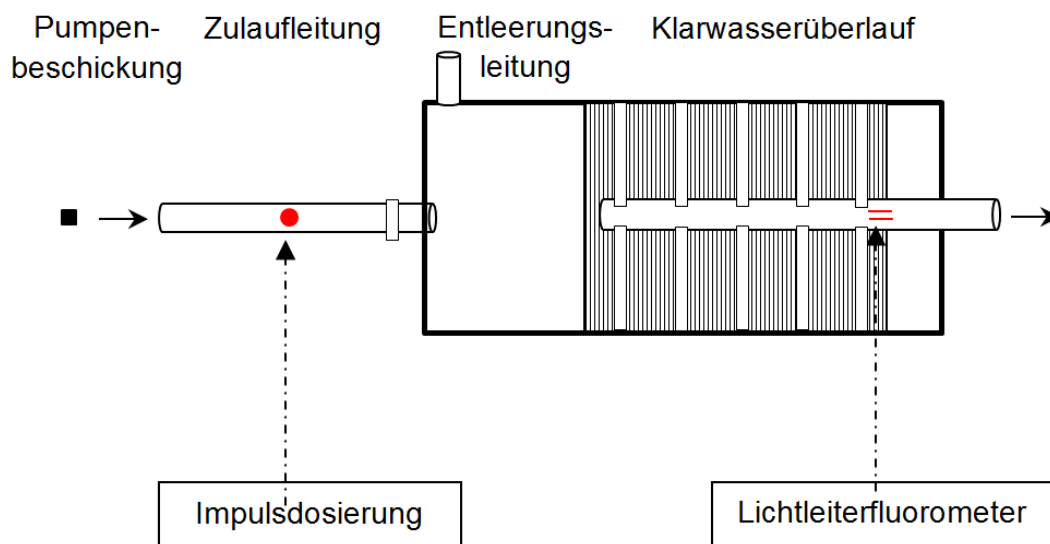


Abbildung 26: Versuchsaufbau mit Schrägklärer Einbauten und Rinnensystem



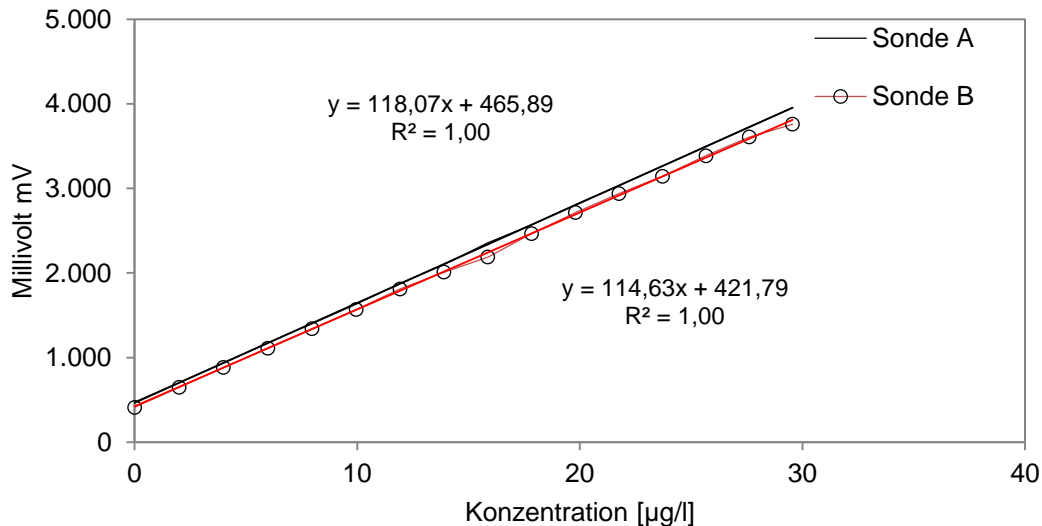


Abbildung 27: Kalibrierfunktionen der Fluorometer Sonden

Die Kalibrierung der Sonden für das Messprogramm erfolgte vor Ort mit Abwasser. Eine Hintergrundkonzentration von Uranin, auf die in BfW (2002) hingewiesen wird, ist somit aufgenommen worden. Abbildung 27 beinhaltet die Kalibrierfunktionen der eingesetzten Sonden. Der Hersteller empfiehlt eine vier Punkte Kalibrierung für die Erhebung valider Messergebnisse. Damit ein breiter Messbereich genau abgedeckt wird, sind für diese Arbeit 16 Kalibrierpunkte in möglichst geringen Abständen gesetzt worden.

Der Schwerpunkt der später durchgeführten Messungen lag in dem Bereich bis ca. 1.500 mV. Da in diesem Bereich sechs Kalibrierpunkte gelegen sind, kann von ausreichend genauen Messungen ausgegangen werden. Die Kalibrierfunktionen belegen über ein Bestimmtheitsmaß von  $R^2 = 1$  eine hohe Genauigkeit.

Wernli (2011) berichtet über eine Beeinflussung der Verweilzeitmessungen durch die Parameter pH, Trübung (NFU) und Temperatur. Während der durchgeführten Messungen wurden diese Parameter aufgezeichnet und im Sinne einer Qualitätsüberwachung ausgewertet. Abbildung 92 bis Abbildung 95 weisen darauf hin, dass die genannten Parameter an dem Standort Rastatt relativ konstant sind. Es wurde keine systematische Beeinflussung der Messungen festgestellt.

Anhand von Serienversuchen wurde die notwendige Anzahl von Wiederholungsversuchen festgelegt (Abbildung 39). Die Ganglinien von sechs Messreihen bei gleichbleibender Konfiguration haben im Wesentlichen die gleiche Strömungscharakteristik bzw. Reaktorverhalten aufgezeigt. Für die systematischen Versuche wurden zwei Wiederholungsversuche pro Messung, jeweils eine Messung bei  $q_A = 2$  m/h und bei  $q_A = 4$  m/h, festgelegt.

Die Berechnung der hydrodynamischen Verweilzeit erfolgte anhand des von (Uhl et al. 2009) beschriebenen Rechenansatzes. Die Verweilzeitverteilung errechnet sich über die Konzentration sowie über den Durchfluss und die Einspeisemenge des Tracers nach folgenden Formeln:

$$E(t) = \frac{C(t) \cdot Q(t)}{M} \quad (3.1)$$

mit

$E$	Verweilzeitverteilung	(s)
$C$	Tracer-Konzentration	( $\mu\text{g/l}$ )
$Q$	Durchfluss	(l/s)
$M$	Einspeisemenge des Tracers	( $\mu\text{g}$ )

Um die Verweilzeitverteilung mit anderen Anlagen vergleichbar zu machen, wird der zeitliche Verlauf (Ordinate) ebenfalls normiert.

$$\tau = V_R / Q \quad (3.2)$$

mit

$\tau$	hydrodynamische Verweilzeit	(s)
$V_R$	Reaktorvolumen	(l)
$Q$	Durchfluss	(l/s)

Da es sich hier um eine stationär betriebene Anlage handelt, kann die normierte Verweilzeit  $\theta$  (-) anschließend wie folgt ermittelt werden

$$\theta = t / \tau \quad (3.3)$$

Die dimensionslose Verweilzeitverteilung  $E(\theta)$  ergibt sich dann aus:

$$E(\theta) = \frac{C(t) \cdot Q(t)}{M \cdot \tau} \quad (3.4)$$

In der Verweilzeitsummenfunktion  $F(\theta)$  wird die Tracer-Menge kumuliert, welche die Anlage über die Dauer des Versuches wieder verlassen hat.

Wird die kumulierte Summe auf die eingesetzte Tracer-Menge bezogen, wird diese auch als Wiederfindungsrate bezeichnet. Sie wurde berechnet, um die Qualität der Messungen zu überprüfen.

$$F(\theta) = \int_0^{\theta} E(\theta) \cdot d\theta \quad (3.5)$$

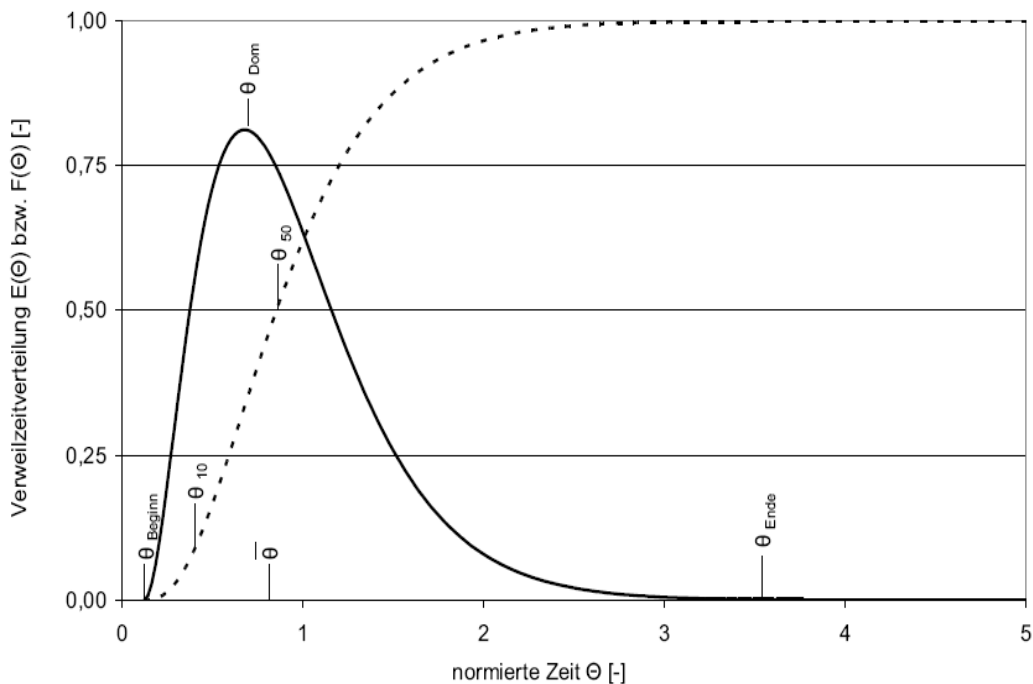


Abbildung 28: Hydrodynamische Verweilzeitverteilung und Strömungsindikatoren nach Uhl et al. (2009)

Eine erste Bewertung der Ganglinien kann anhand der Kurvencharakteristik erfolgen. Anhand von Abbildung 29 wird deutlich, dass der Bereich zwischen der normierten Zeit  $\Theta$  von 0 bis 1 für die Interpretation von Strömungsphänomen am interessantesten ist. So zeichnen sich Kurzschlussströmungen durch einen sehr schnellen Anstieg der Ganglinie mit einem markanten Peak ab. Dies bedeutet, dass ein Teilstrom des Zuflusses die Behandlung erheblich vor der theoretischen mittleren Aufenthaltszeit verlässt. Des Weiteren sind mehrgipflige Kurven ein Hinweis für ungünstige Strömungsmuster. Sie resultieren aus unterschiedlichen Geschwindigkeitsfeldern im Reaktor oder aus starken Rezirkulationsströmungen.

Ein langes *Tailing* ist ein Hinweis auf gering durchströmte Bereiche (Levenspiel 1972).

Verbleiben Fluidelemente länger als die theoretische Aufenthaltszeit im Reaktor, wird von einer Rückhaltewirkung gesprochen, die von Danckwerts (1953) zitiert in Mihopoulos (1995) als *Hold-Back* Bereiche bezeichnet werden.

Dagegen sind Bereiche des Reaktors, die überhaupt nicht durchströmt werden, als *Totzonen* zu bezeichnen, da in ihnen nur eine untergeordnetes Maß an Misch- und Austauschvorgängen stattfindet.

Bei der Darstellungsweise der Verweilzeitverteilung wurden die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Messungen bis zur 2,5-fachen Austauschrate grafisch dargestellt. Vorgehend auf die Ergebnisse sind in Abbildung 29 einige Ergebnisse zusammenfassend abgebildet, die zum Ausdruck bringen, dass dieser Bereich der interessanteste ist. Das Herausgreifen des Ausschnittes bis zur 2,5-fachen Austauschrate verbessert die Interpretation zur Strömungscharakteristik. Auf die Darstellung des darüber hinausgehenden Tailings wird verzichtet.

Anhand von Strömungsindikatoren wird eine quantitative Bewertung der Messungen möglich. Von besonderem Interesse sind darunter  $\Theta_{\text{Beginn}}$  und  $\Theta_{\text{Dom}}$ .

Der  $\Theta_{\text{Beginn}}$  Wert kennzeichnet den frühesten Zeitpunkt an, ab welchem der Tracer detektiert wird. Ein niedriger  $\Theta_{\text{Beginn}}$  Wert gibt Hinweise auf Kurzschlussströmungen, wohingegen ein hoher  $\Theta_{\text{Beginn}}$  Wert, eine verzögerte Detektion des Tracers bedeutet und damit tendenziell auf eine positive Strömungsverteilung und Energieumwandlung hinweist. Der Indikator  $\Theta_{\text{Dom}}$  ist der Zeitpunkt an dem die maximale Konzentration detektiert wird. In einer idealen Propfenströmung beträgt dieser Wert 1. Diese beiden Indikatoren wurden für die quantitative Auswertung herangezogen um die Strömungsverhältnisse zu charakterisieren.

Weitere Aussagen können über die Verweilzeitsummenkurve  $F(\Theta)$  abgeleitet werden. In dieser Größe wird die Tracer Menge kumuliert, welche über den Auslauf den Reaktor verlassen hat. So beschreibt der Indikator  $\Theta_{50}$  die Zeit in welcher 50 % des Tracers den Reaktor verlassen hat. Er gibt damit Aufschluss über die mittleren Fließverhältnisse in dem Reaktor. Der Indikator  $\bar{\Theta}$  wird als die mittlere Verweilzeit bezeichnet. Dieser Wert beschreibt die Lage des Schwerpunktes unter der Verweilzeitverteilung  $E(\Theta)$  aufgespannten Fläche.

Insgesamt ermöglichen die Verweilzeitmessungen über den Kurvenverlauf in Kombination mit den Strömungsindikatoren eine qualitative und quantitative Bewertung der Messergebnisse.

Messunsicherheiten können im Feld und Labor durch diverse Einflussgrößen entstehen. Sie nehmen Einfluss auf die Wiederfindungsrate des Tracers.

- Kontamination der Utensilien (Spritzen, Behälter...)
- Sorption des Tracers an Partikeln im Reaktor
- Veränderung der Hintergrundkonzentration
- Ungenauigkeiten beim Einwiegen der Tracer-Menge
- Über- bzw. Unterschätzung des angenommenen Durchflusses

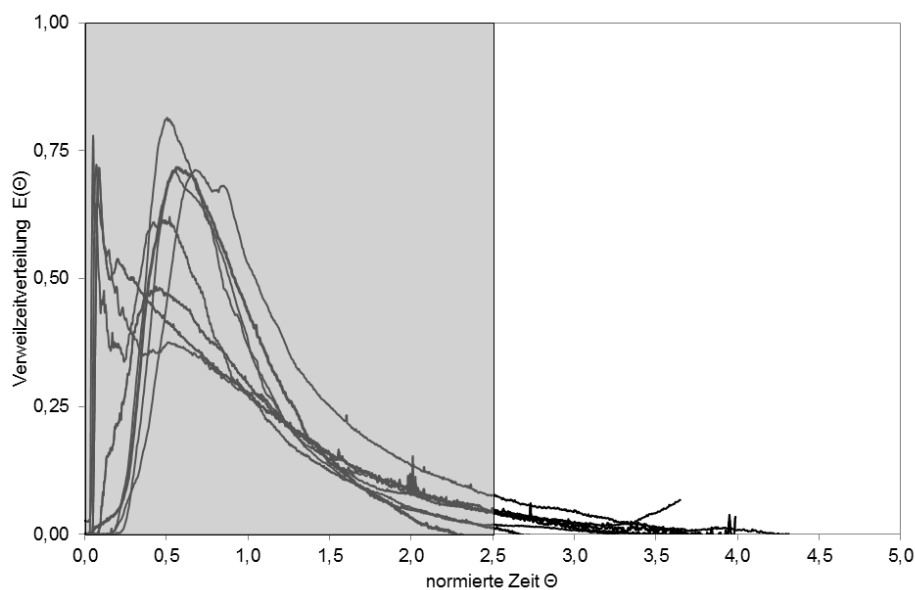


Abbildung 29: Bereich von besonderem Interesse für die Strömungscharakteristik

### 3.2.2 Farbtracer

Die im Zwischenraum der Plattenabscheider auftretenden Strömungsverhältnisse wurden über die im experimentellen Wasserbau klassisch angewandte Methode mittels Markierungsstoffen untersucht. Als Tracer werden Stoffe eingesetzt, die sich ideal in das Fluid einmischen und dadurch die vorhandenen Fließbewegungen des Wassers visualisieren. In diesem Fall wurde eine Kaliumpermanganat ( $\text{KMnO}_4$ ) Lösung eingesetzt.

Der Versuchsaufbau ist in Bild 6 und in Abbildung 30 dargestellt. Bei dem Untersuchungsobjekt wurde oberhalb des Sedimentationsköpers ein Traversier-Gestell angebracht, das ein Ansteuern der festgelegten Messpunkte ermöglichte. Daran war ein Messingröhrchen ( $\varnothing$  3 mm) angebracht, über das der Farbtracer punktuell hinzugegeben werden konnte. „Dies führt zu einem markierten Fluidfaden (einer sogenannten Streichlinie), der mit der Strömung mitgeführt wird und so den Verlauf der Strömung kennzeichnet“ (Durst 2006).

Der Tracer wurde ca. 20 cm unterhalb der Lamellenoberkante in den Zwischenraum zweier Plattenelemente injiziert. Als Messstellen wurde der Zwischenraum hinter der 4. 9. 14. und 19. Platte ausgewählt. In jedem Zwischenraum wurden 6 Messpunkte über den Querschnitt durchgeführt, somit wurden insgesamt 24 Punkte festgelegt und untersucht. Die Zugabe des Tracers wurde mit einer Videokamera aufgezeichnet. Die Kamera war im Zwischenraum der Platten installiert und ermöglichte die zwei dimensionale optische Erfassung des Farbtracers in einem Abstand von 20 bis 30 cm. Es lag also eine ortsfeste Betrachtung vor, die als Euler'sche Betrachtungsweise bekannt ist (Oertel et al. 2011). Vor und nach der Versuchsdurchführung wurde die Temperatur ( $17^\circ\text{C}$ ) und die Leitfähigkeit ( $500 \mu\text{s/m}$ ) des zuströmenden Wassers gemessen. Über die Versuchszeit bestanden konstante Bedingungen.

Injiziert man einen Tracer, kommt es aufgrund des Konzentrationsgefälles zwischen den beiden Flüssigkeiten zu einer Durchmischung in Form einer Tracer-Wolke. Der Diffusionsvorgang beeinflusst das Fließverhalten von Tracern, wirkt sich jedoch erst bei Fließgeschwindigkeiten aus, die nach Wernli (2011) noch deutlich unter den vorliegenden Fließgeschwindigkeiten liegen.

Das Strömungsverhalten in den Plattenzwischenraum kann auf diese Weise qualitativ charakterisiert werden. Der Einsatz des Tracers ermöglicht, zu einem bestimmten Zeitpunkt das Richtungsfeld des Geschwindigkeitsvektors zu beschreiben.

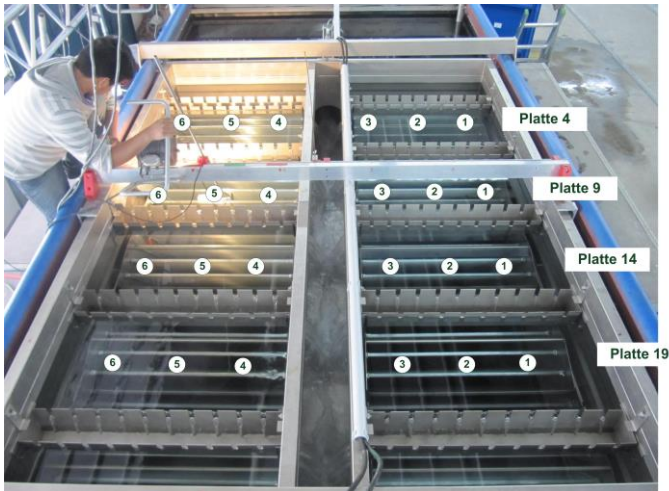


Bild 6: Lage der Messpunkte in der Draufsicht

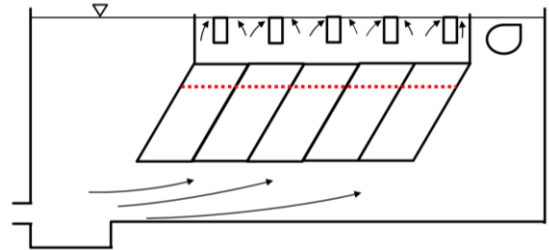


Abbildung 30: Lage der Messpunkte im Längsschnitt

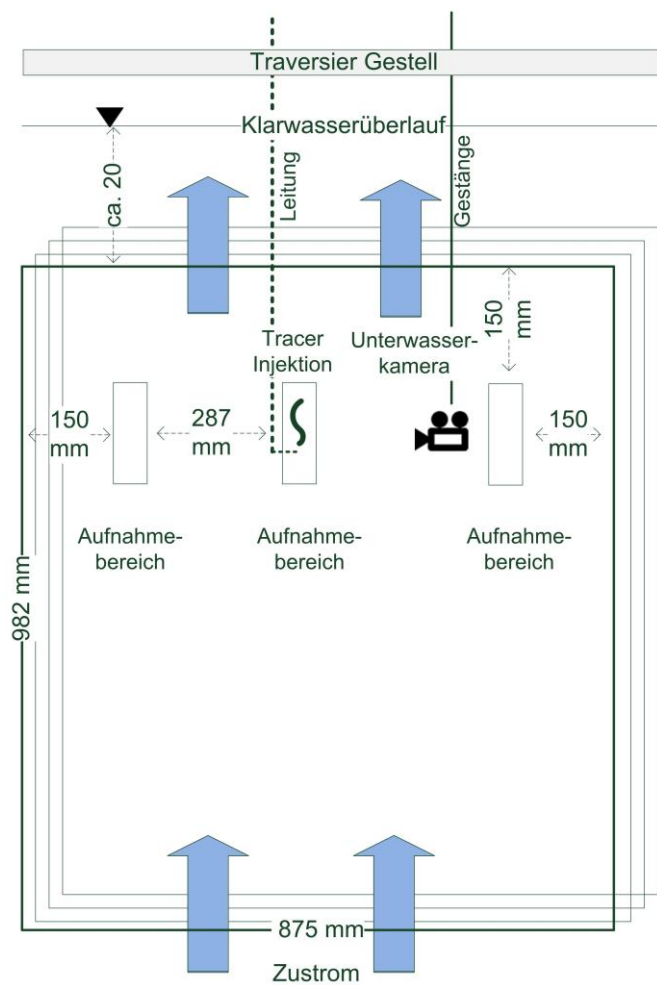


Abbildung 31: Versuchsaufbau der Farbtracer-Versuche

### 3.2.3 Fließgeschwindigkeitsmessungen

Fließgeschwindigkeiten wurden an den Punkten ermittelt, an denen auch die Farbtracer-Versuche durchgeführt wurden (Bild 6). Für die Messungen wurde ein Accoustic Doppler Velocimeter (ADV) der Firma Nortek eingesetzt. Es wurde ein ADV VECTRINO Standard verwendet, mit einer senkrechten Messkopfgeometrie (engl. „down-looking“). Bei dieser Sonde sind vier Empfänger (engl. „Beams“) vorhanden, die eine berührungslose dreidimensionale Messung von Fließgeschwindigkeiten ermöglichen (siehe Abbildung 32).

Das Funktionsprinzip beruht auf dem Doppler-Effekt. Es wird ein akustisches Signal mit einer definierten Frequenz ausgesendet, das von den im Fluid befindlichen Partikeln gestreut und reflektiert wird.

Das Vetrino ermittelt die Fließgeschwindigkeit nicht direkt aus der Frequenzveränderung, sondern über eine Phasenverschiebung. Dadurch wird eine höhere Genauigkeit erreicht. Der Sender emittiert ein Puls-Paar mit einem bekannten zeitlichen Versatz. Über die Frequenzveränderung bei der Rückstreuung wird die Fließgeschwindigkeit ermittelt. Während der Bestimmung der Phasenverschiebung wird auch die Korrelation der reflektierten Pulse berechnet, die als Korrelations-Werte in den Rohdaten ausgegeben werden und ein wichtiges Qualitätsmerkmal für die Messung darstellen (Sokoray-Varga und Höger 2014).

Das VECTRINO wurde mithilfe des Traversier-Gestells horizontal zwischen den Plattenelementen in Position gebracht. Das Messvolumen befand sich auf einer horizontalen Ebene mit der Sonde, wodurch Störungen durch das Gerät selbst verhindert wurden (siehe Abbildung 33). Die x-Achse zeichnet die von unten nach oben gerichtete Strömungsgeschwindigkeit auf, die y-Achse verläuft orthogonal zu den parallelen Platten und die z-Achse liegt auf der Achse des Senders.

Das Messgerät muss auf die zu erwartenden Fließgeschwindigkeiten eingestellt werden. An jedem der 24 Messpunkte wurde die Strömungsgeschwindigkeit über 30 Sekunden aufgezeichnet. Es wurde die maximale Abtastrate (engl. „Sampling Rate“) von 25 Hz des Gerätes eingestellt. Pro Messung wurden somit 750 Rohdatensätze erzeugt, die für die Berechnung der mittleren Fließgeschwindigkeit herangezogen wurden.

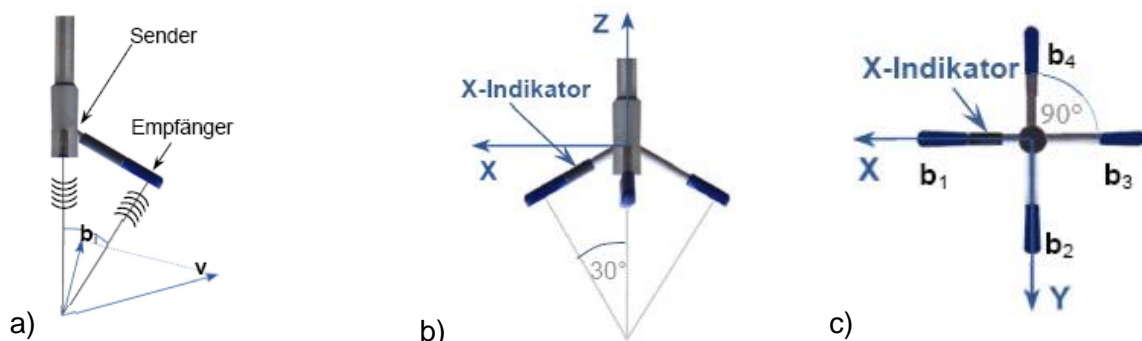


Abbildung 32: Sender, Empfänger und Koordinatensystem (Sokoray-Varga und Höger 2014)

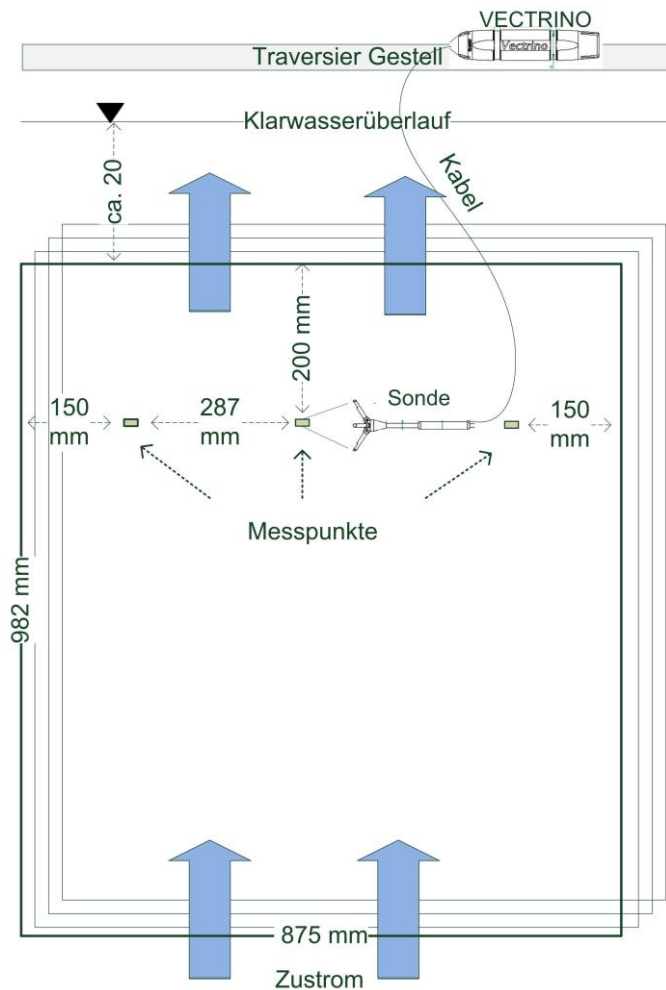


Abbildung 33: Aufbau der Fließgeschwindigkeitsmessungen

Die hydraulischen Untersuchungen wurden unter Laborbedingungen mit Frischwasser durchgeführt. Die im Wasser vorliegende Konzentration natürlicher Partikel ist mit Partikeln der Produktbezeichnung VESTOSINT 1101 des Herstellers EVONIK Degussa erhöht worden. Diese wurden von der Bundesanstalt für Wasserbau empfohlen.

Die Qualitätssicherung der Datenerhebung erfolgte während der Messungen über die Prüfung (engl. „Probe Check“) der VECTRINO Software. Abbildung 34 zeigt einen Screenshot während einer Messung. Die Reflektion des Signals drückt sich durch die Amplitude des Kurvenverlaufes in Beam 1 aus und zeigt, dass im Messvolumen eine hohe Partikelkonzentration detektiert wurde, mit der gute Korrelations-Werte erreicht wurden.

Vor der Auswertung der Messdaten ist ein weiterer Schritt der Datenaufbereitung erforderlich. Für dieses Postprocessing der Rohdaten wurde die Software WinADV verwendet, die in Wahl (2000) empfohlen wird. Eine Verbesserung der Datenqualität kann über die Filterung der Korrelations-Werte (COR) und dem Wert der aus dem Zusammenhang des Signals zum Rauschen (engl. „Signal to Noise ratio“ (SNR) gebildet wird erreicht werden. Entsprechend den Empfehlungen wurden aus den Rohdatensätzen die Werte mit einem  $COR < 70$  und  $SNR < 10$  entfernt.

Diese Filterung erfasst nicht die in der Messreihe möglichen Ausreißer mit sehr hohen Fließgeschwindigkeiten. Die Rohdaten wurde daher ebenfalls mit der „Phase space threshold despiking“-Methode nach Goring und Nikora (2002) aufbereitet. In Abbildung 35



und in Abbildung 36 ist beispielhaft eine Messung vor und nach der Filterung der Rohdaten dargestellt. Es sei beim Vergleich der Abbildungen darauf hingewiesen, dass die Skalierung der y-Achse unterschiedlich ist.

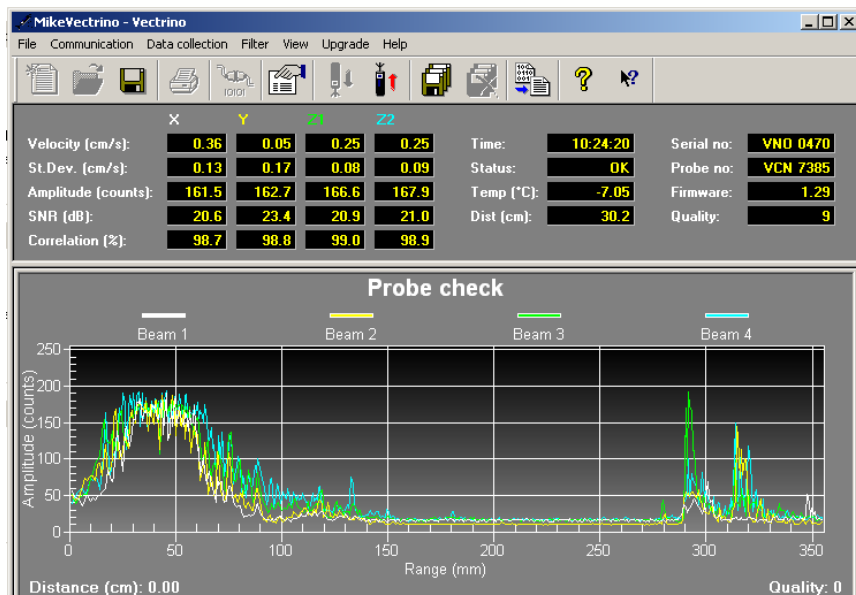


Abbildung 34: VECTRINO Probe Check

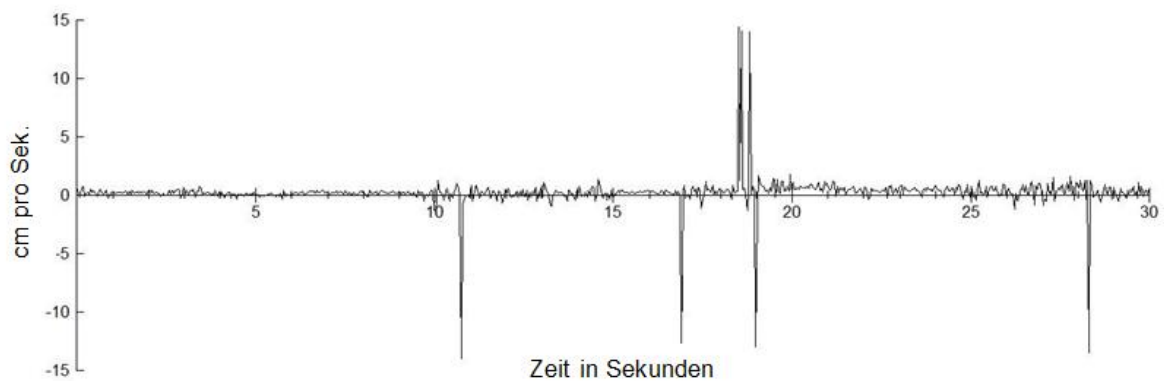


Abbildung 35: Fließgeschwindigkeiten – Rohdaten ungefiltert (Kemper und Fuchs 2015)

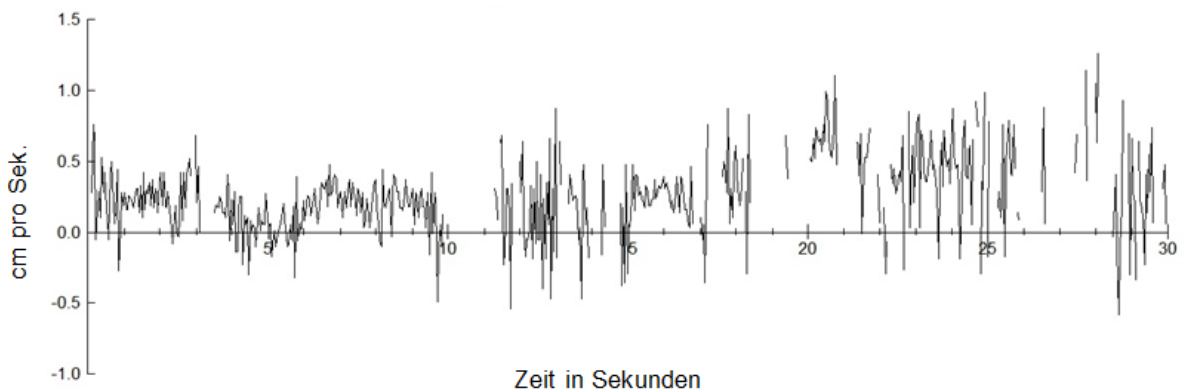


Abbildung 36: Fließgeschwindigkeiten – Daten nach der „Phase space threshold despiking“ gefiltert (Kemper und Fuchs 2015)

Basierend auf den Fließgeschwindigkeitsmessungen wurden für die Messpunkte die Reynolds-Zahl berechnet:

$$Re = \frac{\rho * v * r_h}{\mu}$$

v: Fließgeschwindigkeit zwischen den Lamellen (m/s)

$\mu$ : dynamische Viskosität (kg /m·s)

$\rho$ : Dichte (kg/m<sup>3</sup>)

$r_h$ : hydraulischer Radius (m)

Über Ersetzen der dynamischen Viskosität  $\mu$  mit der kinematischen Viskosität  $\nu$  und der Dichte  $\rho$  erhält man nach

$$\mu = \nu * \rho$$

mit

$\mu$ : dynamische Viskosität (kg /m·s)

$\nu$ : kinematische Viskosität (m<sup>2</sup>/s)

$\rho$ : Dichte (kg/m<sup>3</sup>)

Durch Einsetzen folgt

$$Re = \frac{v * r_h}{\nu}$$

Für Plattenabscheider berechnet sich der hydraulische Radius  $r_h$  über die Formel

$$r_h = \frac{A}{U}$$

A : Fläche (m<sup>2</sup>)

U: Umfang (m)

Als Fläche A geht die Querschnittsfläche des Platten-Zwischenraumes ein. Der Umfang berechnet sich aus  $2 \cdot L + 2 \cdot B$ . Für den Anwendungsfall gilt:

$$r_h = \frac{0,08 \text{ m} * 0,982 \text{ m}}{2 * 0,08 \text{ m} + 2 * 0,982 \text{ m}}$$

$$Re = \frac{v \text{ (m/s)} * 0,037 \text{ (m)}}{1,01 \text{ (m}^2\text{/s)} * 10^{-6}}$$

Nach dem DWA-A 110 wird im Mischsystem die Kinematische Zähigkeit bei der Berechnung von Abwasserleitungen und Kanälen mit  $1,31 * 10^{-6}$  (m<sup>2</sup>/s) für Reinwasser auch für Abwasser eingesetzt.

Tabelle 6: Kinematische Viskosität (DWA-A 110)

T (°C)	5	10	15	20	25	30
$\nu * 10^{-6}$ (m <sup>2</sup> /s)	1,52	1,31	1,15	1,01	0,9	0,8

Für die Zeitreihen der Fließgeschwindigkeitsmessungen wurde das quadratische Mittel (engl. „*Root Mean Square*“ (RMS)) berechnet. Dieser Wert geht anschließend in die Formel zur Berechnung der turbulenten kinetischen Energie (TKE) ein.

$$\text{RMS} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i^2} = \sqrt{\frac{x_1^2 + x_2^2 + \dots + x_n^2}{n}}$$

Anhand folgender Formel kann die Turbulente kinetische Energie aus den Standardabweichungen der drei Achsen berechnet werden:

$$\text{TKE (m}^2/\text{s}^2) = \sqrt{(\text{RMS}_x * \text{RMS}_x) + (\text{RMS}_y * \text{RMS}_y) + (\text{RMS}_z * \text{RMS}_z)}$$

### 3.3 Stoffrückhalt

Im Rahmen der hydraulischen Untersuchungen zur konstruktiven Optimierung wurden zahlreiche Konstruktionsvarianten auf ihr Reaktorverhalten untersucht. Die Sedimentationsleistung der Anlage wurde für ausgewählte konstruktive Lösungen ermittelt. An der Anlage wurden Serienversuche zur Feststoffabscheidung durchgeführt, aus denen ein Wissenszugewinn für folgende Fragestellungen abgeleitet wurde:

- Abschätzung von Wirksamkeiten für die Anlage in Form eines Standard Rechteckbeckens ohne Schrägklärer-Elemente (orientierende Stichproben)
- Ermittlung der Abscheideleistung der Anlage mit Schrägklärer-Einbauten
- Überprüfung einer Leistungssteigerung

Für die Untersuchungen zur Sedimentationsleistung der Anlage bei unterschiedlichen Konzeptionen war es erforderlich, möglichst dauerhaft mit Schmutzstoffen belastetes Wasser zur Verfügung zu haben. Regenüberlaufbecken oder Regenklärbecken konnten diese Anforderungen nicht zufriedenstellend erfüllen, da die Niederschlagshäufigkeit und der Niederschlagsabfluss von starken Schwankungen geprägt sind. Für das Untersuchungsprogramm wurde die Anlage im Zulauf der Kläranlage Rastatt positioniert. So war ein kontinuierlicher Zufluss von Misch- und Schmutzwasser gegeben. Die Anlage wurde hinter dem Rechen der Kläranlage installiert. Die zwei Paternoster-Feinsiebrechen verfügen über eine Spaltweite von 6 mm und halten Grobstoffe zurück. Die Versuchsdurchführung erfolgte an der Anlage mit Schmutz- und Mischwasser. Diese Vorgehensweise war erforderlich, damit eine hohe Anzahl von Regenereignissen simuliert werden konnte.

Auf diese Weise konnten zahlreiche Serienversuche mit unterschiedlichen hydraulischen Belastungssituationen durchgeführt werden. Die relativ konstante stoffliche Belastung des Zuflusses war für den Vergleich der Sedimentationsleistung unterschiedlicher Konstruktionsvarianten ein weiterer Vorteil dieses Standorts.

Die Kläranlage Rastatt ist für ca. 140.000 EW ausgebaut. Der tägliche Trockenwetterabfluss  $Q_{T,d}$  beträgt zwischen 10.000 m<sup>3</sup> und 15.000 m<sup>3</sup>. Der mittlere Mischwasserabfluss beträgt ca.  $Q_{M,d} = 25.000$  m<sup>3</sup>/Tag (Abwasserverband Murg 2013). Der Zufluss, mit dem die Pilotanlage beschickt wurde, stammt aus einem kanalisierten Einzugsgebiet von ca.  $A_{E,k} = 1.800$  ha. Das Kanalnetz hat eine Gesamtlänge von 253,63 km. Mit 140,65 km Mischwasserkanallänge wird Rastatt vornehmlich über die Mischkanalisation entwässert. Das Schmutzwassernetz misst 47,43 km und die Regenwasserkanalisation ca. 65,55 km (Klinger 2007).

#### 3.3.1 Durchflussproportionale Beprobung mittels Feststoffsammlern

Zur Ermittlung des Frachtrückhalts wurde eine Probenahme-Strategie angewandt über den ereignisbezogen ein stabiler mittlerer Frachtrückhalt erzeugt werden kann. Dies war möglich, indem über das Regenereignis hinweg in kleinen Intervallen große Teilproben gezogen wurden. Es lag somit eine durchflussproportionale Beprobung vor, die das gesamte Regenereignis erfasste und auch kurzzeitige Änderungen im Zu- oder Abfluss eingefangen hat. Die über das Ereignis gesammelten Teilproben wurden in einen großvolumigen Behälter mit 1.000 Liter Fassungsvermögen gefördert. Diese werden als Feststoffsammler (FSS) bezeichnet. Für den Zu- und Ablauf lagen somit großvolumige Mischproben vor. Diese bildeten die Grundlage für eine Bilanzierung der Fracht und die Berechnung des Stoffrückhalts.

Abbildung 37 stellt den Reaktor und das technische Set-up für den Betrieb der Anlage und die Durchführung der Probenahme dar.

Die Sedimentationsanlage wurde zulaufseitig über eine frequenzgerichtete Pumpe beschickt deren Förderleistung nach Bedarf eingestellt werden konnte. Zur Einstellung der Fördermenge diente ein nachgeschalteter magnetisch induktiver Durchflussmesser (IDM) der die Leistung der Pumpe vorgegeben hat. Zur weiteren Durchflusskontrolle ist hinter dem IDM ein Schieber installiert. Das Signal des IDM wird darüber hinaus für die durchflussproportionale Probenahme an eine separate Steuerungseinheit weitergeleitet. Die Steuerungseinheit dient der Konfiguration der Probenahme.

Die Entnahme der zu- und ablaufseitigen Teilproben erfolgte jeweils über eine Peristaltik Pumpe. Diese förderten durchflussproportional die Teilproben in einen Sammelbehälter. In den Serienversuchen wurde nach einem Durchfluss von ca. 1 bis 2 m<sup>3</sup> jeweils eine Teilprobe von ca. 10 Litern in die Sammelbehälter gezogen. In Abhängigkeit der Ereignisdauer und Anzahl der Teilproben konnten somit ereignisbezogene Mischproben mit einem Volumen von bis zu 1000 Litern generiert werden. Über diese Proben erfolgte eine ereignisbezogene Bilanzierung der Zu- und Abflurracht. Nach jedem simulierten Regenereignis ist die Sedimentationskammer über eine Entleerungsleitung entleert und die Kammer gereinigt worden. Die Abreinigung der Sohle erfolgte über eine Spülkippe und die Schrägklärer wurden mit Frischwasser abgespritzt. Jeder Versuch startete mit denselben Ausgangsbedingungen eines gereinigten Reaktors.

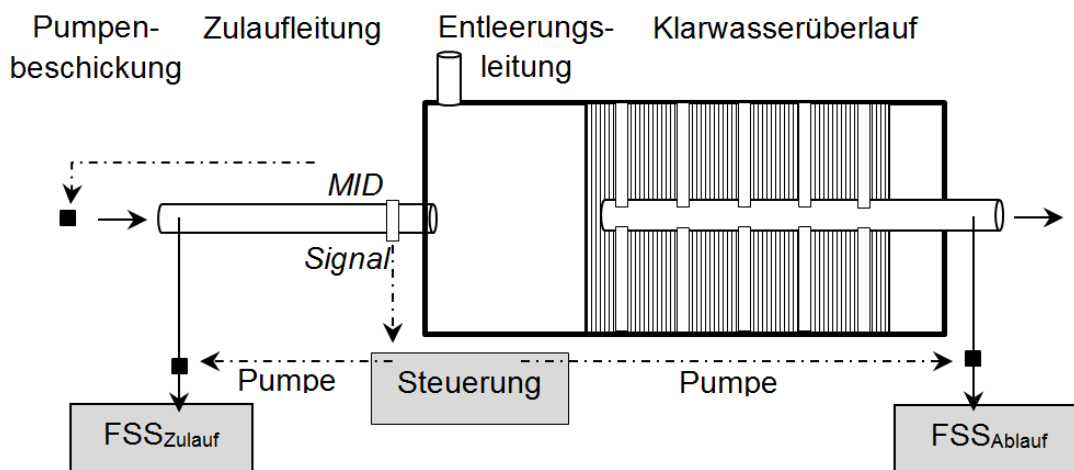


Abbildung 37: Versuchsaufbau zur Feststoffbeprobung

Die Entnahme der Proben aus den Feststoffsammlern erfolgte zwei Tage nach Versuchsdurchführung. In dieser Zeit sedimentierten die im Mischwasser enthaltenen Feststoffe. In dem Behälter bildete sich eine Klarwasserzone über den sedimentierten Feststoffen aus. Bei der weiteren Vorgehensweise wurde zu Beginn der Füllstand im Sammler notiert, der über eine Wasserstands/Volumen-Beziehung Auskunft über das Volumen der Mischprobe gegeben hat. Von der Klarwasserzone wurde eine Zwei-Liter-Mischprobe zur Ermittlung der Abfiltrierbaren Stoffe (AFS) abgeschöpft. Die AFS Konzentration wurde ebenfalls bei der Frachtbilanzierung berücksichtigt. Das übrige Klarwasser wurde verworfen. Die gesamte im Behälter befindliche Feststoffmasse wurde geborgen. Im Labor folgte die Analyse der Probe. Das Material wurde in einer Nasssiebung mit Sieben der Maschenweite 2,0 mm und 0,063 mm in drei Fraktionen unterteilt. Für diese Fraktionen wurden das Trockengewicht und der Glühverlust ermittelt. Der für die Klarwasserzone ermittelte AFS-Gehalt wurde der Kornfraktion < 0,063 mm zugeordnet.

Das Trockengewicht der Kornfraktionen wurde über das Volumen der im Feststoffsammler enthaltenen Mischprobe zur Ermittlung der Konzentration herangezogen. Über den mittels IDM aufgezeichneten Durchfluss konnten die ereignisbezogenen Zu- und Abflurruchten berechnet werden.



Bild 7: Versuchsstand (links) und Feststoffsammler mit Sedimentablagerungen (rechts)

### 3.3.2 Feststoffrückhalt

Eine Berechnung des Stoffrückhalts kann für die gesamte beprobte Feststoffmenge erfolgen oder spezifisch für definierte Partikelfractionen.

Für die Berechnung des Wirkungsgrades  $\eta$  (Eta) von Regenwasserbehandlungsanlagen können verschiedene Ansätze gewählt werden. Dabei ist das Ergebnis der Wirksamkeit abhängig von dem gewählten Rechenansatz.

Der hier gewählte Rechenansatz für die Berechnung der Frachtwirksamkeit erfolgte über die Bilanzierung der Zu- und Abflurrucht. Wirkungsgrade wurden für die Grob- (2,0 - 0,063 mm) und Feinfraktion (< 0,063 mm) berechnet.

Die Zulauffracht ( $B_{ZU}$ ) und Abflurrucht ( $B_{AB\_KÜ}$ ) berechnen sich über:

$$B_{ZU\_KÜ} = C_{ZU\_KÜ} \cdot V_e / 1000$$

in kg als Zulauffracht in der Entlastungsphase, bzw.

$$B_{AB\_KÜ} = C_{AB\_KÜ} \cdot V_e / 1000$$

in kg für die Entlastungsfrucht

mit:

$C_{ZU\_KÜ}$  = Zulaufkonzentration während der Entlastungsphase (mg/l)

$C_{AB\_KÜ}$  = Abflurrucht (mg/l)

$V_e$  = ereignisspezifisches Volumen (m<sup>3</sup>)

Über die Bilanzierung der Zu- und Abflurrucht berechnet sich der Wirkungsgrad  $\eta$  wie folgt:

$$\eta = \frac{B_{ZU} - B_{AB\_KÜ}}{B_{ZU}} \quad \text{bzw.} \quad \eta \% = \left( 1 - \frac{B_{AB\_KÜ}}{B_{ZU}} \right) * 100$$

## 4 Ergebnisse der hydraulischen Optimierung

### 4.1 Reaktorverhalten ohne Schrägklärer mit einfacher Klärüberlauf-Situation

Die Untersuchungen zum Strömungsverhalten der Anlage bei unterschiedlicher konstruktiver Gestaltung haben mit der Standard-Rechteckbauweise begonnen. Diese Bauweise kann als Ausgangszustand verstanden werden. Konstruktive Änderungen wurden hinsichtlich des Einlauf- und Verteilerbauwerks, der Schrägklärer-Einbauten sowie der Klarwasserabzugsrinnen vorgenommen. Diese werden als die bedeutendsten Gestaltungselemente betrachtet. Die methodische Vorgehensweise der hydraulischen Untersuchungen wurde in Kapitel 3 skizziert.

Das Ziel der Messungen besteht darin, das charakteristische Strömungsverhalten des Reaktors unter den gegebenen konstruktiven Bedingungen abzubilden; in diesem Fall also das integrale Strömungsverhalten eines Standard-Regenbeckens in Rechteckbauweise mit Einlaufvariante Rohreinlauf.

Die Geometrie der Anlage wurde in ihrem Ausgangszustand ohne Schrägklärer-Einbauten in Abbildung 13 dargestellt. An dem Reaktor wurden unter stationärer Betriebsweise sechs Verweilzeitmessungen bei einer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 4 \text{ m/h}$  an unterschiedlichen Tagen durchgeführt.

In Abbildung 38 sind die Messungen der Tracer-Konzentration über die Zeit dargestellt. Bei allen Messungen wird der Tracer ca. 50 Sekunden nach der Impulszugabe detektiert. Die Signale schlagen stark aus und erreichen innerhalb der ersten +/- 2 Minuten das Maximum.

Es ist zu beobachten, dass die Konzentrationspeaks der Kurven sich zwischen 10 und 20  $\mu\text{g/l}$  bewegen. Ein Teil des Tracers wird damit innerhalb kürzester Zeit ausgetragen. Die Konzentrationen nehmen anschließend stark ab. Nach ca. 3 bis 4 Minuten ändert sich das Kurvenverhalten. Die Konzentration im Reaktor nimmt nur noch langsam ab. Der Tracer läuft langsam gegen 0  $\mu\text{g/l}$ , jedoch ist nach über 48 Minuten immer noch Tracer im System messbar.

Der schnelle Anstieg des Kurvenverlaufes ist ein Hinweis darauf, dass in dem Reaktor Bereiche vorhanden sind in denen hohe Fließgeschwindigkeiten auftreten und somit schnell ein Konzentrationspeak erreicht wird. Solche Strömungsphänomene werden als „Kurzschlussströmung“ oder „Vorzugsströmung“ bezeichnet. Für Sedimentationsanlagen, bei denen die Abscheidung von Feinpartikeln mit geringer Sinkgeschwindigkeit als Zielvorstellung gilt, wird dies als ungeeignet angesehen.

Die theoretische mittlere Verweilzeit von 14 Minuten 50 Sekunden wird bei dieser Bauweise über die zweifache Austauschrate hinaus überschritten. Das lange „Tailing“ der Kurve gibt Hinweise auf Bereiche, in denen das Wasser in dem Reaktor stagniert.

Die unterschiedlichen Ausprägungen des Peaks werden als Messunsicherheiten angesehen. In Anbetracht dessen, dass es sich um Feldversuche mit realem Mischwasser handelt, werden die Abweichungen als gering beurteilt. Verschiedene Erklärungsansätze sind möglich, auf die bereits in Abschnitt 3.2.1 eingegangen wurde. Neben den genannten technischen sowie physikalisch-chemischen Einflussgrößen wird die Hypothese aufgestellt, dass ein in-stationäres Strömungsverhalten in dem Reaktor die Konzentrationspeaks ebenfalls beeinflussen kann. Es ist denkbar, dass der Tracer in dem Moment der Zugabe

von einem starken oder auch weniger stark ausgeprägten Wirbel erfasst wird, der das Wasservolumen in dem der Tracer eingemischt wird, schneller bzw. langsamer transportiert.

Insgesamt gleicht die Kurvencharakteristik stärker einem vordurchmischten Reaktor, als dem einer Propfenströmung. Aussagen hierzu erfordern eine Normierung der Zeit und der Konzentration. Die Normierung ermöglicht eine Beurteilung unabhängig von der Größe des Reaktors und der eingesetzten Tracer-Menge sowie einen Vergleich mit Literaturwerten über sogenannte Strömungsindikatoren.

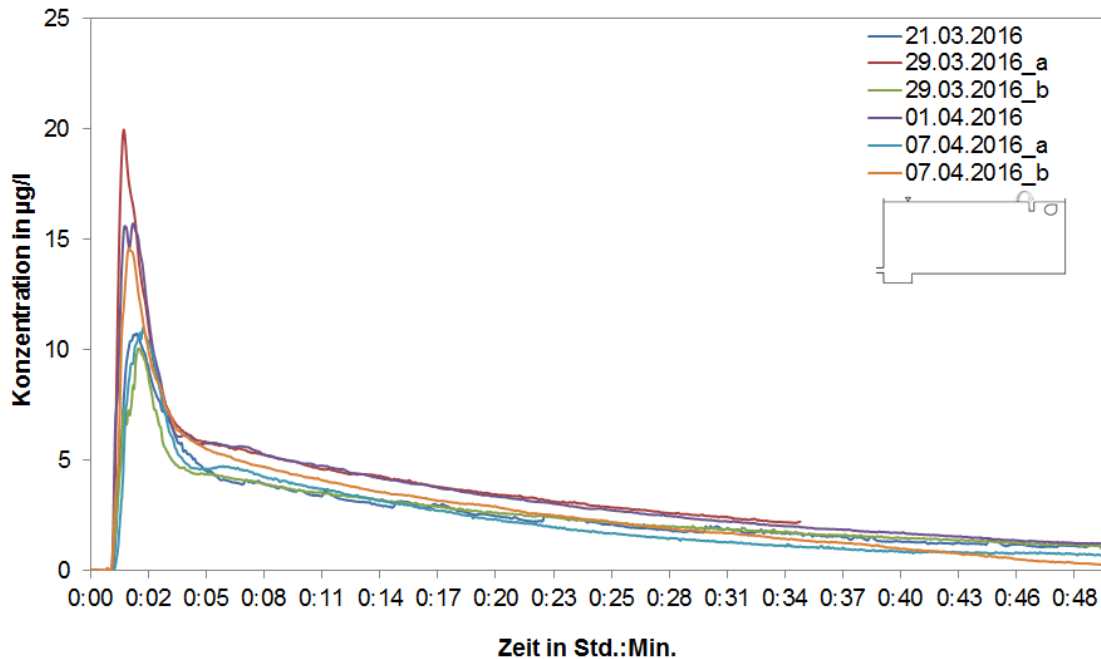


Abbildung 38: Serienversuche an der Ausgangssituation ohne Schrägklärer (SKL), ohne Rinnen (RS) über die Zeit

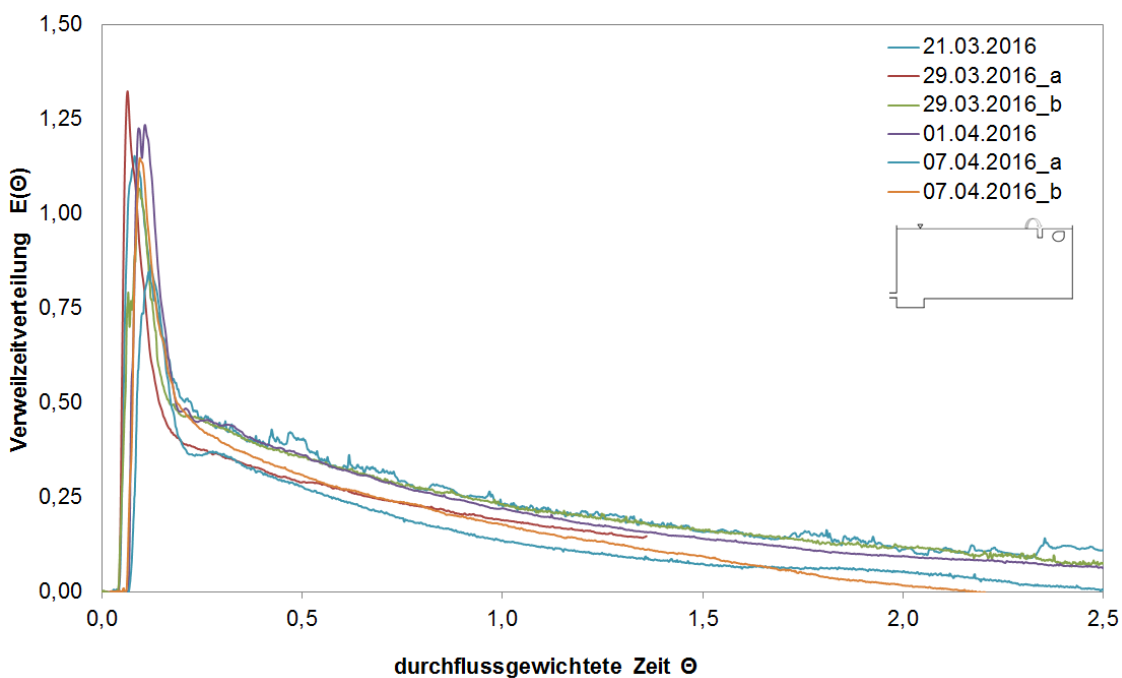


Abbildung 39: Serienversuche an der Ausgangssituation ohne Schrägklärer, ohne Rinnensystem (normiert)



Die Zeitreihen wurden nach den in Abschnitt 3.2.1 aufgezeigten Rechenansätzen normiert, siehe Abbildung 39. Da die normierte Darstellungsweise eine direkte Bewertung der Messung ermöglicht, wurde diese Darstellungsweise für die übrigen Auswertungen gewählt. In der Beschreibung der Abweichungen der Kurven von der Idealvorstellung liegt einer der Schwerpunkte der Auswertungen.

Die Strömungsindikatoren der Serienmessung sind in Tabelle 7 enthalten. Es wird ersichtlich, dass im Mittel die Detektion des Tracers bei  $\Theta_{\text{Beginn}}$  von 0,05 erfolgt. Der Peak der Kurven befindet sich im Mittel bei  $\Theta_{\text{Dom}}$  von 0,09. Der über die Summenfunktion berechnete  $\Theta_{50}$  beträgt im Mittel 1. Von den Messungen wurde die Standardabweichung der erhobenen Strömungsindikatoren berechnet. Die Standardabweichung beträgt für  $\Theta_{\text{Beginn}} = 0,015$ , für  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,021$  und für  $\Theta_{50}$  ist dieser 0,35.

Die Wiederfindungsrate (WFR) beträgt im Minimum 58 % und im Maximum 127 %. Diese Abweichungen sind auf die in Abschnitt 3.2.1 geschilderten Störeinflüsse zurückzuführen. In den Feldversuchen von Uhl et al. (2009) beträgt die Wiederfindungsrate zwischen 26 % und 98 %. Die hier festgestellten Abweichungen liegen damit in einem Erfahrungsbereich anderer Autoren.

Die Verweilzeitmessungen in Tabelle 7 weisen für die Indikatoren  $\Theta_{\text{Beginn}}$  und  $\Theta_{\text{Dom}}$  durch die geringe Standardabweichung eine hohe Reproduzierbarkeit auf wohingegen die Standardabweichung des Indikators  $\Theta_{50}$  etwas höher ist.  $\Theta_{\text{Beginn}}$  und  $\Theta_{\text{Dom}}$  werden für den hier verfolgten Untersuchungszweck als aussagekräftig betrachtet. Der Bewertungsansatz zur Summenfunktion wird im Folgenden nicht mehr diskutiert. Auch wenn die Informationen in dieser Arbeit nicht ausgewertet wurden, sind die Werte des  $\Theta_{50}$  angegeben damit fortführende Arbeiten darauf zurückgreifen können.

Abbildung 39 und Tabelle 7 zeigten, dass die Serienversuche auf dasselbe charakteristische Reaktorverhalten hinweisen. Für die weiteren Untersuchungen wurden zwei Messungen je Konfiguration als ausreichend betrachtet, um das charakteristische Strömungsverhalten eines Reaktortyps bei stationärem Durchfluss abzubilden. Die beiden Messungen wurden bei unterschiedlichen hydraulischen Belastungen durchgeführt mit dem Ziel zu überprüfen, ob das Strömungsverhalten bei unterschiedlichen hydraulischen Belastungen dem Anspruch eines gleichbleibenden Strömungsbildes gerecht wird.

Tabelle 7: Strömungsindikatoren der Anlage ohne Schrägklärer

Variante	Datum	WFR %	$\Theta_{50}$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$
Idealer PSR			1	1	1
Rohreinlauf ohne SKL	29.03.2016_a	58	1,0	0,04	0,06
Rohreinlauf ohne SKL	21.03.2016	89	1,2	0,04	0,09
Rohreinlauf ohne SKL	29.03.2016_b	63	1,6	0,04	0,09
Rohreinlauf ohne SKL	07.04.2016_b	127	0,6	0,06	0,09
Rohreinlauf ohne SKL	01.04.2016	82	1,0	0,07	0,11
Rohreinlauf ohne SKL	07.04.2016_a	114	0,8	0,07	0,12
Mittelwert		89	1,03	0,053	0,093
Standardabweichung		27	0,344	0,015	0,021

## 4.2 Reaktorverhalten der Anlage ohne Schrägklärer mit flächig angebrachtem Rinnensystem als Klärüberlauf

Anhand dieser Messreihe wurde die Fragestellung verfolgt, wie sich Rinnensysteme auf das Strömungsverhalten in einem Reaktor ohne Einbauten auswirken und ob diese gegebenenfalls das Strömungsverhalten begünstigen.

In Abbildung 40 sind die Ergebnisse des Regenbeckens ohne (durchgezogene Kurve) und mit nachgerüstetem Rinnensystem (gestrichelte Kurve) vergleichend dargestellt. Aus den Messergebnissen geht hervor, dass der Tracer bereits nach kurzer Zeit detektiert wird.

Dem Kurvenverlauf der Messung nach zu urteilen, hat diese konzeptionelle Modifikation keinen merklichen Einfluss auf das Strömungsverhalten genommen. Die Vorzugsströmung, die sich mit der Einlaufgestaltung Rohreinlauf ausgebildet hat, kann durch einen gleichmäßig angeordneten Klarwasserabzug nicht zum Positiven korrigiert werden. Beide Messungen können annähernd mit dem Strömungsverhalten eines voll durchmischten Reaktors verglichen werden.

Die Messungen bei einer Oberflächenbeschickung von 4 m/h wurden durch Messungen bei 2 m/h und 6 m/h ergänzt, siehe Abbildung 41. Die Strömungsindikatoren sind bei 2 m/h deutlich günstiger gegenüber den höheren Oberflächenbeschickungen zu beurteilen. Denn die Indikatoren  $\Theta_{\text{Beginn}}$  und  $\Theta_{\text{Dom}}$  nehmen Werte an, die sich dem Wert  $\Theta = 1$  annähern. Den Indikatoren und dem Kurvenverlauf nach zu urteilen werden die Fließgeschwindigkeiten geringer und die Vorzugsströmung reduziert.  $\Theta_{\text{Dom}}$  nimmt einen Wert von ca. 0,4 an.

Aus dieser Beobachtung wird die Schlussfolgerung gezogen, dass Sedimentationsanlagen mit einer ungünstigen Einlaufgestaltung möglichst mit geringer Oberflächenbeschickung zu betreiben sind. Eine Reduktion der Oberflächenbeschickung wirkt sich erst bei  $q_A < 4$  m/h günstig aus.

Der hohe Einfluss des Durchflusses auf die Verweilzeitkurven zeigt die Notwendigkeit auf, die folgenden Messungen bei unterschiedlichen Belastungssituationen abzubilden.

Es wurde weiterhin deutlich, dass gegenüber den Klarwasserüberlaufrinnen als konstruktives Element die Oberflächenbeschickung deutlich stärkeren Einfluss auf das Strömungsbild nehmen.

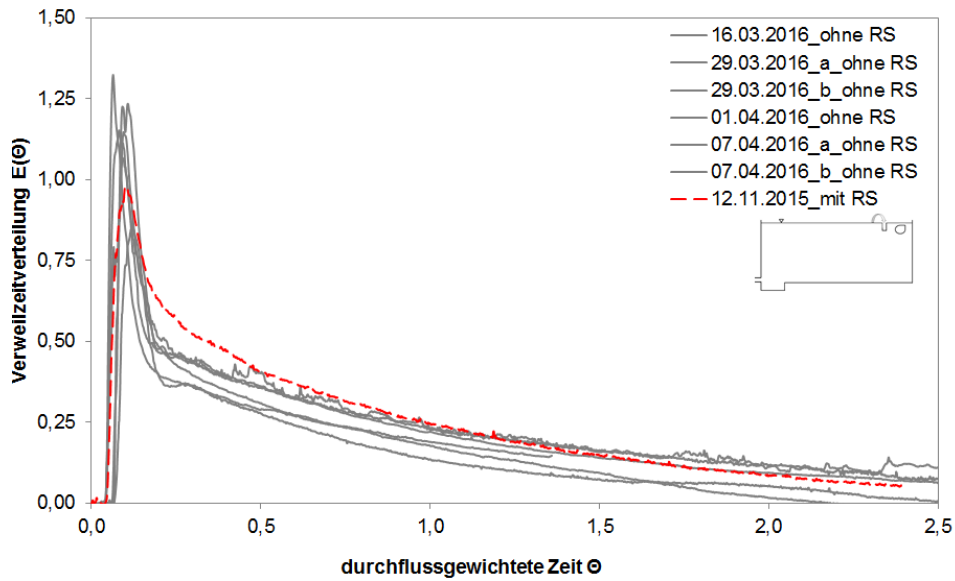


Abbildung 40: Strömungsverhalten ohne und mit Rinnensystem im Vergleich bei  $q_A = 4$  m/h

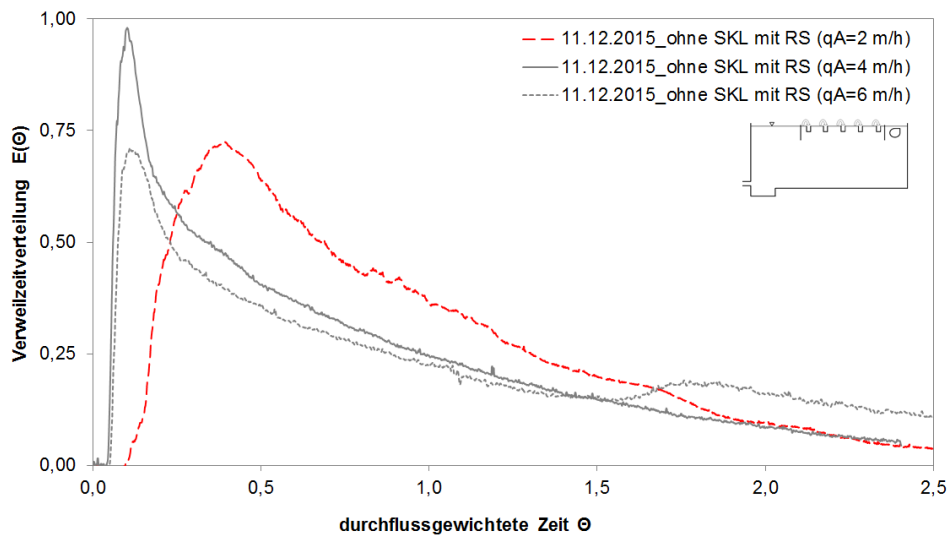


Abbildung 41: Strömungsverhalten ohne SKL-Einbauten mit Rinnensystem bei  $q_A = 2$  bis  $6$  m/h

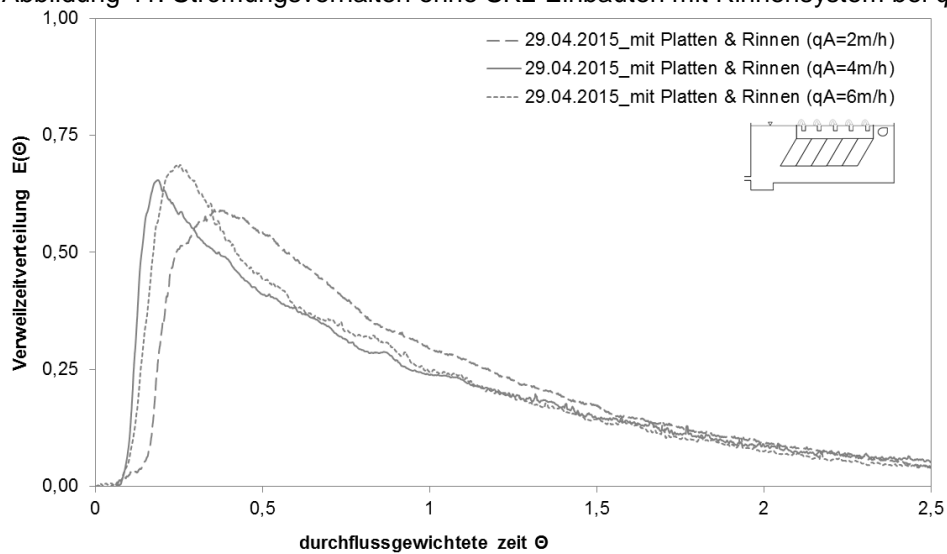


Abbildung 42: Strömungsverhalten mit Plattenabscheidern und Rinnensystem bei  $q_A = 2$  bis  $6$  m/h

### 4.3 Reaktorverhalten der Anlage mit Schrägklärern und optimiertem Klarwasserüberlauf

Im Folgenden wurde die Anlage mit Plattenabscheidern und einem Rinnensystem für den Klarwasserabzug ausgebaut. Die Ergebnisse der Messungen bei  $q_A = 2, 4$  und  $6$  m/h sind in Abbildung 42 dargestellt.

Eine Bewertung der Ergebnisse erfolgt über den Vergleich zu den Messungen aus Abbildung 41. Bei geringer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 2$  m/h gleicht das Strömungsverhalten mit Plattenabscheidern dem Strömungsverhalten der zuvor durchgeführten Messungen ohne Plattenabscheider. Es sind nur leichte Veränderungen in der Kurvencharakteristik erkennbar.

Bei zunehmender Oberflächenbeschickung von  $q_A = 4$  und  $6$  m/h zeigt der Reaktor mit Plattenelementen ein günstigeres Strömungsverhalten im Vergleich zu dem Reaktor ohne Plattenelemente. Die Wirkung wird anhand der Strömungsindikatoren  $\Theta_{\text{Beginn}}$  und  $\Theta_{\text{Dom}}$  erkennbar. Tabelle 8 ist zu entnehmen, dass das  $\Theta_{\text{Dom}}$  mit Schrägklärern bei  $q_A = 4$  und  $6$  m/h höher ist gegenüber der Messung ohne Schrägklärer-Einbauten. Aus diesen Ergebnissen können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden.

Das Strömungsverhalten konnte sich durch die Schrägklärer-Einbauten verbessern. Bei höherer Oberflächenbeschickung ist das Strömungsverhalten des Reaktors mit Schrägklärern günstiger gegenüber dem Reaktor ohne Schrägklärer. Sie übernehmen damit eine strömungsregulierende Funktion. Allerdings sind die Strömungsgleichrichter in ihrer Funktion eingeschränkt. Das erwünschte Strömungsverhalten eines idealen Reaktors mit Propfenströmung wird nicht erreicht. Eine Optimierung des Reaktorverhaltens muss daher mit weiteren konstruktiven Maßnahmen einhergehen. Da die Ablaufgestaltung, hier in Form eines aufwendigen Rinnensystem ausgeführt, diese Funktion nicht übernimmt, liegt die Schlussfolgerung nahe, dass der Einlaufgestaltung eine übergeordnete hydraulische Bedeutung zukommt. Die vorliegenden Ergebnisse werden als optimierungsfähig betrachtet und zeigen weiteren Untersuchungsbedarf auf.

Tabelle 8: Strömungsindikatoren der Anlage mit und ohne Schrägklärer bei Einlaufsituation Rohreinlauf

Variante	Datum	$q_A$ (m/h)	WFR (%)	$\Theta_{50}$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$
Rohreinlauf ohne SKL	20151211	2 m/h	96	0,9	0,10	0,39
Rohreinlauf mit Platten	20150429	2 m/h	63	1,5	0,07	0,38
Rohreinlauf ohne SKL	20151211	4 m/h	84	0,9	0,04	0,10
Rohreinlauf mit Platten	20150429	4 m/h	68	1,5	0,08	0,19
Rohreinlauf ohne SKL	20151211	6 m/h	98	1,2	0,05	0,11
Rohreinlauf mit Platten	20150429	6 m/h	82	1,2	0,08	0,25

## 4.4 Gestaltung des Einlauf- und Verteilerbauwerks

In Abschnitt 4.3 wurde die Erkenntnis gewonnen, dass Regenbecken nicht allein über den Einbau von Schrägklärern das gewünschte Strömungsverhalten einer Propfenströmung erreichen. Das Strömungsverhalten kann nur in Kombination mit einer optimierten Gestaltung der Zu- und Ablaufsituation gesteuert werden. Für die weitere hydraulische Optimierung wurde das Hauptaugenmerk auf das Einlauf- und Verteilerbauwerk gelegt.

Es ist ein breites Sortiment an Einlaufgestaltungen untersucht worden, aus denen Vorzugsvarianten ermittelt wurden, die in ihrem Strömungsverhalten einer Propfenströmung nahe kommen. Rohrzuläufe waren weiterhin Bestandteil der Untersuchungen, da durch die Änderung der Position und das Anströmen anderer Volumenpakete ein verbessertes Strömungsverhalten angenommen wurde (Abbildung 18). In diesem Kontext ist zu ergänzen, dass in der Einfachheit und Robustheit baulicher Ausführungen ein Vorteil für die Anwendung in Regenbecken liegt und auch unter diesem Aspekt die Rohreinläufe weiter untersucht wurden.

In Tabelle 9 und Tabelle 10 sind die Strömungsindikatoren aller untersuchten Varianten in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung aufgeführt. Die Varianten wurden anhand des Strömungsindikators  $\Theta_{\text{Dom}}$  sowie  $\Theta_{\text{Beginn}}$  absteigend sortiert.

Die Ergebnisse der Verweilzeitmessungen weisen für die **Rohreinläufe** bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$  zunächst relativ ähnliche Kurvenverläufe und damit Strömungscharakteristiken auf.

Der Indikator  $\Theta_{\text{Dom}}$  nimmt Werte zwischen 0,36 und 0,38 an. Im Hinblick auf den Indikator  $\Theta_{\text{Beginn}}$  zeigen die Varianten Unterschiede in ihrem Strömungsverhalten. Denn die bereits in Abschnitt 4.1 und 4.2 diskutierte Variante mit „tief liegendem Rohreinlauf auf der Stirnseite“ stellt sich mit einem  $\Theta_{\text{Beginn}}$  von 0,07 deutlich ungünstiger dar, gegenüber den anderen Rohreinläufen bei denen ein  $\Theta_{\text{Beginn}}$  von 0,18 vorliegt.

Die Nachrüstung eines Prallblechs, welches zur Strömungsverteilung und Energieumwandlung in der Praxis häufig eingesetzt wird, konnte die ungünstige Strömungssituation nicht verbessern. Der „tief liegende Rohreinlauf auf der Stirnseite“ ist mit und ohne Prallblech durch eine starke Kurzschlussströmung geprägt.

Bei einer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 4 \text{ m/h}$  konnten die Rohreinläufe in günstige bzw. ungünstige klar differenziert werden, denn die bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$  von einer Kurzschlussströmung betroffenen Einläufe werden bei höhere hydraulischer Belastung noch ungünstiger. Der Indikator  $\Theta_{\text{Dom}}$  verringert sich auf Werte zwischen 0,10 und 0,19. Insbesondere bei der Variante mit Prallblech zeichnet sich in dem Kurvenlauf in Abbildung 97 eine mehrgipflige Durchgangskurve aus, die bereits bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$  in Abbildung 96 andeutungsweise zu erkennen war.

Die Rohre, die unterhalb der Spülkippe münden, zeigen anhand der Strömungsindikatoren in Tabelle 9 die günstigsten Strömungsverhältnisse unter den Rohreinläufen auf.  $\Theta_{\text{Beginn}}$  verhält sich zwar relativ ähnlich jedoch erreicht der Indikator  $\Theta_{\text{Dom}}$  einen Wert von 0,46. Des Weiteren sind in den Kurvenverläufen keine Anomalien zu erkennen (siehe Abbildung 96 und Abbildung 97 im Anhang).

Höhere Durchflüsse verstärken die Strömungscharakteristiken der Einlaufsituation was in den Verweilzeitkurven und auch in den Strömungsindikatoren zum Ausdruck kommt. Die Kurzschlussströmungen nehmen zu und die mehrgipflige Kurve die auf Rezirkulationsströmungen oder Bereiche von sehr unterschiedlicher Fließgeschwindigkeit hindeuten welche bei der Variante mit Prallblech detektiert wurde verstärkt sich ebenfalls.

## Höhere Durchflüsse resultieren offensichtlich in einer stärkeren Ausprägung vorhandener Strömungsphänomene.

Demgegenüber weisen die übrigen Rohreinläufe ein relativ stabiles Strömungsmuster auf, was durch einen konstanten bis leicht zunehmenden Strömungsindikator  $\Theta_{Dom}$  zum Ausdruck kommt. Es ist anzunehmen, dass diese drei Varianten durch die Ausrichtung von einer verbesserten Energiedissipation oder Strömungsverteilung profitieren. Diesen Varianten ist gemeinsam, dass sie gegen eine Wand ausgerichtet wurden. Von der Idee sollte eine Wirkung ähnlich eines Prallbleches zu erwarten sein, jedoch zeigte sich ein gänzlich anderes Strömungsverhalten auf.

Für die Rohreinläufe wird ersichtlich, dass auch die günstigste Variante von dem Strömungsverhalten einer Propfenströmung abweicht und den als ideal geltenden Wert  $\Theta_{Dom} = 1$  verfehlt. Somit weisen alle Varianten eine relativ hohe Diskrepanz zu einer Propfenströmung auf. Aus Tabelle 9 und Tabelle 10 wird weiterhin ersichtlich, dass mit steigender Oberflächenbeschickung der  $\Theta_{Dom}$  Wert leicht zunimmt.

Die beiden Konstruktionsvarianten der **Verteilerrohre** die **im Längsschnitt** d.h. der Länge nach in der Sedimentationskammer verbaut wurden, unterscheiden sich in ihrem Strömungsverhalten stark voneinander. Das auf der Sohle verbaute Verteilerrohr resultiert bei  $q_A = 2$  m/h und  $q_A = 4$  m/h unmittelbar in einer Volldurchmischung des Reaktors. Die Indikatoren betragen  $\Theta_{\text{Beginn}} \leq 0,05$  und  $\Theta_{Dom} \leq 0,22$  was auf starke Vorzugsströmungen schließen lässt und eine nicht ausreichende Energiedissipation hinweist.

Die oben liegende Variante des Verteilerrohres ist zwischen den Schräglärern verbaut und weist bei einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h mit  $\Theta_{\text{Beginn}} = 0,26$  und  $\Theta_{Dom} = 0,63$  auf eine sehr günstige Strömungssituation hin. Unter dieser Oberflächenbeschickung kommt diese Variante einer idealen Propfenströmung am nächsten. Diese Ergebnisse zeigen das von der konstruktiven Gestaltung ausgehende Optimierungspotential auf. Bei einer Oberflächenbeschickung von 4 m/h nimmt der  $\Theta_{Dom}$  auf 0,44 ab. Aus Tabelle 10 wird ersichtlich das sich andere Varianten bei  $q_A = 4$  m/h hydraulisch günstiger verhalten.

Tabelle 9: Strömungsindikatoren der Einlauf- und Verteilerbauwerke bei  $q_A = 2$  m/h

Variante	Ausführung	WFR (%)	$\Theta_{50}$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{Dom}$
Idealer PSR			1	1	1
Idealer VDDR			0,69	0	0
Rohreinlauf	tief liegend stirnseitig mit Prallblech	75	1,1	0,07	0,36
Rohreinlauf	hoch liegend unterhalb Spülkippe	31	-	0,14	0,36
Rohreinlauf	tief liegend unterhalb Spülkippe	76	1,2	0,18	0,37
Rohreinlauf	tief liegend stirnseitig	63	1,5	0,07	0,38
Rohreinlauf	hoch liegend stirnseitig	111	0,9	0,17	0,38
Verteilerrohr im Längsschnitt	tief liegend	92	1,2	0,05	0,22
Verteilerrohr im Längsschnitt	hoch liegend	103	1,3	0,26	0,63
Verteilerrohre im Querschnitt	2 Ausläufe zur Wand	89	0,9	0,03	0,05
Verteilerrohre im Querschnitt	2 Ausläufe zur Sohle	71	1,4	0,13	0,39
Verteilerrohre im Querschnitt	4 Ausläufe zur Sohle (T-Stück)	78	1,1	0,23	0,53
Schwellen	Schwelle 60 cm	71	1,3	0,12	0,32
Schwellen	Schwelle 210 cm	94	1	0,19	0,49
Schwellen	Schwelle 140 cm	52	2,4	0,24	0,50

Tabelle 10: Strömungsindikatoren der Einlauf- und Verteilerbauwerke bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$ 

Variante	Ausführung	WFR (%)	$\Theta_{50}$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$
Idealer PSR			1	1	1
Idealer VDDR			0,69	0	0
Rohreinlauf	tief liegend stirnseitig mit Prallblech	68	1,4	0,06	0,10
Rohreinlauf	tief liegend stirnseitig	68	1,5	0,08	0,19
Rohreinlauf	hoch liegend unterhalb Spülkippe	36	-	0,11	0,35
Rohreinlauf	hoch liegend stirnseitig	144	0,9	0,13	0,40
Rohreinlauf	tief liegend unterhalb Spülkippe	85	1,2	0,14	0,46
Verteilerrohr im Längsschnitt	tief liegend	97	1	0,05	0,09
Verteilerrohr im Längsschnitt	hoch liegend	118	1	0,09	0,44
Verteilerrohre im Querschnitt	2 Ausläufe zur Wand (2)	84	1,1	0,03	0,07
Verteilerrohre im Querschnitt	2 Ausläufe zur Wand	100	0,9	0,03	0,09
Verteilerrohre im Querschnitt	2 Ausläufe zur Sohle	115	1,9	0,08	0,58
Verteilerrohre im Querschnitt	4 Ausläufe zur Sohle (T-Stück)	78	1,3	0,22	0,64
Schwellen	Schwelle 60 cm	74	1,2	0,23	0,55
Schwellen	Schwelle 210 (2) cm	92	1,2	0,19	0,65
Schwellen	Schwelle 210 cm	123	0,9	0,19	0,66
Schwellen	Schwelle 140 cm	63	1,2	0,21	0,66

Die **Verteilerrohre im Querschnitt** welche auf der Stirnseite über dem Pumpensumpf angebracht wurden, zeigten ein sehr heterogenes Bild in ihrem Strömungsverhalten.

Die Einlaufkonstruktion mit zwei Ausläufen zur stirnseitigen Wand stellte sich als sehr ungünstig heraus. Es konnte ein Reaktorverhalten erkannt werden das eher einem vordurchmischtem Reaktor ähnelt ( $\Theta_{\text{Beginn}} \leq 0,03$  und  $\Theta_{\text{Dom}} \leq 0,09$ ). Die Messung zeigte darüber hinaus eine markante Mehrgipfligkeit bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$  auf (Abbildung 98 im Anhang). Diese Charakteristik wird entweder durch zwei Bereiche mit deutlich unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten hervorgerufen oder stellt eine Zirkulationsströmung dar. Bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$  nimmt diese jedoch wider Erwarten nicht zu, sondern prägt sich als eine Kurzschlussströmung aus (Abbildung 99 im Anhang). Diese Variante kann als gutes Beispiel dafür herangezogen werden, das sich das integrale Reaktorverhalten in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung sehr stark ändern kann.

Ein günstigeres Strömungsverhalten weisen demgegenüber die Varianten mit zwei und vier Ausläufen, die zur Sohle gerichtet sind, auf. Das Verteilerrohr mit vier Ausläufen zur Sohle (T-Stück) erreichte Strömungsindikatoren von  $\Theta_{\text{Beginn}} = 0,23$  und  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,53$  bei einer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 2 \text{ m/h}$  bzw.  $\Theta_{\text{Beginn}} = 0,22$  und  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,64$  bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$ . Diese Variante kommt der einer Propfenströmung verhältnismäßig nahe. Durch das positive Strömungsverhalten sowohl in der Kurvencharakteristik als auch von den Strömungsindikatoren wird das „T-Stück“ als das bisher günstigste beurteilt. Sie stellt eine zu bevorzugende Bauart dar, die als „*Vorzugsvariante*“ bezeichnet wird. Die Messergebnisse bei Oberflächenbeschickungen von  $2 \text{ m/h}$  und  $4 \text{ m/h}$  wurden in Abbildung 43 illustriert.

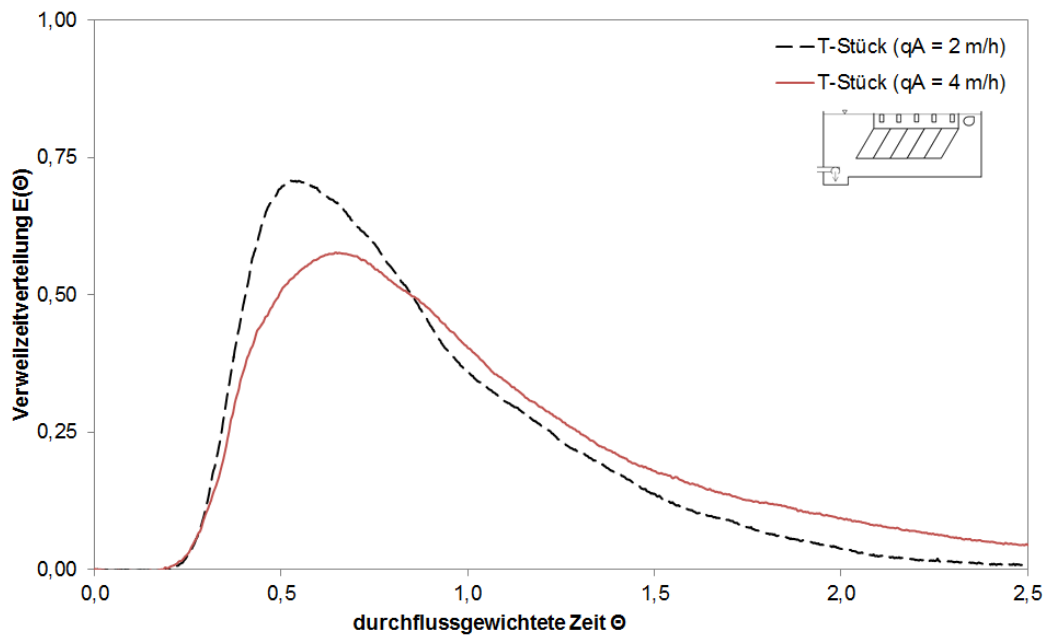


Abbildung 43: Verweilzeitverteilung der Variante Verteilerrohr (T-Stück)

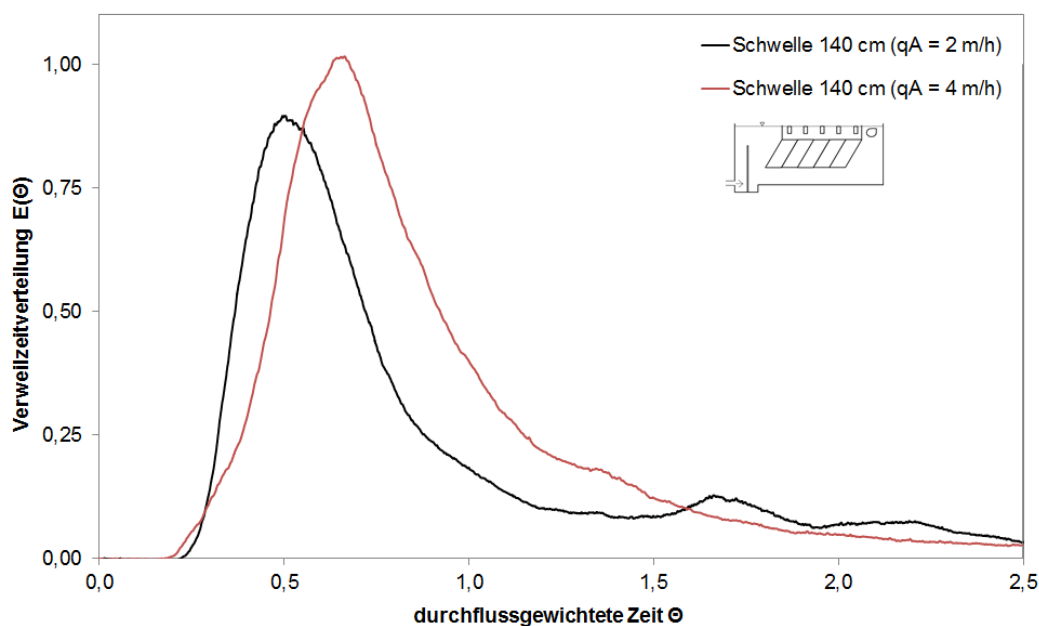


Abbildung 44: Verweilzeitverteilung der Variante Schwelle mit Bauhöhe von 140 cm

Bei den untersuchten **Schwellen** resultiert eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h und 4 m/h mit einer Bauhöhe von 140 cm und 210 cm in einem Strömungsverhalten, das aus Sicht der Strömungsindikatoren als sehr günstig angenommen werden kann. Es wurden Messerwerte für  $\Theta_{\text{Beginn}}$  mit bis zu 0,23 und für  $\Theta_{\text{Dom}}$  von bis zu 0,66 ermittelt. Damit nähern sich die Ergebnisse der Idealvorstellung von  $\Theta_{\text{Dom}} = 1$  am stärksten von allen untersuchten Konstruktionen an. Einzig die Schwelle mit 60 cm Bauhöhe ist hinsichtlich der Strömungsindikatoren schlechter zu bewerten (Tabelle 9). Insgesamt stellt sich die Bauweise mit einer Schwelle als Einlauf- und Verteilerbauwerk jedoch als aussichtsreiche Konstruktionsweise dar.



Der Kurvenverlauf der Verweilzeitmessung zeigt für die Schwelle mit Bauhöhe von 210 cm eine leichte Anomalie in Form einer Absenkung bei Erreichen des Konzentrationspeaks auf (siehe Abbildung 100 und Abbildung 101 im Anhang). Leichte Anomalien sind ebenfalls in dem Kurvenverlauf der Schwelle mit 140 cm Bauhöhe bei  $q_A$  von 2 m/h im Tailing zu erkennen (Abbildung 44). In der Anlage treten demnach in einem geringen Umfang Zirkulationsströmungen auf. Die Strömungsindikatoren der Schwelle mit einer Bauhöhe von 140 cm nähern sich einer idealen Propfenströmung an.

Die weiteren Untersuchungen hinsichtlich des Strömungsverhaltens erfolgen an der Variante Verteilerrohr (T-Stück), die zwar etwas ungünstigere Strömungsindikatoren als die Schwelle, jedoch eine bessere Kurvencharakteristik aufgewiesen hat.

## 4.5 Hydraulische Wirkung von Schrägklärern als Strömungsgleichrichter bei optimierter Einlaufgestaltung

In Abschnitt 4.3 wurde die Fragestellung zur Wirkung von Schrägklärern als Strömungsgleichrichter andiskutiert. Bei der Konzeption mit Rohreinlauf konnte eine leichte Verbesserung im Durchströmungsverhalten zwar erkannt werden, jedoch war der Effekt sehr gering. Aufgrund der hohen Relevanz dieses Themas wurden weitere Serienversuche durchgeführt. Es wurde dieselbe Vorgehensweise gewählt, bei der die Sedimentationskammer zunächst ohne Schrägklärer gemessen wurde. Im nächsten Schritt wurden die Klarwasserrinnen und anschließend die Schrägklärer-Elemente eingebaut. Als Einlaufvariante wurde in diesem Fall das Verteilerrohr im Querschnitt mit vier Ausläufen zur Sohle gewählt („T-Stück“), welches zusammen mit den Schwellen das günstigste Strömungsverhalten erzeugt hat.

Die Messergebnisse der Konfiguration ohne Schrägklärer zeigen in Abbildung 45 für vier Versuche bei  $q_A = 4$  m/h ein Strömungsverhalten, das im zeitlichen Verlauf mit Unregelmäßigkeiten und Schwankungen behaftet ist. Diese Anomalien werden als Turbulenzen interpretiert.

Im Vergleich dazu zeigen die Messergebnisse in der Bauweise mit Rinnensystem ein günstigeres Strömungsverhalten (Abbildung 46). Die Versuche bei  $q_A = 2$  und  $4$  m/h sind durch weniger Unregelmäßigkeiten geprägt. Erst bei  $q_A = 6$  m/h zeigen sich zunehmend Abweichungen bzw. Instabilitäten im Kurvenverlauf. Demnach konnte Strömungsverhalten durch die Rinnen verbessert werden.

Die hydraulische Wirkung der Einbauten geht aus dem Vergleich der Versuche *ohne Schrägklärer mit Rinnensystem* gegenüber der Variante *mit Schrägklärern und mit Rinnensystem* hervor. Eine isolierte Beurteilung der Schrägklärer ist ausschließlich an dieser Variante durchführbar, da hier die Zu- und Abflusssituation identisch ist. Die Unterschiede im Reaktorverhalten, die aus dem Vergleich der Messergebnisse in Abbildung 46 und Abbildung 47 hervorgehen, sind einzig auf die Wirkung der Schrägklärer zurückzuführen.

Der zunächst in Abschnitt 4.3 nur geringfügig erkennbare positive Einfluss muss also auf die ungünstige Einlaufgestaltung zurückgeführt werden, da sich bei optimierter Einlaufvariante ein gleichmäßig durchströmtes Reaktorverhalten mit geringen Turbulenzen einstellt.

**Schrägklärer erfüllen ihre Funktion als Strömungsgleichrichter, bewirken eine Stabilisierung der Strömung und fördern ein laminares Strömungsverhalten, sofern die konstruktiven Randbedingungen erfüllt sind.**

Wenn anhand der Feststoffuntersuchungen eine Verbesserung der Sedimentationsleistung ersichtlich wird, dann ist diese auf die Verschiebung des  $\Theta_{Dom}$  sowie auf die reduzierten Anomalien und Turbulenzen zurückzuführen.

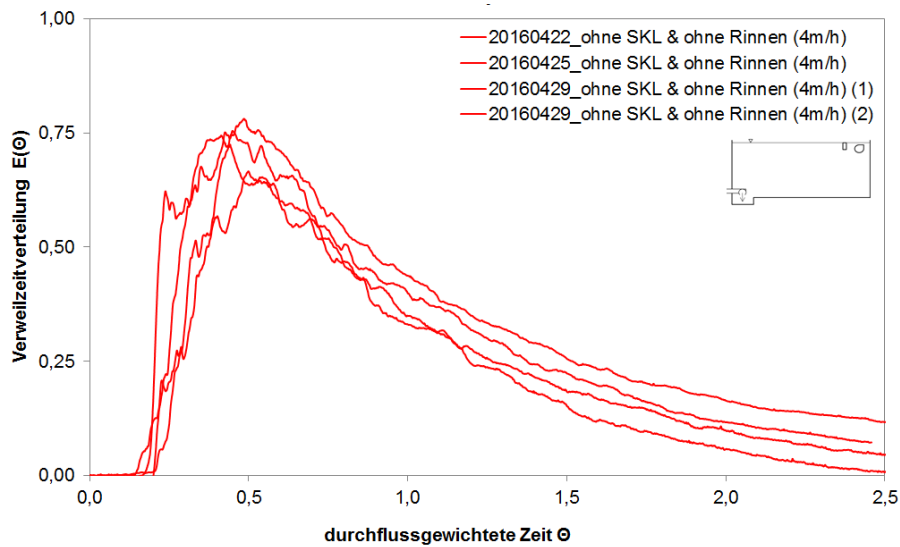


Abbildung 45: Variante mit Verteilerrohr (T-Stück) ohne SKL und ohne Rinnensystem

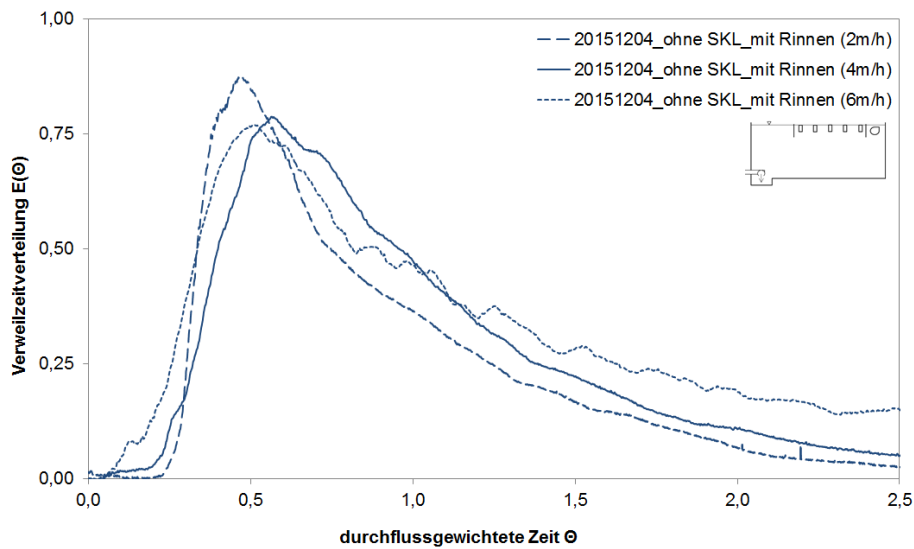


Abbildung 46: Variante mit Verteilerrohr (T-Stück) ohne SKL und mit Rinnensystem

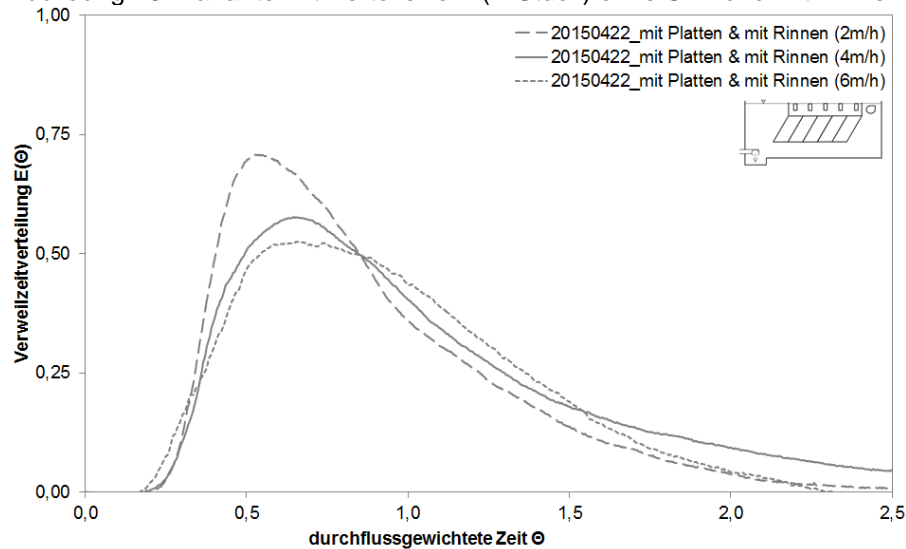


Abbildung 47: Variante mit Verteilerrohr (T-Stück), Plattenabscheidern und Rinnensystem

## 4.6 Strömungsverhalten im Zwischenraum der Lamellen

Bei der Konzeption von Regenbecken mit Schrägklärern besteht der Wunsch, eine gleichmäßige laminare Durchströmung der Abscheider Elemente zu erreichen, um die bestmögliche Abscheidung von Partikeln zu erzielen. Anhand der Verweilzeitmessungen konnten Varianten ermittelt werden, bei denen von sehr günstigen Sedimentationsbedingungen ausgegangen werden konnte. In weiteren Untersuchungen wurde das für den Sedimentationsprozess relevante Fließverhalten im Zwischenraum der Lamellen betrachtet. Anhand von Farbfadenversuchen wurden Streichlinien visualisiert und das Strömungsverhalten im Zwischenraum der Plattenabscheider abgebildet.

Versuche wurden mit den Einlaufvarianten Rohreinlauf und T-Stück durchgeführt; zwei Varianten, die sich in Ihrem Reaktorverhalten deutlich unterscheiden. Alle Versuche wurden bei stationärem Durchfluss ( $q_A = 4 \text{ m/h}$ ) durchgeführt und mit Videos dokumentiert. Das Setup ist in Abschnitt 3.2.2 beschrieben und grafisch aufgearbeitet worden. Die Datenerfassung erfolgte in Zusammenarbeit mit M. Hassan im Rahmen seiner Abschlussarbeit.

In Abbildung 48 und Abbildung 49 sind die ausgewerteten Ergebnisse mit der Einlaufvariante Rohreinlauf zu sehen. Der Farbfaden des Tracers wurde mit schwarzen Linien nachgezogen. Die im zeitlichen Verlauf der Bildserie entstandenen Markierungslinien wurden in Schemaskizzen übereinander gelegt. Diese sind links neben den Bildern dargestellt und erleichtern die Interpretation der Ergebnisse.

Abbildung 48 zeigt das Strömungsverhalten der Einlaufvariante mit Rohreinlauf in einem Lamellenzwischenraum nahe der Stirnseite. In der zeitlichen Abfolge ist zu erkennen, dass sich die Markierungslinie parallel zu den Wänden fortbewegt. Es sind keine Turbulenzen erkennbar. Der Farbfaden zeigt ein relativ gleichförmiges Strömungsfeld mit konstantem Richtungsvektor auf. Über die Verlagerung der Farbmarkierung über die Zeit konnte die Fließgeschwindigkeit abgeschätzt werden. Mit ca.  $5 \text{ cm/s}$  (Reynolds-Zahl 1830) ist diese relativ hoch.

Abbildung 49 zeigt Serienbilder, die in einem Lamellenzwischenraum am anderen Ende, also gegenüber der Stirnseite, aufgenommen wurden. Der Tracer wird nach Zugabe sehr schnell entgegen der gewünschten Fließrichtung nach unten verfrachtet. Zudem wird der Tracer innerhalb kurzer Zeit verwirbelt, sodass in-stationäre turbulente Strömungsbedingungen nachgewiesen werden konnten.

Diese Erkenntnisse zum Strömungsverhalten geben zusammen mit den Verweilzeitmessungen ein einheitliches Bild von den Strömungsverhältnissen in dem Reaktor wieder. Die in Abschnitt 4.1 benannten Vorzugsströmungen wurden in dem vorderen Bereich des Sedimentationskörpers vorgefunden. Diese Strömung kann oberhalb der Lamellen nicht ausreichend abgezogen werden und ist die treibende Kraft für die nach unten gerichtete Fließbewegung.

Basierend auf diesen Ergebnissen kann geschlussfolgert werden, dass sich in dem Reaktor eine großräumige Rotationsströmung ausbildet. Diese Zirkulation wird als Ursache dafür betrachtet, dass die Verweilzeitmessungen einem volldurchmischten Rührkessel zugeordnet werden können.

Die beobachteten Strömungsmuster stellen negative Bedingungen für Sedimentationsanlagen dar. Die mit starken Vorzugsströmungen belegten Bereiche mit hohen Abwärts- und aufwärtsgerichteten Fließbewegungen sind für den Sedimentationsprozess ungenutzte Flächen.

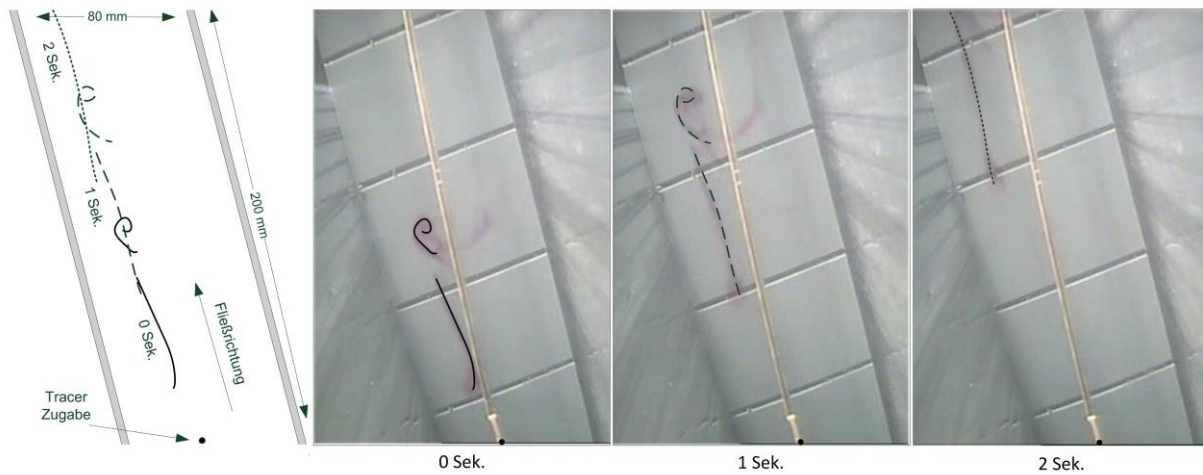


Abbildung 48: Rohreinlauf Pos. 1.2 ( $q_A = 4 \text{ m/h}$ ) (Stirnseite)



Abbildung 49: Rohreinlauf Pos. 4.2 ( $q_A = 4 \text{ m/h}$ )

Abbildung 50 zeigt das Durchströmungsverhalten des Lamellenzwischenraumes mit Einlaufvariante Verteilerrohr nahe der Stirnseite. Aus der Schemaskizze wird ersichtlich, dass über die Zeitschritte hinweg nur geringe Abweichungen von der Idealvorstellung eines laminaren Strömungsverhaltens auftreten. Der Farbfaden wird als solcher fortbewegt. Die Bildserie in Abbildung 51 wurde in dem hinteren Bereich des Sedimentationsköpers aufgenommen. Auch hier wird ersichtlich, dass geringe Fließgeschwindigkeiten ohne Turbulenzen vorliegen und der Richtungsvektor des Tracers beibehalten wird. Das Fließverhalten stellt sich durch ein relativ ungestörtes Verlagern des Farbfadens als ein annähernd laminar durchströmter Reaktortyp dar.

**Aus den bisherigen Erfahrungen kann festgehalten werden, dass das Fließverhalten in den Zwischenräumen der Lamellen stark von der Einlaufvariante abhängig ist.** Weiterhin nimmt die Einlaufgestaltung Einfluss auf die absolut auftretenden Fließgeschwindigkeiten. Bei der Variante mit T-Stück ist das Strömungsverhalten deutlich günstiger zu beurteilen gegenüber dem Rohreinlauf. Die Ergebnisse lassen die Interpretation zu, dass die Strömungsverhältnisse gleichförmig und laminar sind.

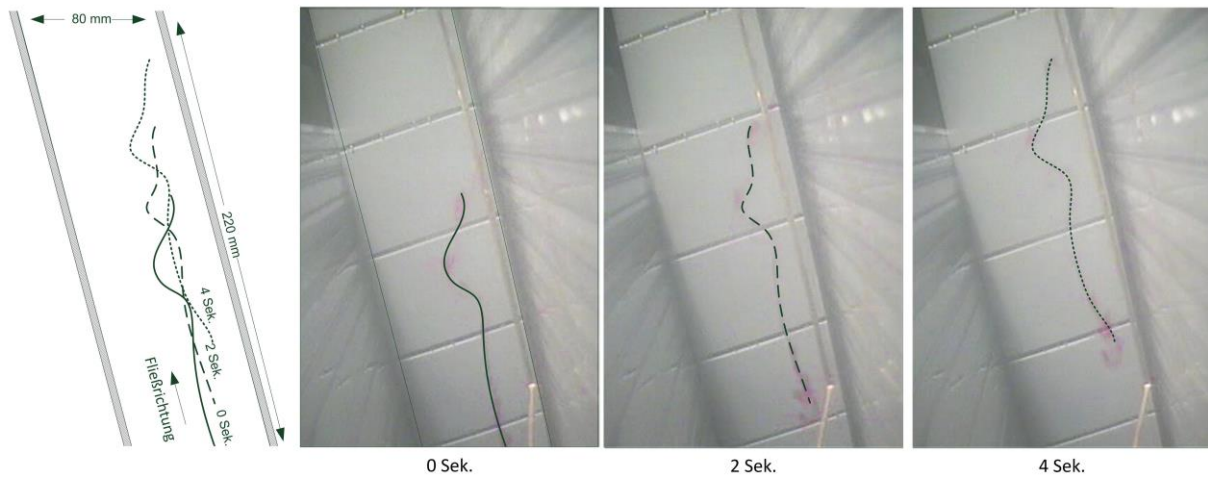


Abbildung 50: Verteilerrohr Pos. 1.2 ( $q_A = 4 \text{ m/h}$ )



Abbildung 51: Verteilerrohr Pos. 3.1 ( $q_A = 4 \text{ m/h}$ )

Die qualitativ beschriebenen Strömungsphänomene wurden durch Fließgeschwindigkeitsmessungen validiert. Messungen wurden an der Einlaufvariante Rohreinlauf mit Prallblech und T-Stück durchgeführt.

In Abschnitt 3.2.3 wurde das Set-up bereits beschrieben. So wurden an 24 Messpunkten die Fließgeschwindigkeiten mit einem VECTRINO aufgezeichnet. Die ADV-Messungen können als Momentaufnahmen betrachtet werden. Sie geben für den kurzen Zeitraum der Messung Einblicke in die Strömungszustände der Anlage. Die Messungen ermöglichen eine Beurteilung der großräumigen Strömungsmuster sowie des Fließverhaltens im Zwischenraum.

Eine Beschreibung der Strömungsbedingungen im Lamellenzwischenraum erfolgt anhand der Reynolds-Zahlen und der turbulenten kinetischen Energie. Die Rechenansätze wurden in Abschnitt 3.2.3 aufgezeigt. Es können quantitative Aussagen getroffen werden, ob die Lamellen laminar oder eher turbulent durchströmt werden.

Die Relevanz der erhobenen Daten kann in folgenden Punkten zusammengefasst werden:

- Aussagen zur gleichmäßigen Durchströmung der Schrägklärer
- Überprüfung der empfohlenen Fließgeschwindigkeiten
- Berechnung der Reynolds-Zahlen für die Hauptfließrichtung zur Beurteilung des Fließverhaltens

- Berechnung der turbulenten kinetischen Energie (TKE in  $\text{cm}^2/\text{s}^2$ ) zur Beurteilung vorhandener Turbulenzen
- Interpretation der Verweilzeitmessungen
- Grundlage zur Ableitung von Konstruktionsempfehlungen

Tabelle 11 enthält die rechnerischen Fließgeschwindigkeiten, die bei den entsprechenden Oberflächenbeschickungen und Durchflüssen zu erwarten sind. Die rechnerische Fließgeschwindigkeit bei einer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 4 \text{ m/h}$  betragen bei gegebenem Durchfluss von  $23,8 \text{ l/s} = 0,0238 \text{ m}^3/\text{s}$ , bezogen auf die mit Schrägklärern ausgebaute Fläche von  $3,5 \text{ m}^2$  etwa  $0,068 \text{ m/s}$ , was  $0,68 \text{ cm/s}$  entspricht.

Abbildung 52 stellt ergänzend zu Bild 6 (S. 50) die Lage der Messpunkte in einem Längs- und Horizontalschnitt dar. Dies soll die nachfolgende Interpretation der Messdatenauswertung erleichtern. Die in dem Messprogramm erhobenen Rohdaten sind Abbildung 106 und Abbildung 107 im Anhang zu entnehmen.

Die Daten wurden grafisch in einem Isolinien-Diagramm verarbeitet, um flächenhafte Informationen zu erzeugen. Aus der gewählten Darstellungsweise gehen Strömungsbilder für die in Abbildung 52 rot gekennzeichnete Schnittebene hervor.

Tabelle 11: Rechnerische Fließgeschwindigkeiten

$q_A$	$Q_{\text{Ein}}$	$V_{\text{bulk}}$	Reynolds Zahl
2 m/h	11,90 l/s	12,24 m/h = 0,34 cm/s	124 (-)
4 m/h	23,80 l/s	24,48 m/h = 0,68 cm/s	249 (-)
6 m/h	35,75 l/s	36,72 m/h = 1,02 cm/s	374 (-)

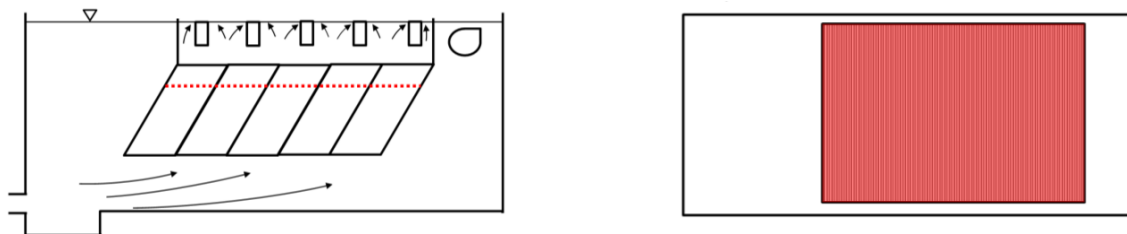


Abbildung 52: Schnittebene der Messpunkte

#### 4.6.1 Strömungsbild der Variante „Rohreinlauf mit Prallblech“

Mit der Variante Rohreinlauf mit Prallblech wurde eine Variante untersucht, die in der Praxis zur Verbesserung der Strömungsverteilung und Energiedissipation zum Einsatz kommt. Wie bereits aus den Verweilzeitmessungen in Abschnitt 4.4 deutlich wurde, erzeugt das Prallblech jedoch eine mehrgipflige Verweilzeitkurve die anhand der Fließgeschwindigkeitsmessungen interpretiert werden kann.

Abbildung 53 (links) stellt das Strömungsbild dieser Variante bei einer Oberflächenbeschickung von  $2 \text{ m/h}$  dar. Aus der Darstellungsweise wird deutlich, dass in den vorderen, zulaufnahen Lamellen höhere Fließgeschwindigkeiten auftreten gegenüber den hinteren Lamellen die weiter vom Zulauf entfernt sind. Die Fließgeschwindigkeiten in der

vierten Lamelle betragen im Median 1,2 cm/s. Damit hebt sich dieser Bereich deutlich von den dahinterliegenden Fließgeschwindigkeiten ab, die zwischen 0 und 0,5 cm/s betragen.

Bei einer Oberflächenbeschickung von 4 m/h (Abbildung 53 rechts) nimmt die Vorzugsströmung in den vorderen Bereichen deutlich zu. Die vorderen, zulaufseitigen Lamellen werden mit Fließgeschwindigkeiten mit etwa 3,4 cm/s (Median) durchströmt. Es liegt somit eine Kurzschlussströmung vor. Hinter diesem Bereich wurden partiell negative Fließgeschwindigkeiten von ca. -0,5 cm/s gemessen. Aus diesen Messungen kann darauf geschlossen werden, dass die Vorzugsströmung und die dahinter liegende Rückströmung gemeinsam als Zirkulationsströmung aufgefasst werden können. Dieser Bereich steht nicht als Absetzfläche für die Sedimentation zur Verfügung.

In dem zulauffernen Bereich der Sedimentationskammer gehen die Fließgeschwindigkeiten deutlich zurück. Jedoch liegt über den Beckenquerschnitt eine ungleichmäßige Strömungsverteilung vor. An den Bereichen der Seitenwände treten höhere Fließgeschwindigkeiten gegenüber dem zentralen Bereich auf. Auch hier liegt eine weitere Anomalie vor, denn an der linken Seitenwand treten höhere Fließgeschwindigkeiten auf gegenüber der rechten Seitenwand.

Zum Ende der Sedimentationskammer bildete sich eine Zone mit sehr geringen Fließgeschwindigkeiten aus. Diese kann als Stagnationszone aufgefasst werden.

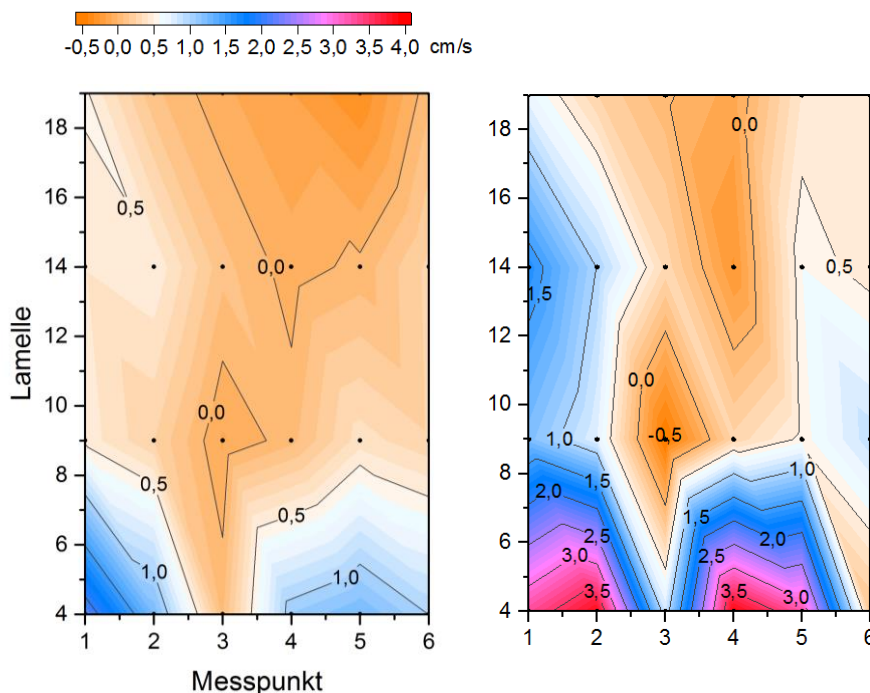


Abbildung 53: Fließgeschwindigkeiten mit Rohreinlauf und Prallblech bei  $q_A = 2$  m/h (links) und 4 m/h (rechts)

In Abbildung 54 werden die für die Hauptfließrichtung berechneten Reynolds-Zahlen und die turbulente kinetische Energie dargestellt. Die Datenreihen wurden anhand der Reynolds-Zahlen aufsteigend sortiert. Diese Darstellungsweise betont den Schwankungsbereich der Werte. Bei einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h betragen die Reynolds-Zahlen 796 im Maximum für den Bereich der Kurzschlussströmung bis -118 im Minimum für den Bereich der Rückströmung.



Auf die gesamte durchströmte Fläche bezogen beträgt die Reynolds-Zahl 94 im Median. Die Standardabweichung ist mit 211 entsprechend der aufgezeigten Geschwindigkeitsdifferenzen relativ hoch. Ein Anteil von 95 % der Daten liegt unterhalb der kritischen  $Re_{krit}$  von 500.

Anhand der turbulenten kinetischen Energie wurde ersichtlich, dass die Messpunkte bei denen hohe Fließgeschwindigkeiten auftreten auch eine hohe Turbulenz aufweisen. Die in den Lamellen vorhandenen Wirbelstrukturen wirken der Sedimentation entgegen. Die letzten vier Punkte der Datenreihe weisen eine TKE von  $0,23 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  (Median) gegenüber  $0,02 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  (Median) für die übrigen Daten auf.

Mit zunehmender Oberflächenbeschickung von  $4 \text{ m/h}$  nimmt der Schwankungsbereich der Reynolds-Zahlen von 190 in negativer Fließrichtung bis ca. 1400 weiter zu. Der Median liegt bei 204.

Es übersteigen 20 % der Daten die  $Re_{krit}$  und 12 % werden negativ durchströmt, womit in Summe 33 % der Absetzfläche wegfallen. Für die ersten Werte der Datenreihe ist auffällig, dass bei einer niedrigen Reynolds-Zahl relativ hohe TKE Werte vorliegen, sodass auch hier ausgeprägte Wirbelstrukturen vorliegen (Abbildung 55).

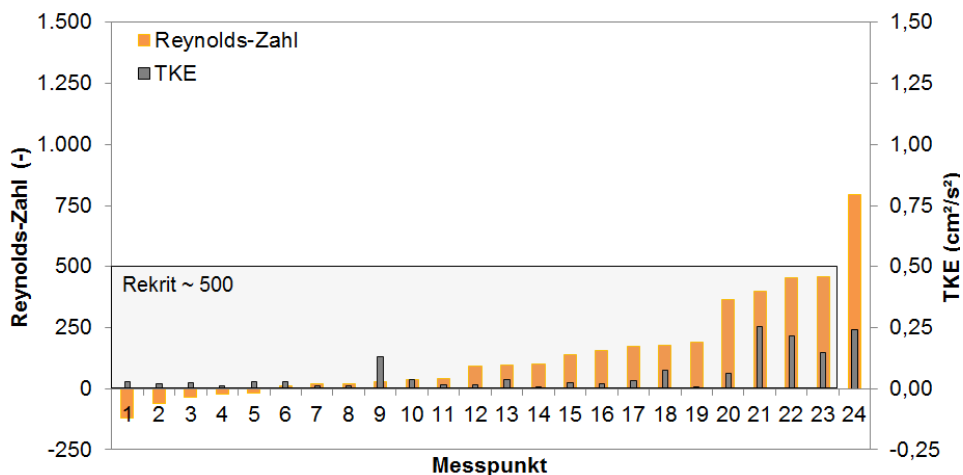


Abbildung 54: Reynolds-Zahl und TKE der Variante Rohreinlauf mit Prallblech bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$

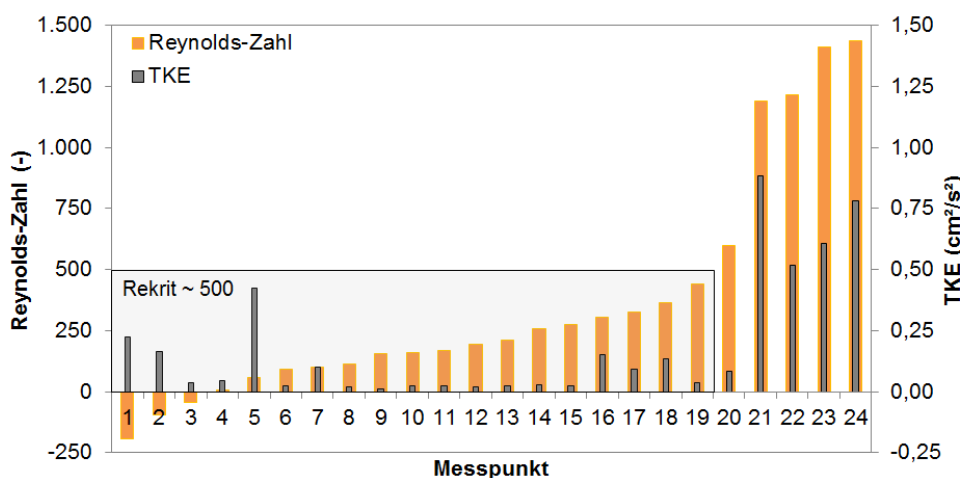


Abbildung 55: Reynolds-Zahl und TKE der Variante Rohreinlauf mit Prallblech bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$

#### 4.6.2 Strömungsbild der Variante Verteilerrohr („T-Stück“)

Aus den vorherigen Ergebnissen ist hervorgegangen, dass das Reaktorverhalten der Anlage mit der Einlaufgestaltung T-Stück hydraulisch günstig ist und auch das Fließverhalten in den Lamellen aus der qualitativen Untersuchung als laminar beurteilt wurde.

Die Messreihen wurden analog zu Abschnitt 4.6.1 aufbereitet. Aus den mittleren Fließgeschwindigkeiten der Punktmessungen wurde das Strömungsbild für die Variante bei einer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 2$  m/h erzeugt (siehe Abbildung 56 links). Im Median ergibt sich aus den 24 Messpunkten bei  $q_A = 2$  m/h eine Fließgeschwindigkeit von 0,23 cm/s, die damit sehr nahe an den rechnerischen Fließgeschwindigkeiten von 0,34 cm/s liegt. Aus der Grafik wird ersichtlich, dass die Fließgeschwindigkeiten in den Messpunkten nur gering voneinander abweichen und sich ein homogenes Geschwindigkeitsfeld darstellt. Im Zwischenraum der Lamellen 9 und 18 liegen Stagnationszonen vor, also Bereiche mit sehr niedriger Strömungsgeschwindigkeit +/-0 cm/s. Insgesamt sind die Fließgeschwindigkeiten bei  $q_A = 2$  m/h gering, sodass es schwierig ist in diesem Bereich genaue Daten zu erzeugen. Die Messtechnik kommt an ihre Grenzen. Dies kommt in der Standardabweichung zum Ausdruck. Mit 0,31 cm/s ist diese im Verhältnis zu der mittleren Fließgeschwindigkeit hoch.

Die mittlere Grafik aus Abbildung 56 stellt die Messergebnisse bei  $q_A = 4$  m/h dar. Es wurden Fließgeschwindigkeiten von 0,74 cm/s (Median) ermittelt. Gegenüber dem rechnerischen Wert von 0,68 cm/s sind dies ebenfalls nur geringe Differenzen. Die mittlere Standardabweichung von 0,48 cm/s nimmt im Verhältnis zu der Messung bei  $q_A = 2$  m/h ab. Das wird darauf zurückgeführt, dass die Messgenauigkeit bei diesen Geschwindigkeiten höher wird. Es zeichnet sich ein Strömungsbild ab, bei dem an den Bauwerkswänden leicht erhöhte Fließgeschwindigkeiten auftreten.

Für zwei Messpunkte wurden die Zeitreihen auf ein stationäres Fließverhalten untersucht. Über die Berechnung des gleitenden Mittelwertes (engl. „cumulative mean“) konnte unter dieser Oberflächenbeschickung ein stationäres Fließverhalten bestätigt werden (Abbildung 104 und Abbildung 105).

Bei  $q_A = 6$  m/h nimmt die Fließgeschwindigkeit auf 1,28 cm/s (Median) zu. Die mittlere Standardabweichung liegt bei 0,89 cm/s. Die zunehmende Standardabweichung gibt an, dass die Messdaten mehr streuen. Es wird als Hinweis dafür angesehen, dass sich mit der zunehmenden Fließgeschwindigkeit Wirbel und unerwünschte Turbulenzen ausbilden. Das zuvor bei  $q_A = 4$  m/h beobachtete Strömungsbild, prägt sich bei dieser Oberflächenbeschickung weiter aus. Es zeigt sich, dass an den Seitenwänden etwas erhöhte Fließgeschwindigkeiten vorliegen, wohingegen im Zentrum der Sedimentationskammer ein Bereich vorhanden ist der etwas geringer durchströmt wird.

Ein Vergleich der drei Strömungsbilder aus Abbildung 56 bestätigt den Eindruck, der in den Verweilzeitmessungen in der Abbildung 47 entstanden ist. Die Kurvencharakteristik der Messungen zwischen  $q_A = 2$  und 6 m/h zeigte auch in den Messreihen ein einheitliches Bild.

Es kann also festgehalten werden, dass die Verweilzeitmessungen auf ein günstiges integrales Strömungsverhalten hingewiesen haben. Die Fließgeschwindigkeitsmessungen konnten bestätigen, dass das Strömungsbild günstig ist. Im Detail treten jedoch durchaus noch Unregelmäßigkeiten im Strömungsmuster auf. Die beobachteten Anomalien spiegeln die Abweichungen von einem idealen Reaktor wider.

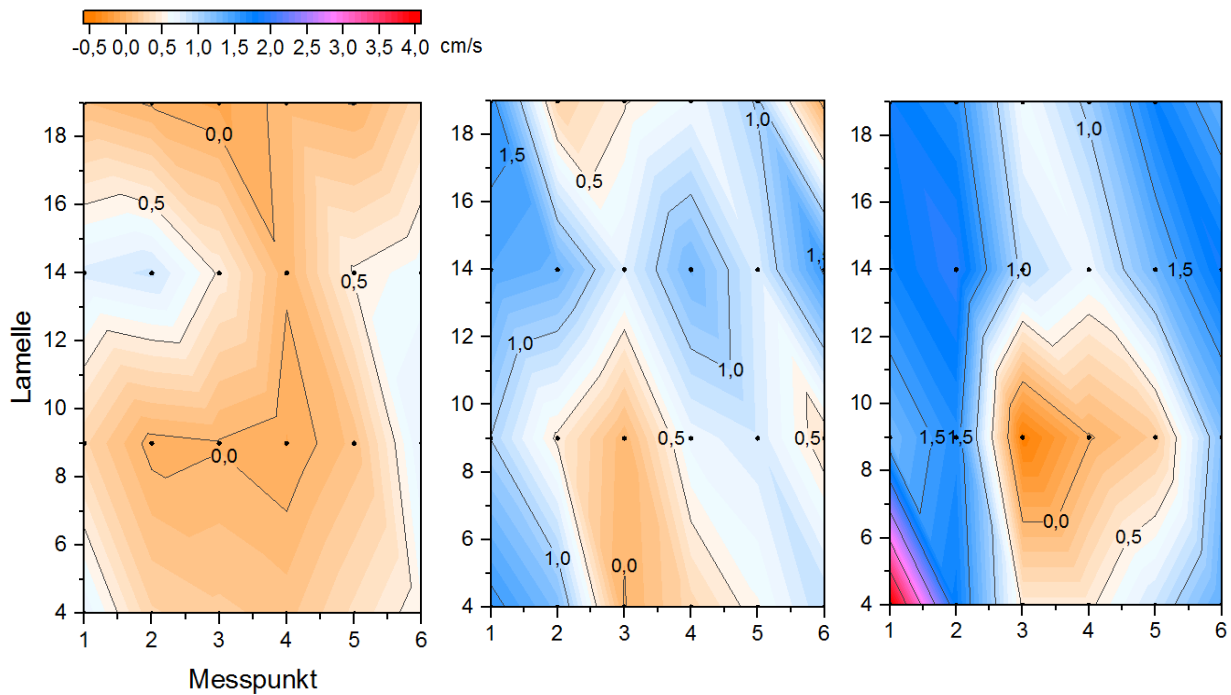


Abbildung 56: Fließgeschwindigkeiten mit T-Stück bei  $q_A = 2$  m/h (links),  $4$  m/h (mittig) und  $6$  m/h (rechts)

Basierend auf den Fließgeschwindigkeitsmessungen wurde die Reynolds-Zahl und die TKE berechnet. Abbildung 57 beinhaltet die Ergebnisse für eine Oberflächenbeschickung von  $2$  m/h. Im Median liegen die Reynolds-Zahlen bei  $84$  mit einem Minimum von  $-40$  und einem Maximum von  $313$  (Standardabweichung =  $113$ ).

Die Verteilung der Reynolds-Zahlen und der TKE-Werte weisen eine geringere Streuung auf. Basierend auf dem in Abbildung 56 gezeigten Strömungsbild war dies zu erwarten.

Abbildung 58 beinhaltet die Datenreihe der Reynolds-Zahl und die TKE Werte bei einer Oberflächenbeschickung von  $4$  m/h. Die Reynolds-Zahl beträgt im Median  $287$ . An vier Messpunkten wird zwar das  $Re_{krit}$  überschritten, jedoch nur geringfügig und ohne markanten Anstieg der TKE, sodass davon ausgegangen werden kann, dass auch unter dieser hydraulischen Belastung eine weitestgehend laminare Durchströmung der Lamellen vorliegt. Die TKE Werte sind mit  $0,05$   $cm^2/s^2$  im Median, proportional zur Verdopplung der Oberflächenbeschickung gestiegen.

Für eine Oberflächenbeschickung von  $q_A = 6$  m/h zeichnet sich eine relativ gleichmäßige Erhöhung der Reynolds-Zahlen und TKE-Werte ab. Im Median liegt die Reynolds-Zahl bei  $467$  mit einer Standardabweichung von  $327$ . In ca.  $37\%$  der Messpunkte wird die  $Re_{krit}$  überschritten. Von den Werten oberhalb der  $Re_{krit}$  weicht lediglich die letzte Messung in der Datenreihe stark von den übrigen Ergebnissen ab, die ansonsten unterhalb einer Reynolds-Zahl von  $730$  bleiben.

Im Vergleich erreicht diese Variante noch bei  $q_A = 6$  m/h bessere Strömungsbedingungen gegenüber der Variante mit Prallblech bei  $4$  m/h, dies bestätigen auch die TKE Werte die im Median bei  $0,09$   $cm^2/s^2$  liegen.

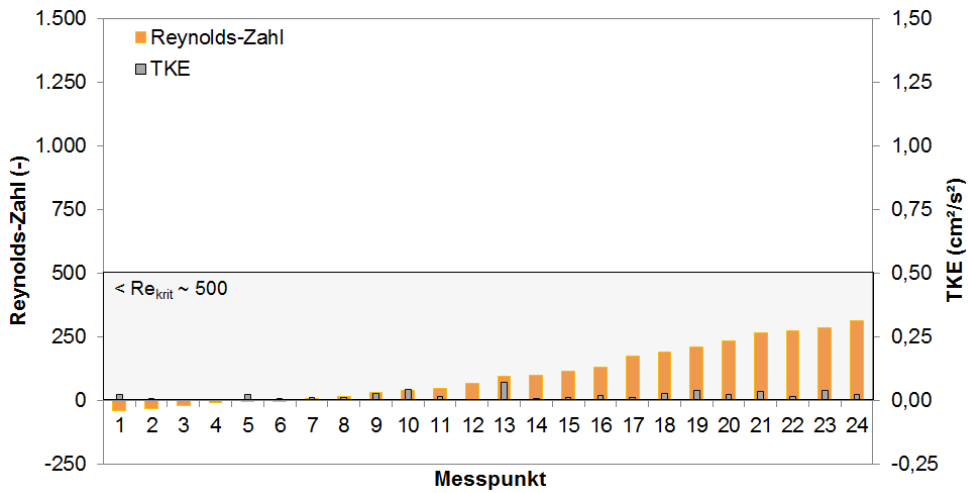


Abbildung 57: Reynolds-Zahl und TKE der Variante mit „T-Stück“ bei  $q_A = 2$  m/h

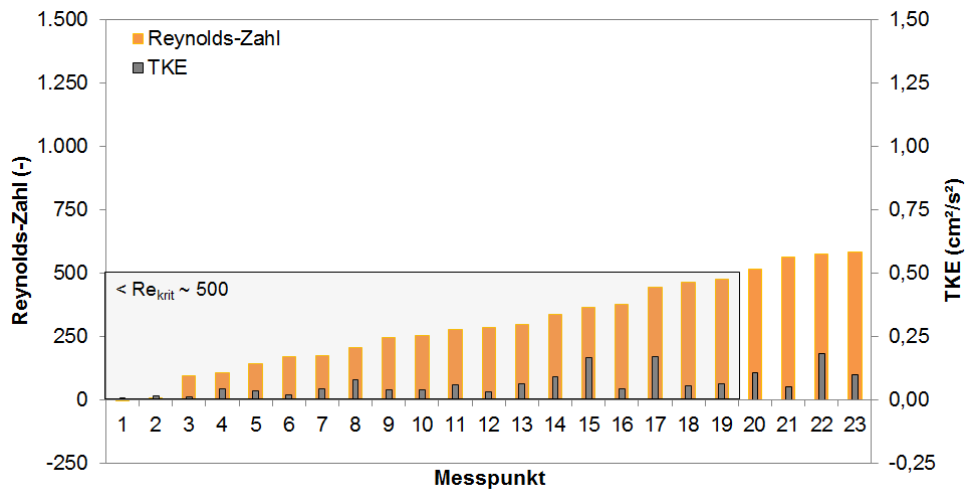


Abbildung 58: Reynolds-Zahl und TKE der Variante mit „T-Stück“ bei  $q_A = 4$  m/h

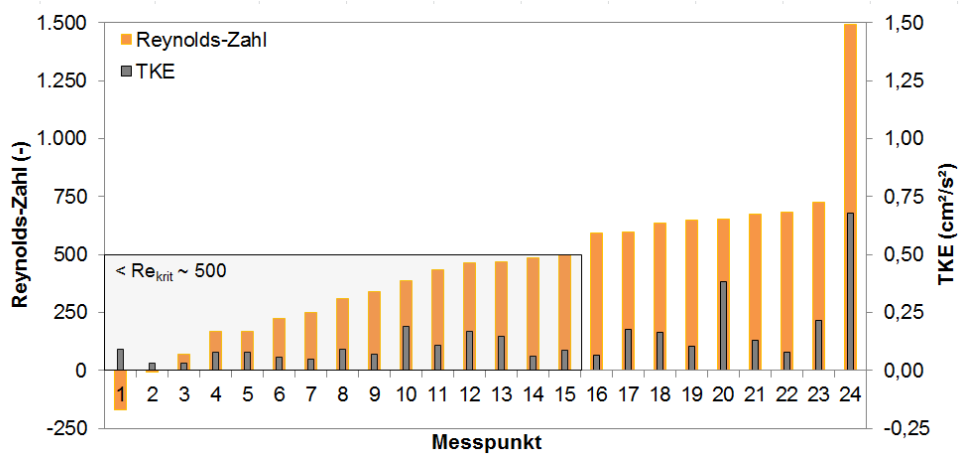


Abbildung 59: Reynolds-Zahl und TKE der Variante mit „T-Stück“ bei  $q_A = 6$  m/h

### 4.6.3 Vergleich der Ergebnisse

Anhand der Reynolds-Zahl und der turbulenten kinetischen Energie können Aussagen zum Fließzustand zwischen den Lamellen getroffen werden. Günstige Sedimentationsbedingungen liegen bei laminaren Fließzuständen vor. Mit der Zunahme von Turbulenzen entstehen kleine Wirbel im Zwischenraum des Plattenabscheiders, die die Partikel und Flocken aufwirbeln und einer Sedimentation entgegenwirken. Die Reynolds-Zahl und die TKE sind für das Fließverhalten entscheidende Kennzahlen.

Bei einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h sind die Reynolds-Zahlen beider Varianten nahezu identisch (Abbildung 60). Das breite Spektrum des Wertebereiches liegt unterhalb der Reynolds-Zahl von 200, die von Yao (1969), zitiert in AWWA (1999), empfohlen wurde.

Die Einlaufvarianten unterscheiden sich bei genauer Betrachtung durch die TKE-Werte. Diese betragen bei der Einlaufvariante T-Stück  $0,02 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  und bei dem Prallblech  $0,03 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  (Abbildung 61). Durch die Standardabweichung der Daten zeigt sich, dass diese bei dem Prallblech mit  $0,08 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  deutlich höher ist als beim T-Stück mit  $0,02 \text{ cm}^2/\text{s}^2$ .

Mit zunehmender Oberflächenbeschickung auf 4 m/h steigen die mittleren Reynolds-Zahlen. Auch hier unterscheiden sich die Varianten deutlich durch die mittleren TKE-Werte. In Abbildung 61 beträgt der Median der für das T-Stück  $0,05 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  mit einer mittleren Standardabweichung von  $0,05 \text{ cm}^2/\text{s}^2$ . Im Unterschied dazu, ist der Median der TKE-Werte für das Prallblech auf  $0,07 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  mit einer Standardabweichung von  $0,26 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  angestiegen. Die Streuung der Daten ist auch in Abbildung 61 eindrücklich zu erkennen.

Aus den Resultaten der Abschnitte 4.6.1 und 4.6.2 sowie den hier zusammengefassten Ergebnissen wurde ersichtlich, dass neben der Auswertung der Reynolds-Zahlen auch den TKE-Werten und deren Streuung eine Bedeutung für die Bewertung der Fließzustände beigemessen werden muss. Die TKE-Werte streuen bei dem T-Stück deutlich weniger gegenüber dem Rohreinlauf mit Prallblech (siehe Abbildung 61).

Kapitel 5 widmet sich der aufgestellten Hypothese, dass hydraulisch günstige Konstruktionen im Mittel höhere Sedimentationsleistung erbringen gegenüber Reaktoren mit ungünstigem Strömungsverhalten.

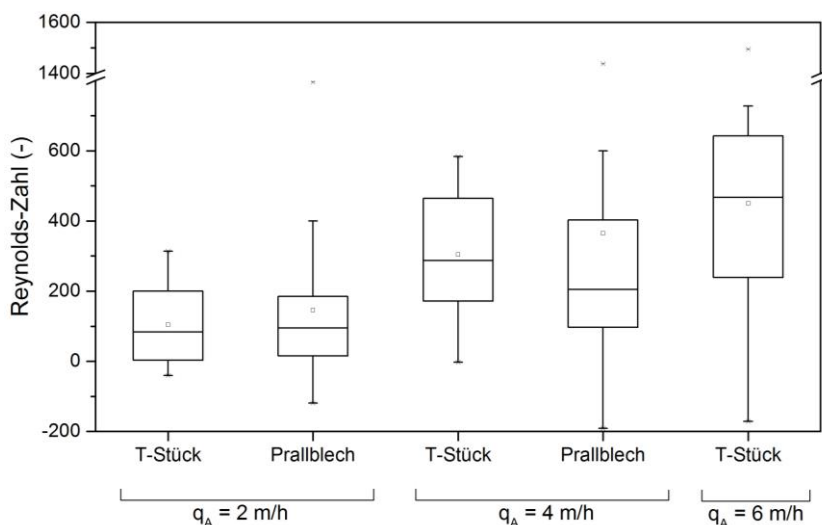


Abbildung 60: Übersicht über die ermittelten Reynolds-Zahlen

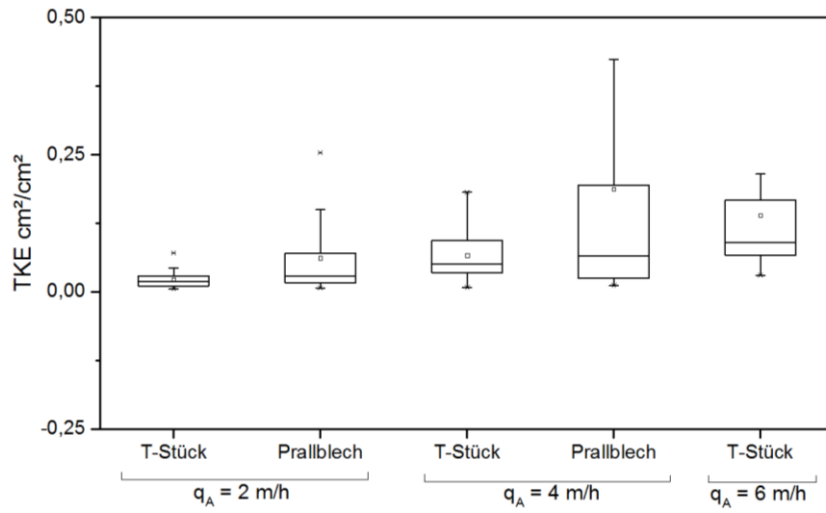


Abbildung 61: Übersicht über die turbulente kinetische Energie (TKE)

## 5 Ergebnisse zum Feststoffrückhalt im Mischsystem

Die hydraulischen Untersuchungen in Kapitel 4 stellen eine Beschreibung der Wirkung unterschiedlicher konstruktiver Gestaltungen auf die Strömungsverhältnisse in Regenbecken dar. Es konnte gezeigt werden, dass ein Reaktor schon bei geringen konstruktiven Änderungen sein Strömungsverhalten ändert. Auf Basis dieser Ergebnisse konnten Empfehlungen für Konstruktionsweisen abgeleitet werden. Die Resultate ermöglichen jedoch keine Aussage zum Stoffrückhalt solcher Anlagen. Hierzu sind Versuche unter realen Bedingungen erforderlich. In diesem Kapitel wird unter Kenntnis der ermittelten Strömungsverhältnisse das Potenzial zum Stoffrückhalt hydraulisch günstiger und ungünstiger Reaktoren untersucht. Dieser Vorgehensweise liegt die Annahme zugrunde, dass einem bestimmten Bautyp eine spezifische Abscheideleistung zuzuordnen ist.

Die Frage, welcher Feststoffrückhalt von Sedimentationsanlagen mit Schrägklärer-Einbauten erzielt werden kann, wird unter Einbeziehung der Geometrie, der Einlauf- und Ablaufsituation, der hydraulischen Bedingungen und der Feststoffverteilung beantwortet.

Die Datenerhebung erfolgte im Rahmen des Vorhabens „*Überwachung und Optimierung der Leistungsfähigkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen*“, das durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen gefördert wurde.

### 5.1 Feststoffcharakteristik

Die Versuchsdurchführung erfolgte an der Anlage mit Schmutz- und Mischwasser, damit eine hohe Anzahl von Regenereignissen simuliert werden konnte. In der Darstellung der Ergebnisse erfolgt zu Beginn eine differenzierte Betrachtung der Rohdaten nach Regen- und Trockenwetter. Unterschiede in der Feststoffverteilung und Zusammensetzung werden dadurch deutlich gemacht.

Die Trockensubstanzanteile der T und U Fraktion liegen an diesem Standort unter Mischwasserzufluss bei 71 % (Median). Im Schmutzwasserzufluss besteht der T und U Anteil zu 66 % im Median (Abbildung 62), womit dieser einen 5 % geringeren Anteil an der Feinfraktion aufweist. Der Massenanteil der Sand-Fraktion (0,063 - 2,0 mm) ist im Mischwasser um 5 % geringer gegenüber dem Schmutzwasser. In beiden Zuflüssen weist die Kiesfraktion (> 2 mm) einen Trockengewichtsanteil von ca. 4 % auf (Abbildung 62).

Bezüglich des Parameters Glühverlust (GV), der näherungsweise den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff repräsentiert, bestehen nur geringe Unterschiede zwischen dem hier vorliegenden Misch- und Schmutzwasser. Im Mischwasser beträgt die T und U Fraktion im Median 57 % gegenüber 64 % im Schmutzwasser (Abbildung 63). Die Differenz der Mediane wird als gering betrachtet. Die Unterschiede zwischen Misch- und Trockenwetterzufluss erscheinen gering. Daher werden die Versuche bei den weiteren Betrachtungen nicht mehr differenziert.

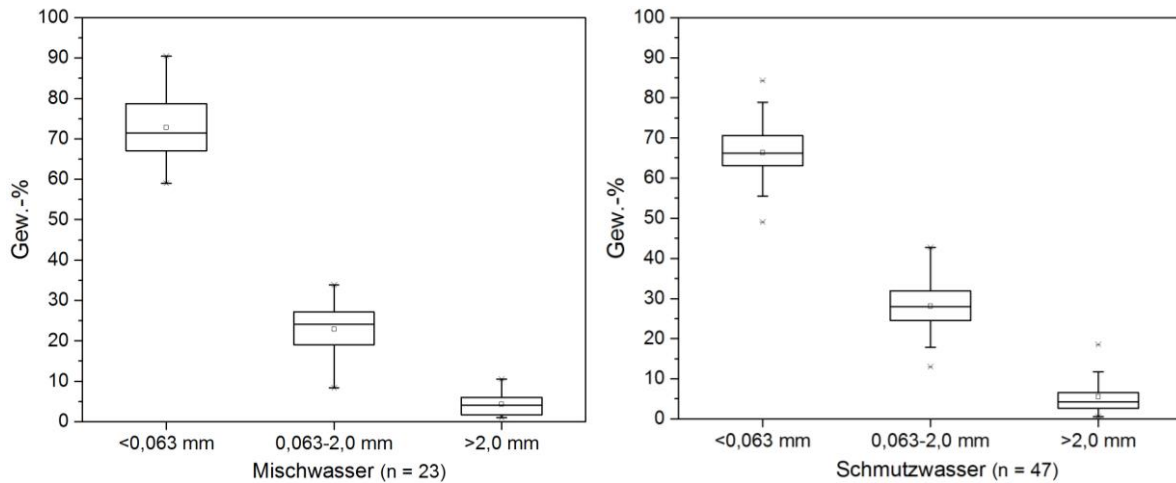


Abbildung 62: Trockensubstanzanteile in Prozent der Misch- (linke Grafik) und Schmutzwasserversuche (rechte Grafik)

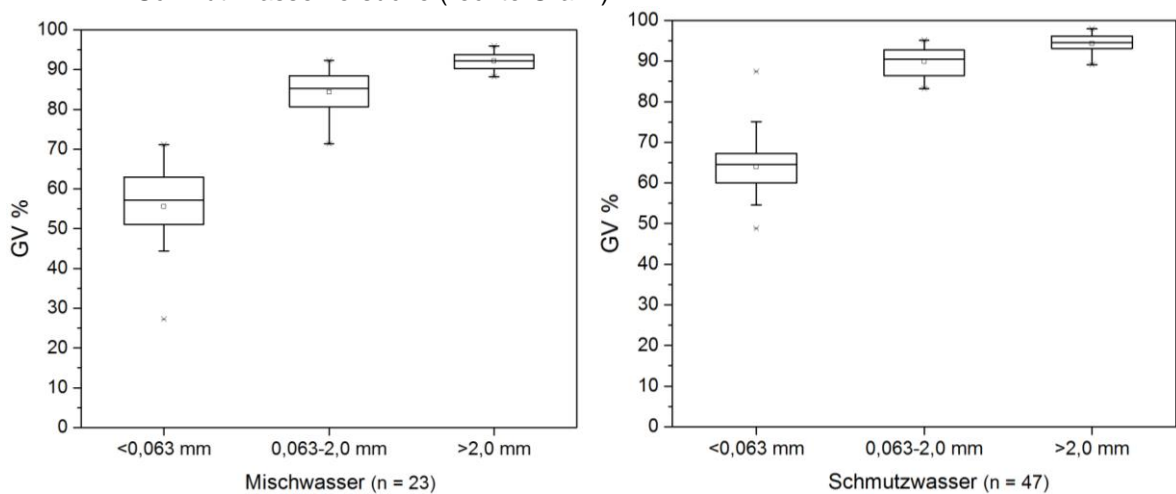


Abbildung 63: Glühverlustanteile der Misch- (linke Grafik) und Schmutzwasserversuche (rechte Grafik) in Prozent

Die Ergebnisse der Trockensubstanzanteile und der Konzentrationen werden nachfolgend für die Summe aller gezogenen Zu- und Ablaufproben ausgewertet.

In Abbildung 64 sind die Trockengewichtsanteile aus dem Zu- und Ablauf der Schrägklärer Anlage einander gegenübergestellt. Es wird ersichtlich, dass der T und U Anteil im Median von 67 % auf 91 % im Ablauf zunimmt und in der Sand-Fraktion der Median von 26 % auf 9 % TS abnimmt. Die Gewichtsanteile nehmen Richtung Klärüberlauf systematisch zu. Diese Verlagerung kann auf die Abscheideleistung der Regenbecken zurückgeführt werden. In der Anlage erfolgt eine Fraktionierung der Feststoffe vom Zulauf Richtung Ablauf.

Abbildung 65 enthält die fraktionsbezogenen Konzentrationen aller gemessenen Zu- und Ablaufproben. Es wird ersichtlich, dass die Zulaufkonzentration der T und U Fraktion von 132 mg TS/l auf 92 mg TS/l und die Sand-Fraktion von 69 mg TS/l auf 12 mg TS/l reduziert wird. Die Kies-Fraktion wurde gänzlich abgetrennt.

Somit zeigen die Daten der Trockengewichtsanteile und Feststoffkonzentrationen das stimmige Bild, dass grobe Feststoffanteile im System gut abgeschieden werden und die Feststoffe im Ablauf von der schwer sedimentierbaren Feinfraktion dominiert werden. Die Diagramme (Abbildung 64 und Abbildung 65) zeigen für beide Parameter eine geringe Streuung, was eine positive Voraussetzung für eine vergleichende Bewertung darstellt.



Ein Vergleich der Zulaufkonzentrationen mit den in Abschnitt 2.4.3 genannten Literaturwerten zeigt, dass der Median der Zulaufkonzentration sich in den Literaturangaben wiederfindet. Die Versuche mit Schmutz- und Mischwasser wurden in einem üblichen Konzentrationsbereich durchgeführt, mit denen Regenüberlaufbecken belastet werden.

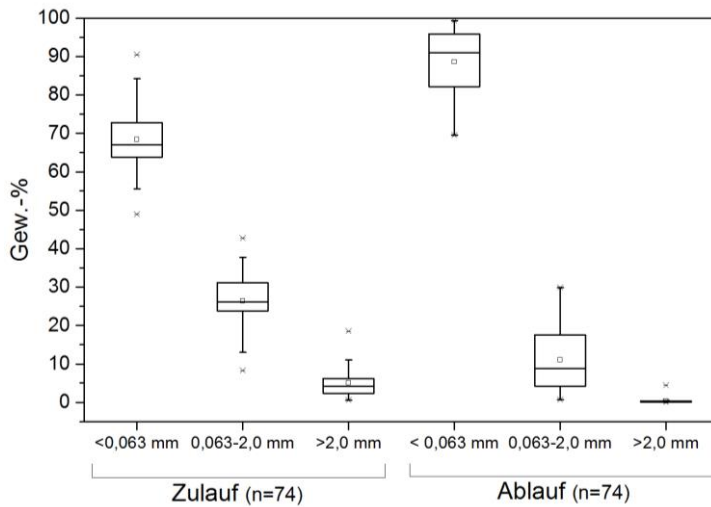


Abbildung 64: Trockensubstanzanteile im Zu- und Ablauf

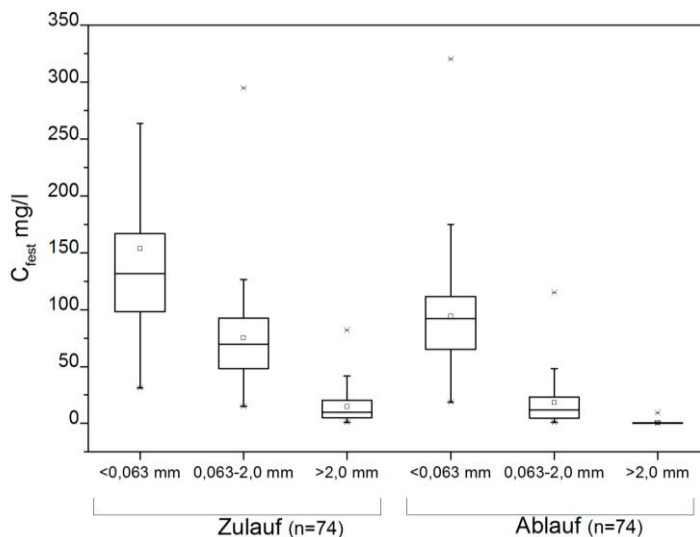


Abbildung 65: Fraktionsbezogene Zu- und Ablaufkonzentrationen

## 5.2 Feststoffrückhalt der untersuchten Varianten

Es wurden mehrere konstruktive Varianten, unter verschiedenen Belastungssituationen auf den Stoffrückhalt untersucht. Für den Vergleich einiger Varianten liegen nur Stichproben vor, die Tendenzen hinsichtlich der Abscheideleistung zum Ausdruck bringen. Die Anstrengungen konzentrieren sich verstärkt auf die Erhebung von Daten zur Wirksamkeit mit Schrägklärern-Einbauten unter optimierten hydraulischen Bedingungen. Für die Überprüfung und Ergänzung bestehender Bemessungsempfehlungen war es notwendig einen statistisch auswertbaren Datensatz zu generieren. In den Auswertungen zum Feststoffrückhalt wurde verstärkt die Feinfraktion herausgegriffen, die als neuer Leitparameter der Regenwasserbehandlung betrachtet wird (Abschnitt 2.3.4). Die Bedeutung des Einlauf- und Verteilerbauwerks ist aus hydraulischer Sicht hoch und hat daher bei den Messungen Berücksichtigung gefunden.

### 5.2.1 Feststoffrückhalt der Anlage ohne Schrägklärer

Die Ausgangssituation der Untersuchungen wurde in Abschnitt 3.1 Abbildung 13 vorgestellt. Es handelt sich um ein Regenbecken ohne Schrägklärer-Einbauten mit der Einlaufgestaltung eines Rohreinlaufes. Der Klarwasserüberlauf ist als Rinne mit doppelseitiger Überlaufschwelle ausgebildet.

Mittels der hydrodynamischen Verweilzeitverteilung konnte das Reaktorverhalten bestimmt und näherungsweise als volldurchmischter Reaktor charakterisiert werden. Für Regenbecken ist diese Strömungssituation ungünstig, weshalb eine geringe Abscheideleistung erwartet wurde. Tabelle 12 beinhaltet die Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen. Die Daten wurden aufsteigend nach der Oberflächenbeschickung und absteigend nach der Zulaufkonzentration sortiert.

Bei Zulaufkonzentrationen der T und U Fraktion von 144 und 175 mg TS/l und einem Feinanteil von 67 % bis 69 % erzielte die Anlage bei  $q_A = 2$  m/h einen Rückhalt von 29 % bzw. 39 %. Der Frachtrückhalt geht bei vergleichbaren Konzentrationen und Feststoffanteilen und einem  $q_A = 4$  m/h auf 7 % zurück.

Die Ergebnisse zeigen den erwarteten Zusammenhang. Mit zunehmender hydraulischer Belastung nimmt die Sedimentationsleistung ab. Bei 4 m/h ist von dem Becken keine nennenswerte Abscheideleistung mehr zu erwarten. Das in Abschnitt 4.1 ermittelte ungünstige Strömungsverhalten resultiert in geringen Frachtwirksamkeiten.

Tabelle 12: Feststoffrückhalt des Rechteckbeckens ohne Einbauten mit Rohreinlauf

Datum	$q_A$ m/h	l/s	Zulauf $C_{\text{fest}}$ in mg TS/l (T+U)	Ablauf $C_{\text{fest}}$ in mg TS/l (T+U)	Zulauf Gew.-% TS (T+U)	Ablauf Gew.-% TS (T+U)	$\eta$ (<2,0 mm)	$\eta$ (<63 $\mu\text{m}$ )
22.04.2016	2	6,8	175	124	69	88	42%	29%
19.04.2016	2	6,8	144	87	67	81	47%	39%
Median			-	-	-	-	-	-
29.03.2016	4	13,6	239	230	64	78	21%	6%
04.04.2016	4	13,6	218	184	70	76	18%	16%
21.03.2016	4	13,6	202	186	66	73	13%	8%
01.04.2016	4	13,6	149	141	65	74	17%	6%
Median			210	185	65	75	18%	7%

Anhand eines Vergleiches zweier hydraulisch unterschiedlich bewerteter Einlauf- und Verteilerbauwerke wurde das Potenzial zur Leistungssteigerung abgeschätzt, das von dieser Anlagenkomponente ausgeht. Die Standardbauweise ohne Schrägklärer wurde mit der Variante Verteilerrohr („T-Stück“) verglichen, das in den hydraulischen Versuchen ein günstiges Strömungsverhalten aufgewiesen hat.

Die Abscheideleistung des Reaktors mit Einlaufgestaltung T-Stück wurde in vier Versuchen bei einer hydraulischen Belastung von  $q_A = 4$  m/h ermittelt. Der Feststoffrückhalt dieser Variante beträgt 50 % für die Gesamtfraktion und 35 % im Median für die T und U Fraktion (siehe Tabelle 13). Im Vergleich zur Variante mit Rohreinlauf, bei der lediglich ein Stoffrückhalt von 7 % ermittelt wurde, konnte eine Wirksamkeitssteigerung um 470 % erreicht werden.

Da es sich um dieselbe Geometrie nur mit veränderter Einlaufgestaltung handelt, kann die Leistungssteigerung ausschließlich auf eine verbesserte Energiedissipation und Strömungsverteilung zurückgeführt werden. Die verbesserte Absatzleistung korrespondiert

mit den Auswertungen der Verweilzeitmessungen, die auf eine deutliche Verbesserung des Strömungsverhaltens hingewiesen haben.

Tabelle 13: Feststoffrückhalt des Rechteckbeckens ohne Einbauten mit optimierter Einlaufvariante (T-Stück) ohne Rinnensystem

Datum	$q_A$ m/h	l/s	Zulauf $C_{\text{fest}}$ in mg TS/l (T+U)	Ablauf $C_{\text{fest}}$ in mg TS/l (T+U)	Zulauf Gew.-% TS (T+U)	Ablauf Gew.-% TS (T+U)	$\eta$ (<2 mm)	$\eta$ (<63 $\mu$ m)
22.04.2016	4	13,6	216	139	67	91	52%	36%
28.04.2016	4	13,6	187	125	73	91	45%	33%
25.04.2016	4	13,6	145	97	59	85	47%	33%
28.04.2016	4	13,6	129	67	74	84	53%	48%
Median			166	111	70	88	50%	35%

Ein Ergebnis aus Abschnitt 4.5 ist, dass das Strömungsverhalten bei der Einlaufgestaltung mit T-Stück durch die Nachrüstung mit Klarwasserrinnen geringfügig verbessert werden konnte (siehe Abbildung 45 und Abbildung 46). Anhand von Stichproben zwischen  $q_A = 2 - 6$  m/h wurde überprüft, ob sich dieser Optimierungsansatz in einer gesteigerten Abscheideleistung der T+U Fraktion ausdrückt.

Für die hydraulische Belastung von 2 m/h liegt nur eine Stichprobe mit einer Abscheideleistung von 38 % vor. Bei 4 m/h liegen drei Datensätze vor, die einen Feststoffrückhalt von 32 % bis 35 % erbrachten (Tabelle 14). Diese Daten entsprechen etwa den Ergebnissen wie sie zuvor ohne Rinnensystem erhoben wurden. Der als Rinnensystem ausgebildete Klarwasserabzug nimmt in dem Regenbecken ohne Schrägklärer offenbar keinen gravierenden Einfluss auf den Stoffrückhalt.

Abbildung 66 stellt die erhobenen Daten der drei Varianten in einem Punktdiagramm gegenüber. Die beiden Einlaufvarianten T-Stück mit und ohne Klarwasserabzugsrinnen weisen bei  $q_A = 4$  m/h in drei von vier Datensätzen eine ähnlich hohe Abscheideleistung auf. Sie setzten sich deutlich von der Variante mit Rohreinlauf ab. Die Datensätze, die für  $q_A = 6$  m/h vorliegen erreichen eine ähnlich hohe Abscheideleistung wie die Variante mit Rohreinlauf bei  $q_A = 4$  m/h.

Über die durchgeführten Stichproben konnte aufgezeigt werden, dass die konstruktive Gestaltung und die daraus resultierenden Strömungsverhältnisse von Regenbecken die Sedimentationsleistungsfähigkeit der Anlage maßgeblich beeinflussen. Sie bestätigen, dass in der Verbesserung der konstruktiven Gestaltung von Regenbecken ein hohes Potenzial zur Leistungssteigerung ausgeht.

Tabelle 14: Feststoffrückhalt des Rechteckbeckens ohne Einbauten mit optimierter Einlaufvariante (T-Stück) mit Rinnensystem

Datum	$q_A$ m/h	l/s	Zulauf $C_{\text{fest}}$ in mg TS/l (T+U)	Ablauf $C_{\text{fest}}$ in mg TS/l (T+U)	Zulauf Gew.-% TS (T+U)	Ablauf Gew.-% TS (T+U)	$\eta$ (<2 mm)	$\eta$ (<63 $\mu$ m)
04.12.2015	2	6,8	206	128	63	97	59%	38%
Median			-	-	-	-	-	-
07.12.2015	4	13,6	198	134	67	93	52%	32%
04.12.2015	4	13,6	183	118	63	92	51%	35%
03.12.2015	4	13,6	143	102	63	87	43%	31%
Median			183	118	63	92	51%	32%
07.12.2015	6	20,4	184	150	71	80	28%	18%
02.12.2015	6	20,4	121	113	63	79	19%	6%
Median			-	-	-	-	-	-

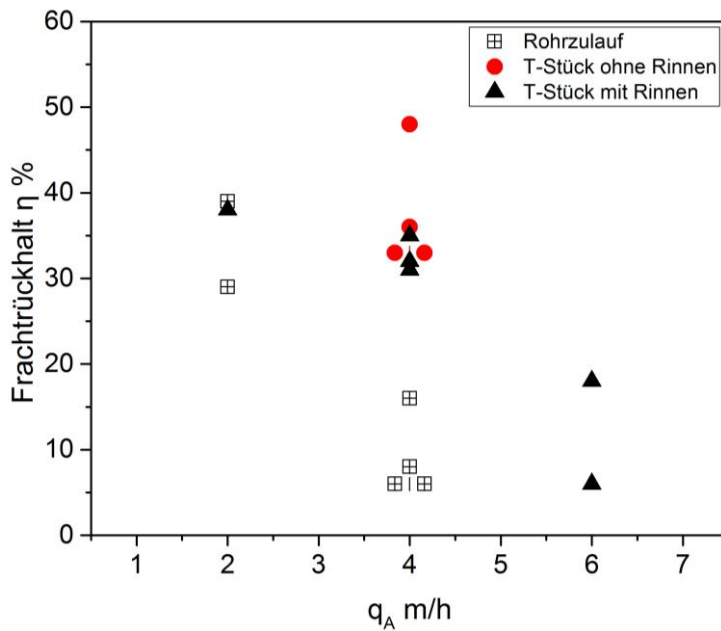


Abbildung 66: Feststoffrückhalt der T und U Fraktion in der Anlage ohne Schrägklärer

### 5.2.2 Feststoffrückhalt der Anlage mit und ohne Schrägklärer bei Einlaufgestaltung Rohreinlauf

In der vorliegenden Arbeit wird der Frage, welche hydraulische und stoffliche Wirkung von Schrägklärer-Einbauten ausgeht, eine hohe Bedeutung beigemessen. Die hydraulische Wirkung von Schrägklärern als Strömungsgleichrichter wurde in Abschnitt 4.3 nachgewiesen. Nun folgen die erforderlichen Untersuchungen zur Abscheideleistung, die das Gesamtbild dieser Technologie vervollständigen sollen.

Die Ergebnisse zum Feststoffrückhalt der Anlage ohne Einbauten mit Rohreinlauf wurden bereits vorgestellt. Tabelle 15 beinhaltet die Ergebnisse der Anlage mit Schrägklärer-Einbauten und einfachem Rohreinlauf. Der Bezug zur Oberflächenbeschickung ist in diesem Vergleich nicht so aussagekräftig. Für den Vergleich der Wirksamkeit wird der Durchfluss als Kenngröße herangezogen.

Ohne Schrägklärer-Einbauten wurde bei 6,8 l/s ( $q_A = 2$  m/h) eine Wirksamkeit von 29 % bis 39 % erreicht, die bei steigendem Durchfluss von 13,6 l/s ( $q_A = 4$  m/h) auf 7 % (Median) zurückgeht (Tabelle 12).

Demgegenüber wurde mit Plattenabscheidern bei einem Durchfluss von 11,9 l/s ( $q_A = 2$  m/h) eine Frachtwirksamkeit von ca. 26 % bis 33% und bei 23,8 l/s ( $q_A = 4$  m/h) ein Rückhalt von ca. 1 % bis 8 % erreicht (Tabelle 15).

Bei einer nahezu Verdopplung des Durchflusses sowie der Absetzfläche konnte durch den Einbau von Schrägklärern die Wirksamkeit relativ konstant gehalten. Die Stichprobenanzahl von elf Messungen ermöglicht eine orientierende Einordnung zur Wirksamkeit von Schrägklärern. Weitere Untersuchungsergebnisse zur Leistungssteigerung werden im Folgenden Abschnitt mit der Einlaufvariante Verteilerrohr (T-Stück) basierend auf einer höheren Stichprobenanzahl vorgestellt.

Tabelle 15: Mit Plattenabscheidern, mit Rinnensystem, mit Rohreinlauf

Datum	$q_A$ m/h	l/s	Zulauf $C_{fest}$ in mg TS/l (T+U)	Ablauf $C_{fest}$ in mg TS/l (T+U)	Zulauf Gew.-% TS (T+U)	Ablauf Gew.-% TS (T+U)	$\eta$ (<2 mm)	$\eta$ (<63 $\mu$ m)
28.11.2014	2	11,9	247	177	56	88	45%	28%
14.11.2014	2	11,9	149	100	66	85	47%	33%
17.11.2014	2	11,9	131	96	49	87	55%	26%
Median			149	100	56	87	47%	28%
13.03.2015	4	23,8	182	167	66	70	11%	8%
06.03.2015	4	23,8	161	159	60	71	14%	1%
Median			-	-	-	-	-	-

### 5.2.3 Feststoffrückhalt der Anlage mit und ohne Schrägklärer bei Einlaufgestaltung Verteilerrohr

In den Messungen zur hydrodynamischen Verweilzeitverteilung hat die Anlage mit der Einlaufsituation Verteilerrohr (T-Stück) ein günstiges Strömungsverhalten erreicht, da sie sich einer idealen Profenströmung annähert. Infolgedessen wird für diese Bauweise eine hohe Abscheideleistung erwartet.

Insgesamt wurden an der optimierten Variante 40 Versuche bei Oberflächenbeschickungen von  $q_A = 1, 2, 4$  und  $6$  m/h durchgeführt (Tabelle 16). Dieses Datenkollektiv ist im Vergleich zu anderen Feldmessungen, z. B. den in Tabelle 1 genannten Vorhaben, groß.

Zu Beginn der Datenauswertung erfolgt eine Korrelationsanalyse. Abbildung 67 stellt den Zusammenhang der Zulauf- und Ablaufkonzentration in einem Punktdiagramm dar. Die Punktwolke lässt einen Zusammenhang vermuten. Der Shapiro-Wilk-Test weist bei einem Niveau von 0,05 die Daten als nicht signifikant aus einer normalverteilten Grundgesamtheit gezogen zurück. Eine lineare Regression wie in der Abbildung angedeutet, ist nicht zulässig. Anstelle der bei normalverteilten Daten durchgeführten Pearson Korrelation wurde daher eine Rangkorrelationsanalyse nach Spearman mit einem 2-seitigen Signifikanztests durchgeführt. Diese findet für nicht normalverteilte Daten Anwendung. Das Ergebnis weist bei einem Signifikanz-Niveau von 0,05 eine signifikante Korrelation von 0,71 auf.

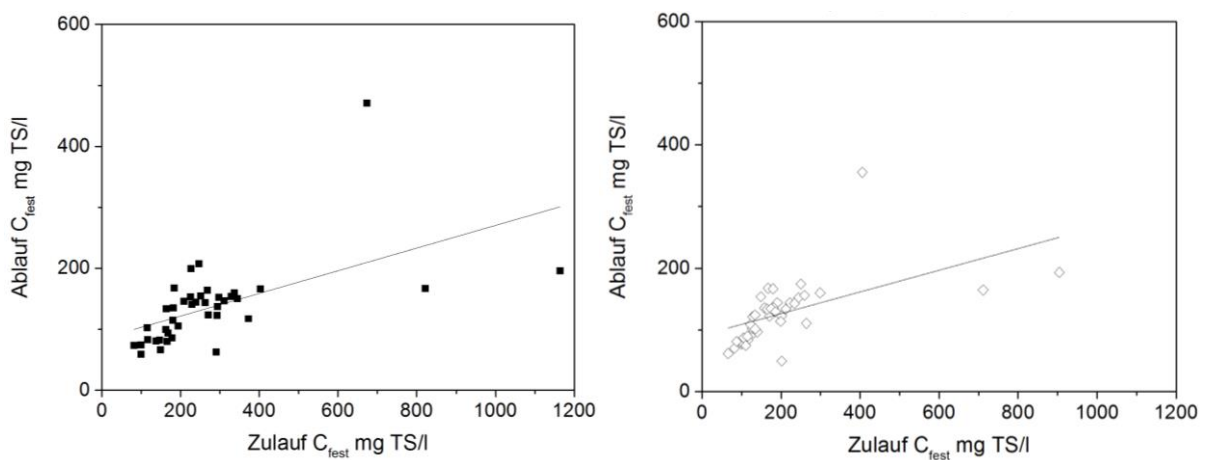


Abbildung 67: Zu- und Ablaufkonzentration der Gesamtfraktion (linke Grafik) und Feinfraktion (rechte Grafik)

Aus der Kenntnis, dass die Zulauf- und Ablaufkonzentration korrelieren wird ein weiterer Zusammenhang zwischen der Zulaufkonzentration und dem Frachtrückhalt angenommen. In Abbildung 68 wird in der linken Grafik die Gesamtkonzentration und in der rechten Grafik die Konzentration der Feinfraktion dem Frachtrückhalt gegenübergestellt. Für die Gesamtfraktion geht aus der Spearman Korrelation ein Korrelationskoeffizient von 0,70 hervor. Für die Feinfraktion ist die Korrelation mit 0,65 etwas geringer aber dennoch signifikant. Es konnte damit nachgewiesen werden, dass mit steigender Zulaufkonzentration der Frachtrückhalt zunimmt. In der Zulaufkonzentration wird daher eine entscheidende Einflussgröße für den Feststoffrückhalt in Sedimentationsanlagen gesehen.

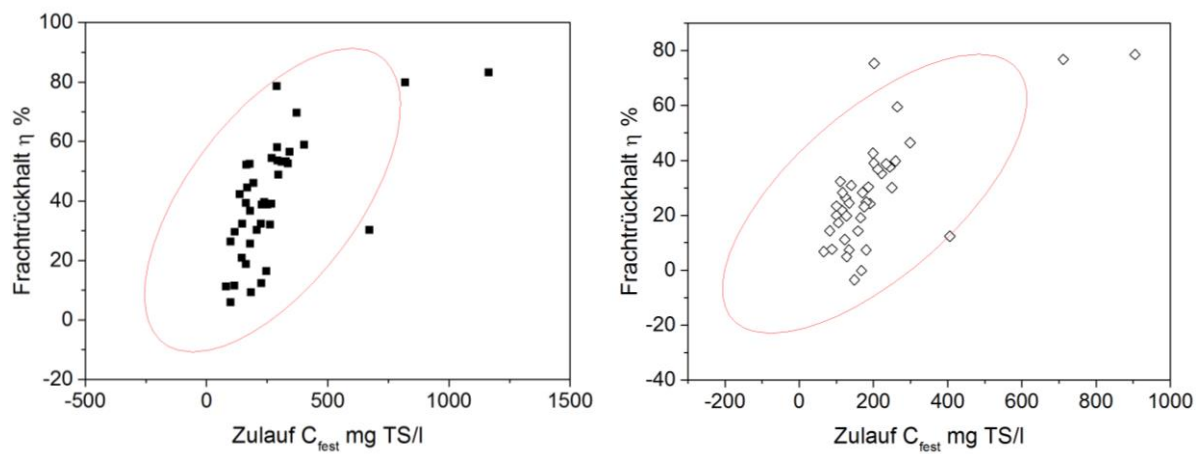


Abbildung 68: Zulaufkonzentration und Frachtrückhalt der Gesamtfraktion (linke Grafik) und Feinfraktion (rechte Grafik)

Eine kornfraktionsbezogene Darstellung der Wirksamkeiten folgt in Abbildung 69. Das linke Diagramm bezieht sich auf die Gesamtfraktion und das rechte Diagramm auf die Feinfraktion.

Die Ergebnisse zum Frachtrückhalt weisen teilweise eine hohe Streuung auf. Dies wird insbesondere an dem Boxplot des Datensatzes bei  $q_A = 2$  m/h ersichtlich bei dem das 1. und 3. Quantil sehr weit auseinander liegen. Unter Anbetracht das die Versuche unter stationären Bedingungen durchgeführt wurden überraschen diese Ergebnisse, da oftmals die variierende hydraulische Belastung als wichtigste Einflussgröße für die Streuung betrachtet wird.

Differenziert nach der Oberflächenbeschickung wurde jeder Datensatz auf eine Normalverteilung nach dem Shapiro-Wilk-Test durchgeführt. Bei einem Niveau von 0,05 wurden die Daten bei  $q_A = 1$  und 4 m/h aus einer normalverteilten Grundgesamtheit gezogen. Der p-Wert liegt bei 0,73 ( $q_A = 1$  m/h) bzw. 0,85 ( $q_A = 4$  m/h).

Ein Zusammenhang zwischen der Oberflächenbeschickung mit dem Feststoffrückhalt kann aus den Diagrammen in Abbildung 69 und den Eingangsdaten in Tabelle 16 angenommen werden. Zur Diskussion des Frachtrückhalts bei unterschiedlichen Oberflächenbeschickungen werden die Mediane der Datenkollektive herangezogen.

Von der **Gesamtfraktion** werden bei 1 m/h ein Rückhalt von 52 % und bei 2 m/h zu 55 % erreicht. Der Frachtrückhalt geht bei  $q_A = 4$  m/h auf 32 % und schließlich auf 12 % bei  $q_A = 6$  m/h zurück.

Der Frachtrückhalt der **Feinfraktion** ist mit 33 % Rückhalt bei  $q_A = 1$  m/h um ca. 20 % geringer gegenüber der Grobfraktion. Bei  $q_A = 2$  m/h ist dieser mit 38 % leicht erhöht gegenüber dem Rückhalt bei  $q_A = 1$  m/h. Auffallend ist wiederum, dass das 1. und 3. Quartil im Boxplot weit differieren. Die Standardabweichung ist in diesem Datensatz mit 24 % am höchsten. Mit zunehmender Oberflächenbeschickung reduziert sich der Feststoffrückhalt auf 24 % ( $q_A = 4$  m/h) und auf 7 % ( $q_A = 6$  m/h) (Tabelle 16).

Auffällig ist in den Ergebnissen, dass die Mediane zum Rückhalt der Fracht bei 1 m/h und 2 m/h nur gering voneinander abweichen. Bei 1 m/h ist dieser sogar etwas geringer gegenüber 2 m/h. Da in der Theorie mit einer abnehmenden Fließgeschwindigkeit eine höhere Sedimentationsrate für Partikel einhergehen sollte, wäre eine kontinuierliche Steigerung des Rückhalts zu erwarten gewesen.

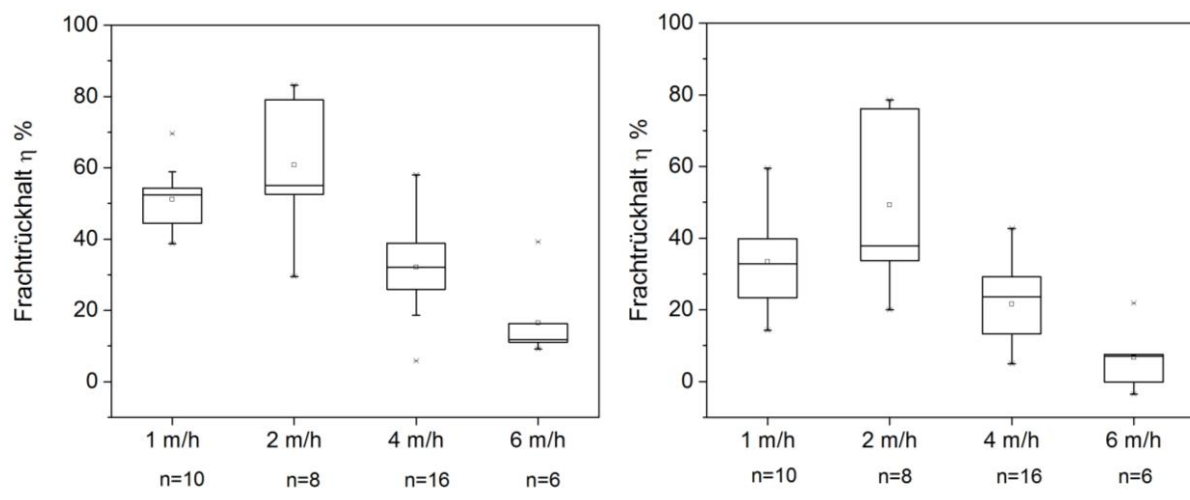


Abbildung 69: Frachtwirksamkeit bei stationärer Betriebsweise von  $q_A = 1$  bis 6 m/h (links: Gesamtfraktion; rechts: T und U Fraktion)

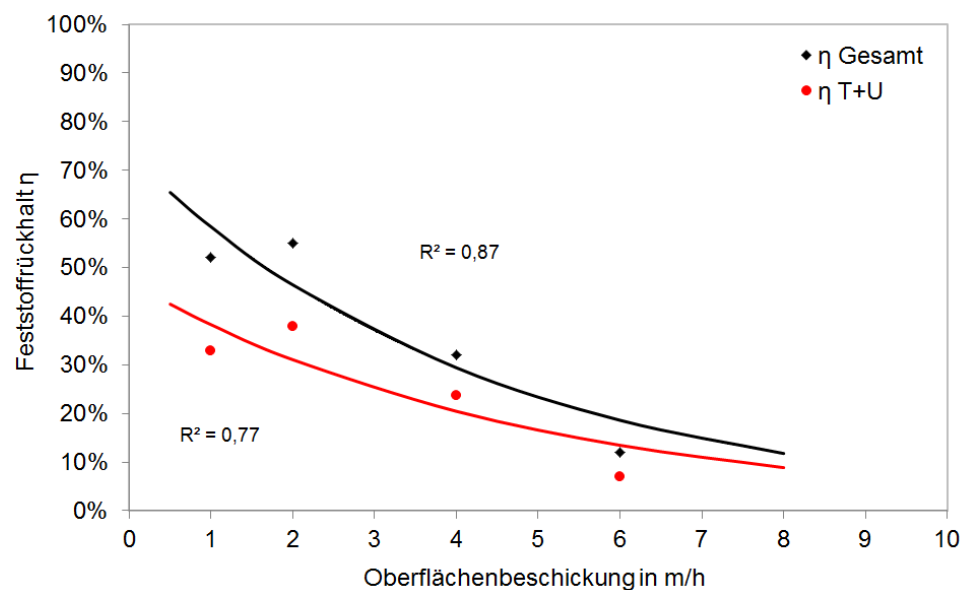


Abbildung 70: Mittlerer Frachtrückhalt der hydraulisch optimierten Anlage unter stationären Bedingungen (Fuchs und Kemper 2016)

Basierend auf den ermittelten Medianen wurde der Frachtrückhalt der optimierten Schrägklärer Anlage in einer Funktion generalisiert dargestellt. Diese bildet die Wirksamkeit für eine hydraulische Belastung von  $q_A = 0,5 \text{ m/h}$  bis  $8,0 \text{ m/h}$  vollständig ab (Abbildung 70).

Für die Grobfraction erreicht eine Exponentialfunktion ( $f = a \cdot \exp(-b \cdot x)$ ;  $a = 0,7339$ ;  $b = 0,2288$ ) die beste Annäherung an das Datenkollektiv mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 = 0,87$ . Für die Feinfraction wird über die Exponentialfunktion ( $f = a \cdot \exp(-b \cdot x)$ ;  $a = 0,4747$ ,  $b = 0,2091$ ) eine Annäherung mit  $R^2 = 0,77$  erreicht (Abbildung 70).

Wie aus den Diagrammen in Abbildung 69 ersichtlich wurde, sind die Ergebnisse zum Rückhalt der Gesamt- und Feinfraction einer breiten Streuung unterlegen. Diese Streuung geht aus der ermittelten Funktion nicht hervor, obwohl sie als wichtige Information betrachtet werden muss. In Abbildung 71 wurde daher die Funktion zum Rückhalt der T und U Fraktion um zwei weitere Kurven ergänzt, welche die Streuung der ermittelten Ergebnisse abbilden. Hierzu wurden die Werte, die die Funktion aufspannen, mit dem Median der ermittelten Standardabweichung addiert bzw. subtrahiert. Über diese Herangehensweise konnte der Erwartungsbereich für Wirksamkeiten einer Schrägklärer-Anlage im Mischsystem unter stationärer Betriebsweise aufgezeigt werden.

In Abhängigkeit der physikalisch-chemischen Randbedingungen wie beispielsweise der Temperatur und der Flockenbildung sowie den der Zulaufkonzentrationen und der Partikelgröße ist an diesem Standort bei  $q_A = 1$  bestenfalls ein mittlerer Frachtrückhalt von ca. 55 % für die T und U Fraktion erreichbar. Unter weniger günstigen Bedingungen, beispielweise kontinuierlich geringen Zulaufkonzentrationen, beträgt der mittlere Rückhalt möglicherweise nur 30 %. Diese recht breite Streuung des Frachtrückhalts führt bei Oberflächenbeschickungen von  $q_A = 6 \text{ m/h}$  dazu, das die Anlage bezogen auf die T und U Fraktion unter ungünstigen Bedingungen nahezu wirkungslos werden kann.

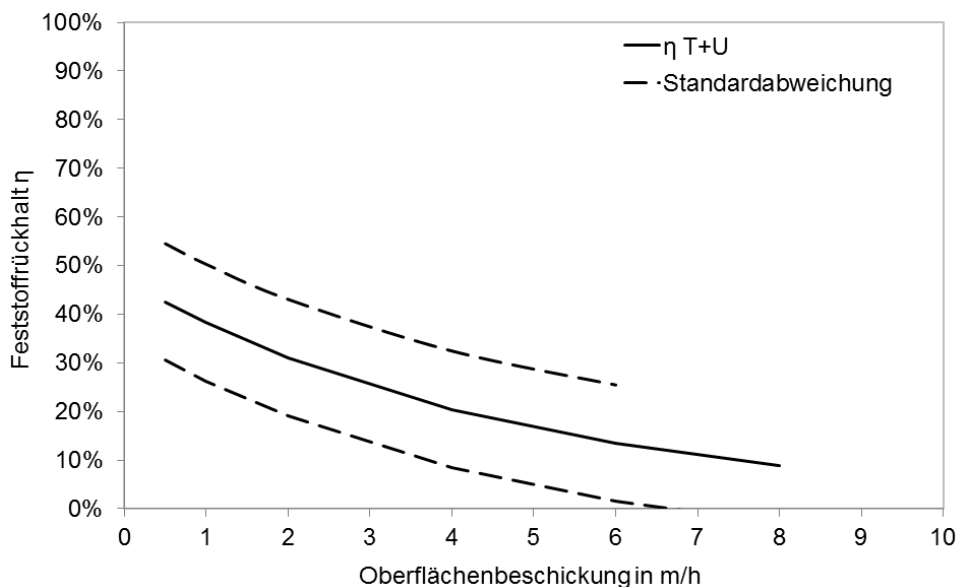


Abbildung 71: Mittlerer Frachtrückhalt der hydraulisch optimierten Anlage mit der Standardabweichung



In den Abschnitten 5.2.1 und 5.2.2 wurden Versuche zur Quantifizierung der Leistungssteigerung unternommen. Der Einfluss des Einlauf- und Verteilerbauwerks auf die Wirksamkeit konnte darin nachgewiesen werden (siehe Abbildung 66).

Für die Ermittlung der Leistungssteigerung der Anlage bei hydraulisch optimierter Einlaufvariante wurden Stichproben ohne Schrägklärer gezogen und ausgewertet. Die Wirksamkeiten wurden in Abschnitt 5.2.1 (Tabelle 13) vorgestellt. Ein Vergleich zu den Wirksamkeiten der Anlage mit Schrägklärern zeigt, dass es keinen Hinweis auf eine zusätzliche Leistungssteigerung durch Schrägklärer gibt. Schrägklärer erzielen gegenüber Sedimentationsanlagen ohne Einbauten bei gleicher Oberflächenbeschickung keine zusätzliche Abscheideleistung. Auf dieselbe Oberflächenbeschickung bezogen erzielen sie einen vergleichbaren Feststoffrückhalt.

Aus den Verweilzeitmessungen in Abschnitt 4.4 ist die Erkenntnis hervorgegangen, dass die Einlauf- und Verteilerbauwerke einen großen Einfluss auf das Strömungsverhalten eines Reaktors nehmen. Demgegenüber ist in Abschnitt 4.5 festgestellt worden, dass sich das Reaktorverhalten durch den Einbau der Schrägklärer nur sehr eingeschränkt beeinflussen lässt. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird die folgende Schlussfolgerung gezogen:

Das Potenzial einer Leistungssteigerung ist davon abhängig, wie günstig bzw. ungünstig das Strömungsverhalten des Ausgangsreaktors im Vergleich zu dem optimierten Reaktor ist. So besteht für einen Reaktor, der bereits ein sehr günstiges Strömungsverhalten aufweist, nur ein geringes Potenzial zur Leistungssteigerung, wohingegen eine Anlage, die ein ungünstiges Strömungsverhalten aufweist, da es z. B. durch Vorzugsströmungen, Walzen und Stagnationszonen geprägt ist, ein hohes Optimierungspotenzial und damit auch ein hohes Potenzial zur Leistungssteigerung aufweist.

Bezogen auf die hydraulisch optimierte Anlage kann davon ausgegangen werden, dass keine nennenswerte Leistungssteigerung erkennbar ist, da der positive Effekt, der von den Schrägklärern ausgeht, zwar vorhanden aber dennoch gering ist und in der Streuung der Daten eine zu geringe Bedeutung einnimmt.

Des Weiteren kann davon ausgegangen werden, dass auch bei einer annähernd hydraulisch optimierten Anlage ein geringes Potenzial zur Steigerung der Sedimentationsleistung vorliegt, da die physikalischen Gesetzmäßigkeiten eine weitere Steigerung der Sedimentation nicht zulassen.

Tabelle 16: Mit Plattenabscheider, mit Rinnensystem, mit optimiertem Einlauf Verteilerrohr

Datum	q <sub>A</sub> m/h	l/s	Zulauf C <sub>fest</sub> in mg TS/l (T+U)	Ablauf C <sub>fest</sub> in mg TS/l (T+U)	Zulauf Gew.-% TS (T+U)	Ablauf Gew.-% TS (T+U)	η (<2 mm)	η (<63μm)
03.09.2013*	1	5,9	299	160	70	96	59%	46%
24.06.2014	1	5,9	264	111	67	94	70%	59%
20.09.2013*	1	5,9	259	156	76	98	53%	40%
17.06.2014	1	5,9	244	153	70	99	53%	38%
25.10.2013*	1	5,9	201	123	74	99	54%	39%
16.09.2013*	1	5,9	158	136	62	97	39%	14%
28.10.2013*	1	5,9	127	102	62	97	46%	20%
12.09.2013*	1	5,9	125	92	70	98	44%	26%
06.11.2013*	1	5,9	117	84	59	98	52%	28%
04.11.2013*	1	5,9	100	77	68	96	42%	23%
Mittelwert			189	119	68	97	51%	33%
Median			180	117	69	97	52%	33%
Standardabw..			73	31	5	2	9%	14%
01.07.2014	2	11,9	905	193	73	99	83%	79%
27.06.2014	2	11,9	711	165	84	99	80%	77%
28.11.2014	2	11,9	234	143	66	94	56%	39%
10.06.2014	2	11,9	222	144	69	98	53%	35%
20.10.2014	2	11,9	212	134	66	98	53%	37%
17.11.2014	2	11,9	202	50	67	79	78%	75%
10.11.2014	2	11,9	111	75	66	94	52%	32%
26.08.2013*	2	11,9	100	80	83	97	30%	20%
Mittelwert			337	123	72	95	61%	49%
Median			217	139	68	98	55%	38%
Standardabw.			299	49	8	7	18%	24%
17.10.2013*	4	23,8	406	355	57	75	30%	12%
20.09.2013*	4	23,8	250	175	83	98	32%	30%
03.09.2013*	4	23,8	199	114	66	93	58%	43%
23.10.2013*	4	23,8	191	144	91	99	30%	24%
27.03.2015	4	23,8	186	130	59	84	49%	30%
25.10.2013*	4	23,8	181	136	75	94	39%	25%
06.03.2015	4	23,8	175	134	58	82	39%	23%
21.08.2013*	4	23,8	171	122	64	80	32%	28%
13.03.2015	4	23,8	165	134	62	87	39%	19%
12.09.2013*	4	23,8	140	97	72	96	32%	31%
21.10.2013*	4	23,8	134	124	73	92	26%	7%
28.10.2013*	4	23,8	134	102	71	89	37%	24%
06.11.2013*	4	23,8	128	122	76	91	19%	5%
16.09.2013*	4	23,8	123	109	66	93	21%	11%
18.09.2013*	4	23,8	105	87	73	93	6%	17%
26.08.2013*	4	23,8	82	70	79	95	26%	14%
Mittelwert			173	135	70	90	32%	21%
Median			168	123	72	93	32%	24%
Standardabw.			74	64	9	7	12%	10%
20.09.2013*	6	35,7	180	167	67	77	16%	7%
03.09.2013*	6	35,7	167	168	72	84	12%	0%
25.10.2013*	6	35,7	149	154	79	92	9%	-4%
12.09.2013*	6	35,7	115	90	67	90	39%	22%

18.09.2013*	6	35,7	88	81	71	79	11%	8%
15.10.2013*	6	35,7	66	62	80	84	11%	7%
Mittelwert			128	120	73	84	16%	7%
Median			132	122	72	84	12%	7%
Standardabw.			45	48	6	6	11%	9%

\*Datenerhebung erfolgte durch Ganninger (2014)

## 5.2.4 Leistungsvergleich der Schrägklärer-Anlage mit drei unterschiedlichen Einlaufgestaltungen

In den Untersuchungen wurden zwei Größen analysiert, die sich auf den Stoffrückhalt einer Sedimentationsanlage auswirken. Dies sind zum einen die Oberflächenbeschickung und zum anderen die Strömungsverhältnisse. Im Sinne einer übergreifenden Betrachtung werden die Ergebnisse der Verweilzeitmessungen von ausgewählten Varianten mit Schrägklärer-Einbauten noch einmal aufgegriffen und zusammen mit den Ergebnissen des Stoffrückhalts in aller Kürze diskutiert. Eine Übersicht über die Strömungsindikatoren und die Wirksamkeiten wurde in Tabelle 17 zusammengestellt.

In Abbildung 72 ist die Verweilzeitmessung für die hydraulisch optimierte Variante bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$  dargestellt. Anhand der Strömungsindikatoren  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,53$  kommt sie von den untersuchten Varianten der Propfenströmung am nächsten. Mit einem Stoffrückhalt von 38 % (Median) wird in diesem Reaktor der höchste Wirkungsgrad für die T und U Fraktion erreicht.

Sowohl die Strömungssituation der Variante mit Rohreinlauf als auch der Variante Rohreinlauf mit Prallblech weichen von einer Propfenströmung deutlich stärker ab. Dies wird aus dem Kurvenverlauf und den Strömungsindikatoren ersichtlich. Die Indikatoren beträgt für  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,07$ . Bei gegebenem Stoffrückhalt von 28 % bewirkt die Abweichung eine Verringerung des Stoffrückhalts von 10 % in der Ton- und Schluff-Fraktion.

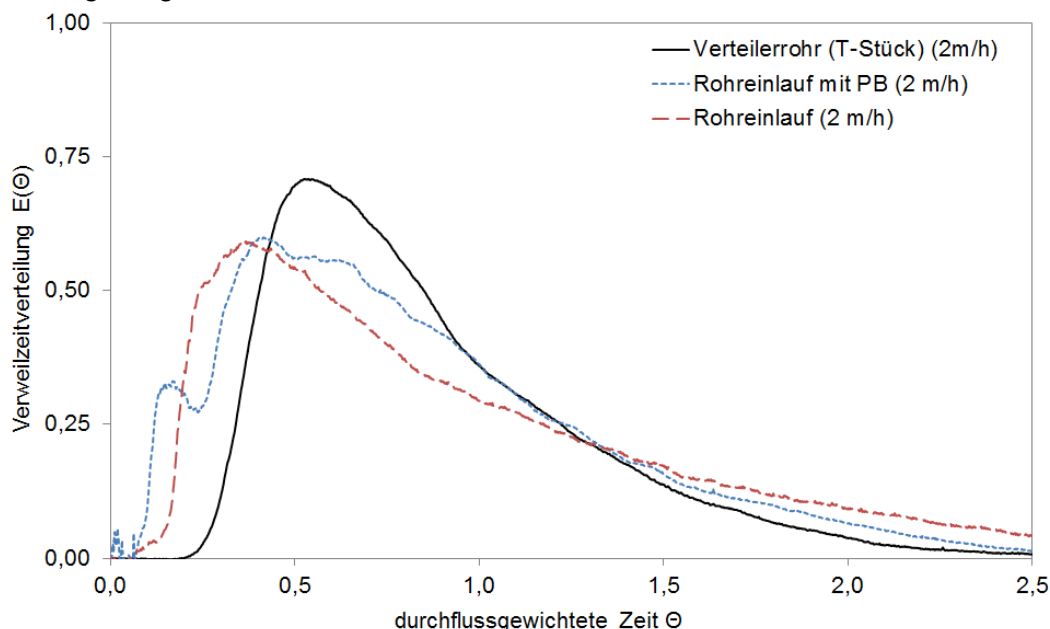


Abbildung 72: Hydrodynamische Verweilzeitverteilung bei einer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 2 \text{ m/h}$  für ausgewählte Einlaufsituationen

In Abbildung 73 wird ersichtlich, dass sich die hydraulisch optimierte Variante bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$  in der Kurvencharakteristik gegenüber der Darstellung der Kurve in Abbildung 72 nur gering

verändert hat. Es ist ein leichter Anstieg der Strömungsindikatoren zu verzeichnen. Der Indikator  $\Theta_{\text{Dom}}$  steigt auf 0,64 (Tabelle 17). Dennoch erreicht die optimierte Variante einen Stoffrückhalt von 24 % und damit einen um 19 % höheren Stoffrückhalt gegenüber der hydraulisch ungünstigen Variante mit 5 %. Bei diesen sind mit  $\Theta_{\text{Beginn}}$  von 0,07 ähnlich ausgeprägte Kurzschlussströmungen vorhanden wie bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$ . Eine Verschlechterung ist durch die Ausbildung eines mehrgipfligen Kurvenverlaufes erkennbar, die auf Zirkulationsströmungen hindeutet.

Dadurch, dass mit zunehmender Oberflächenbeschickung die Differenz der Wirksamkeit steigt, konnte aufgezeigt werden, dass das Einlauf- und Verteilerbauwerk bei höherer hydraulischer Belastung für das Strömungsverhalten an Bedeutung gewinnt. Bei hydraulisch ungünstigen Varianten nimmt der Stoffrückhalt deutlich stärker ab, als dies bei hydraulisch optimierten Anlagen der Fall ist.

Der Stoffrückhalt in Abhängigkeit zur Oberflächenbeschickung der drei Varianten wurde grafisch in Abbildung 109 (im Anhang) abgebildet.

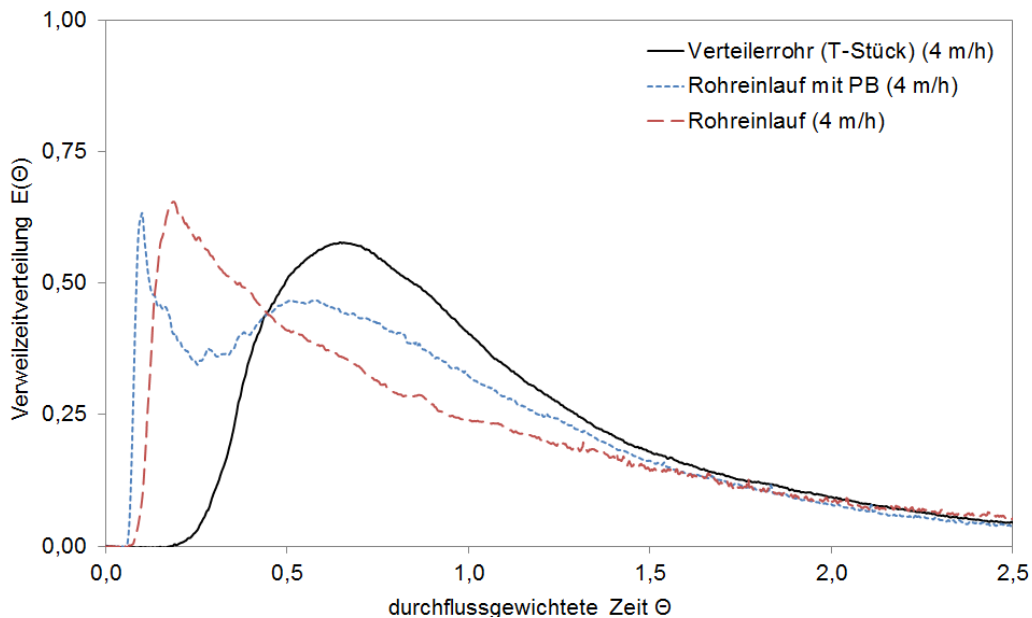


Abbildung 73 Hydrodynamische Verweilzeitverteilung bei einer Oberflächenbeschickung von  $q_A = 4 \text{ m/h}$  für ausgewählte Einlaufsituationen

Tabelle 17: Leistungsvergleich anhand der Strömungsindikatoren und des Stoffrückhalts

Variante	Ausführung	$q_A$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$	$\eta$
	Idealer Reaktor (PSR)		1,00	1,00	
a	Rohreinlauf tief liegend stirnseitig	2 m/h	0,07	0,38	28 %
e	Rohreinlauf tief liegend stirnseitig mit Prallblech	2 m/h	0,07	0,36	30 %
j	Verteilerrohr im Querschnitt 4 Ausläufe zur Sohle	2 m/h	0,23	0,53	38 %
a	Rohreinlauf tief liegend stirnseitig	4 m/h	0,08	0,19	5 %
e	Rohreinlauf tief liegend stirnseitig mit Prallblech	4 m/h	0,06	0,10	13 %
j	Verteilerrohr im Querschnitt 4 Ausläufe zur Sohle	4 m/h	0,22	0,64	24 %

Der Zusammenhang zwischen den Strömungsindikatoren und der Wirksamkeit wurde anhand der Datenlage diskutiert. Basierend auf der Datenlage wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Für die Daten der  $\Theta_{\text{Beginn}}$  Werte liegt nach dem Shapiro-Wilk Test keine Normalverteilung vor. Die Pearson Korrelation beträgt 0,51 und die Spearman Korrelation 0,35. Eine Streumatrix der Daten ist im Anhang enthalten (Abbildung 110)

Eine Normalverteilung liegt für die  $\Theta_{\text{Dom}}$  Werte und die Wirkungsgrade vor (p-Wert 0,88 bzw. 0,80 bei einem Signifikanzniveau von 0,05). In Abbildung 74 wurden die  $\Theta_{\text{Dom}}$  Werte dem Feststoffrückhalt der Ton- und Schluff-Fraktion gegenübergestellt. Der kritische Pearson Wert, ab dem eine Signifikanz vorliegt, liegt bei 0,729 (TNF 2008). In diesem Fall beträgt das  $R = 0,707$ , womit die Daten streng genommen nicht signifikant korrelieren. Basierend auf den Daten der hydraulisch ungünstigen und der optimierten Variante liegt ein schwacher Zusammenhang vor, je weiter sich der  $\Theta_{\text{Dom}}$  Wert eines Reaktors dem Wert 1 nähert desto höhere Sedimentationsleistung sind zu erwarten.

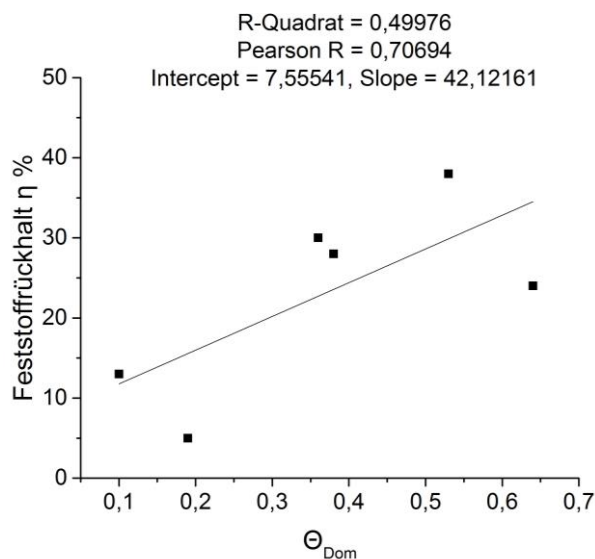


Abbildung 74: Korrelation des Feststoffrückhalts und dem Strömungsindikator  $\Theta_{\text{Dom}}$

## 6 Diskussion

### 6.1 Sedimentationsanlagen ohne Schrägklärer

Obwohl bereits zahlreiche Studien zur Untersuchung der Sedimentationsleistungsfähigkeit von Regenbecken durchgeführt worden sind (siehe Abschnitt 2.5), bestehen noch Wissenslücken hinsichtlich der Parameter und der Wirkungsmechanismen, die die Abscheideleistung steuern.

Einige Autoren weisen auf die konstruktive Gestaltung und die Bedeutung des Strömungsverhaltens für die Wirksamkeit der Anlagen hin. Fair et al. (1971) und Hahn (1987) machen beispielsweise konkret auf die Bedeutung des Einlauf- und Verteilerbauwerks aufmerksam. Dessen Bedeutung hinsichtlich der Strömungsverteilung und Energieumwandlung wurde von Muth (1990) umfassend untersucht. Er lieferte einen Beitrag zur konstruktiven Gestaltung dieser Bauwerkskomponente an Rechteckbecken. Insgesamt gibt es nur wenige Studien, in denen Strömungsverhältnisse als Einflussgröße der Sedimentationsleistung untersucht wurde.

In der vorliegenden Arbeit wird hierzu ein Beitrag geleistet. Es wurden Untersuchungen zur konstruktiven Gestaltung, zu den Strömungsverhältnissen und deren Einfluss auf die Wirksamkeit durchgeführt mit dem Ziel, das Prozessverständnis zu verbessern. Hierzu wurde eine halbtechnische Anlage gebaut (Abschnitt 3.1), an der umfangreiche Untersuchungen zum Strömungsverhalten und zum Stoffrückhalt durchgeführt wurden.

Die in der vorliegenden Arbeit ermittelten Wirkungsgrade der Anlage ohne Schrägklärer-Einbauten wurden dem Datenkollektiv des RÜB-Monitorings gegenübergestellt, das von Kemper et al. (2015a) erhoben wurde. In beiden Studien wurde dieselbe Probenahme-Strategie angewandt. Diese bestand aus einer durchflussproportionalen Beprobung mit großvolumigen Feststoffsammlern (siehe Abschnitt 3.3.1). Die Ergebnisse sind daher unmittelbar vergleichbar.

Abbildung 75 stellt die Sedimentationswirksamkeiten der Ton- und Schluff-Fraktion bei mittleren Oberflächenbeschickungen dar. Es werden sowohl die Wirkungsgrade des Datenkollektivs als auch diejenigen der untersuchten Anlage dargestellt. Bei Letzterem werden sowohl die Werte der hydraulisch optimierten<sup>7</sup> als auch der nicht optimierten Anlage aufgezeigt. Das Datenkollektiv weist eine breite Streuung der Ergebnisse mit teils negativen Sedimentationswirkungsgraden auf. Diese können beispielsweise durch stoßartige hydraulische Belastungen ( $q_{A,max}$  (m/h)) verursacht werden, indem bereits abgelagerte Sedimente aus der Füllphase remobilisiert und ausgetragen werden. In das Diagramm wurden die Ergebnisse dieser Studie an dem Reaktor ohne Schrägklärer aufgenommen. Negative Wirksamkeiten treten nicht auf, da in der Anlage durch den pumpengesteuerten Betrieb keine stoßartigen Belastungssituationen auftreten.

Die Wirksamkeiten aus dem RÜB-Monitoring erreichen bei einem  $q_{A,mittel} \leq 2$  m/h zwischen 0 und 60 % Stoffrückhalt. Die Anlage dieser Studie erreichte mit Einlaufsituation eines Rohreinlauf bei  $q_A = 2$  m/h einen Stoffrückhalt von 29 bis 39 % für die Ton- und Schluff-Fraktion. Somit finden sich die Wirksamkeiten dieser Anlage etwa im mittleren Feld der Ergebnisse aus dem Monitoring wieder. Bei  $q_A = 4$  m/h sinkt der Stoffrückhalt auf 7 %. Die Sedimentationswirksamkeit der Anlage ist gering, liegt aber in einem Feld zu beobachtender Werte.

---

<sup>7</sup> Die hydraulisch optimierte Variante ist bei der Anlage mit und ohne Schrägklärer die Einlaufsituation mit T-Stück

Derselbe Reaktor erzielte unter hydraulisch optimierten Bedingungen deutlich höhere Stoffrückhalte von 33 bis 48 %. Diese Wirksamkeiten sind im Vergleich zu den im RÜB Monitoring ermittelten Wirksamkeiten als hoch herausstellen.

Die Wirksamkeiten, die für den Reaktor unter hydraulisch ungünstigen und günstigen Bedingungen erhoben wurden, ermöglichen eine neue Interpretation der Daten des Monitorings. Die Sedimentationswirkungsgrade der vorliegenden Studie weisen bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$  an der nicht optimierten Variante im 7 % (Median) und an der optimierten Variante 33 % (Median) auf. Somit lassen die Ergebnisse der aktuellen Studie die Schlussfolgerung zu, dass von der Streuung der Wirksamkeiten 26 % auf die Strömungsbedingungen der unterschiedlichen gestalteten Durchlaufbecken zurückzuführen sind. Etwa 34% resultieren aus weiteren Einflussgrößen wie z. B. Partikeleigenschaften.

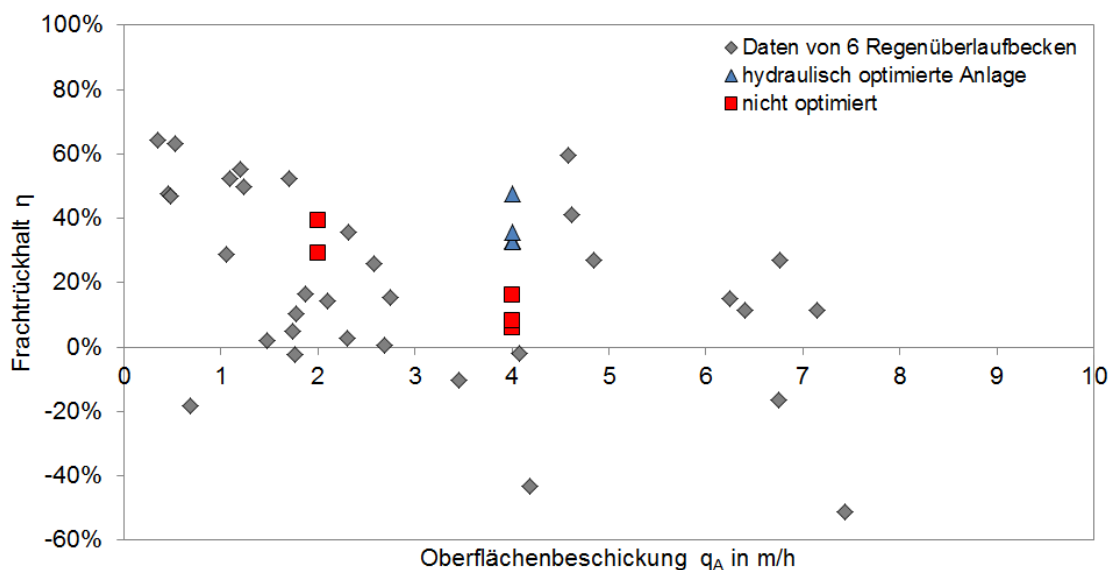


Abbildung 75: Sedimentationswirksamkeit der Ton- und Schluff-Fraktion von 6 Durchlaufbecken im Mischsystem und dem Untersuchungsobjekt ohne Schrägklärer

Es sind zwei Feldstudien bekannt, bei denen die Strömungsverhältnisse der Regenbecken in die Betrachtungen der Wirkungsweise einbezogen wurden.

Klepiszewski (2006) hat an einer Verbundanlage, bestehend aus einem Wirbelabscheider und einem Durchlaufbecken in Rechteckbauweise, eine Tracer-Messung zur Ermittlung der hydrodynamischen Verweilzeit an einem Einzelereignis durchgeführt. Die in Abbildung 90 (Anhang) dargestellte Verweilzeitmessung des Wirbelabscheiders wird als eine propfenartige Strömung bezeichnet, bei der eine Kurzschlussströmung auftrat. Da für das Durchlaufbecken in Rechteckbauweise das Strömungsbild nicht klar definiert werden konnte, sind die Ergebnisse für die vorliegende Diskussion nicht verwertbar.

Uhl et al. (2009) haben Messungen an zwei Durchlaufbecken, einem Rund- und einem Rechteckbecken, durchgeführt. Die gemittelten Strömungsindikatoren der beiden Anlagen wurden in Tabelle 18 zusammengestellt.

Die Messergebnisse des RÜB Picksmühlenbach (Rechteckbecken) sind unter dem Aspekt eines Vergleichs zweier Rechteckbauweisen von besonderem Interesse. Das RÜB wird über Schneckenhebwerke beschickt. Als Einlauf- und Verteilerbauwerk dient in diesem Becken ein horizontaler Schlitz. In Abbildung 89 im Anhang sind die Verweilzeitkurven dargestellt. Bedingt durch die in-stationäre Betriebsweise zeigt die Kurvenschar zunächst eine deutlich

größere Variabilität gegenüber den Kurven auf, die bisher diskutiert wurden (beispielsweise Abbildung 38). Bei mittleren Oberflächenbeschickungen werden an dem Rechteckbecken vergleichbar gute Ergebnisse erreicht, wie sie in dieser Arbeit an der hydraulisch optimierten Variante mit  $q_A = 2$  m/h erhoben wurden. Die Indikatoren  $\Theta_{\text{Beginn}}$  betragen 0,27 und für  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,48$ . Es kann daher von einer guten Strömungssituation ausgegangen werden. Die Autoren verweisen darauf, dass in dem Becken großräumige Zirkulationsströmungen auftreten. Gewisse Unregelmäßigkeiten sind jedoch in jedem Reaktor vorhanden. Ideale Reaktoren sind, wie wir wissen, in der Praxis nicht erreichbar. Was den Stoffrückhalt betrifft erreicht das Bauwerk einen 6 % geringeren Stoffrückhalt in der AFS<sub>gesamt</sub> Fraktion gegenüber der in dieser Arbeit entwickelten optimierten Variante. Die Differenz kann beispielsweise auf Partikel-, Flockungseigenschaften oder auf die In-stationarität zurückzuführen sein. Grundsätzlich hat jedoch der Reaktor dasselbe Potenzial für den Stoffrückhalt. Auch kann der Stoffrückhalt im Vergleich zu den Durchlaufbecken des Monitorings (Abbildung 75) als hoch betrachtet werden.

Das RKB Loddenbach weist anhand der Strömungsindikatoren in Tabelle 18 deutlich ungünstigere Strömungsverhältnisse auf. Unter Berücksichtigung, dass der Zulauf zu dem Rundbecken nicht tangential verläuft, sind ungünstige Strömungsverhältnisse zu erwarten. Dieses RKB ließe sich mit einem Stoffrückhalt von 14 % in der Abbildung 75 als Reaktor mit geringer Wirksamkeit einordnen.

Die Strömungsindikatoren des RKB Loddenbach sind günstiger gegenüber der „nicht hydraulisch optimierten Variante“ bei  $q_A = 4$  und 6 m/h. Dies trifft jedoch nicht für geringere Oberflächenbeschickungen bei  $q_A = 2$  m/h zu. Denn mit abnehmender Oberflächenbeschickung werden die Strömungsindikatoren der nicht optimierten Anlage und auch der Stoffrückhalt günstiger. Daraus wird ersichtlich, dass das Systemverhalten zum einen von der Oberflächenbeschickung und zum anderen von den Strömungsindikatoren abhängig ist.

Tabelle 18: Strömungsindikatoren und Wirksamkeiten von Durchlaufbecken

Anlage	n	$q_{A,\text{mittel}}$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$	$\eta$ AFS <sub>gesamt</sub>	$\eta$ T+U	n
Idealer PSR			1	1			
RÜB Picksmühlenbach	8	3,2 m/h	0,27	0,48	44 %		*8
RKB Loddenbach	11	3,2 m/h	0,11	0,24	14 %		*7
vorliegenden Studie:							
hydraulisch optimiert	1	2,0 m/h	0,24	0,46	59 %	38 %	1
	4	4,0 m/h	0,18	0,46	50 %	33 %	**7
	1	6,0 m/h	0,04	0,50	28/19 %	18/6 %	2
nicht optimiert	1	2,0 m/h	0,10	0,39	42/47 %	29/39 %	2
	6	4,0 m/h	0,05	0,09	18 %	7 %	**4
	1	6,0 m/h	0,05	0,10	-	-	

\*Median, \*\*Mittelwert

Basierend auf den Ergebnissen der vier Reaktortypen wurde überprüft, ob für die Strömungsindikatoren ( $\Theta_{\text{Beginn}}$  und  $\Theta_{\text{Dom}}$ ) und den Feststoffrückhalt ein statistischer Zusammenhang nachgewiesen werden kann. Der Shapiro-Wilk Test besagt, dass die Daten aus einer normalverteilten Grundgesamtheit gezogen wurden.

Abbildung 76 stellt in der linken Grafik den Strömungsindikator  $\Theta_{\text{Beginn}}$  dem Feststoffrückhalt gegenüber. Setzt man für die Daten einen linearen Fit an, liegt das Pearson R bei 0,75. Damit besteht eine signifikante Korrelation, dass bei einem hohen  $\Theta_{\text{Beginn}}$  ein hoher



Feststoffrückhalt zu erwarten ist, wohingegen ein geringer  $\Theta_{\text{Beginn}}$  auf geringe Wirksamkeiten hinweist.

In der rechten Grafik erfolgte eine analoge Überprüfung für den Strömungsindikator  $\Theta_{\text{Dom}}$  mit dem Feststoffrückhalt. Auch hier konnte mit einem Pearson R von 0,66 ein signifikanter Zusammenhang bestätigt werden.

Beide Grafiken der Abbildung 76 zeigen im Hinblick darauf, dass ein idealer Reaktor ein  $\Theta_{\text{Dom}}$  von 1 aufweist plausible Zusammenhänge auf. Ein allgemeingültiger Ansatz mit dem über die Strömungsindikatoren die Wirksamkeit eines Reaktors vorhergesagt werden kann, konnte in dieser Arbeit jedoch nicht aufgestellt werden. Es besteht Forschungsbedarf zur Erhebung einer breiteren Datenbasis, um darüber Aussagen machen zu können.

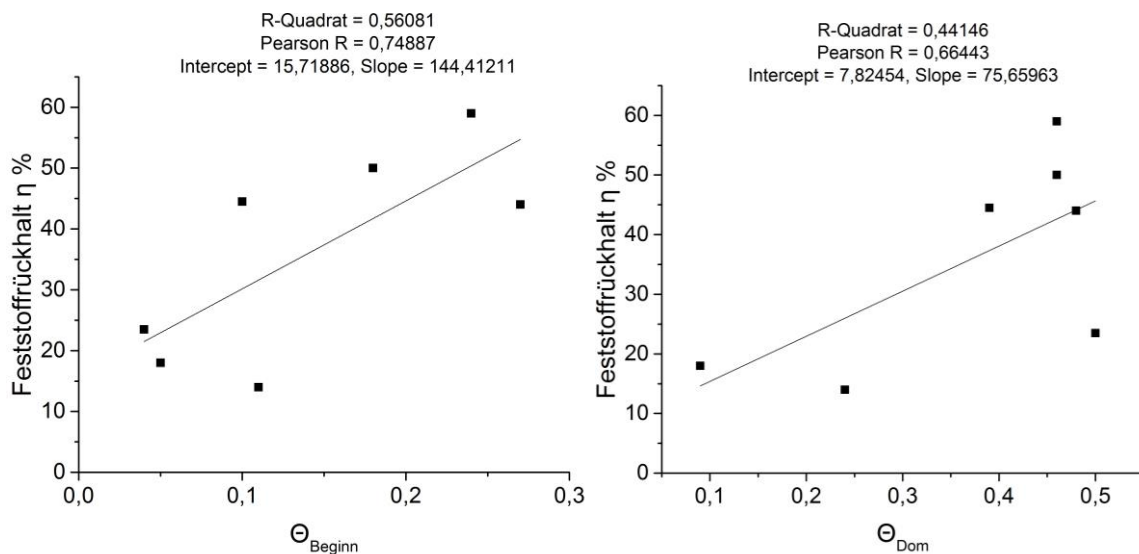


Abbildung 76: Korrelationsanalyse für Durchlaufbecken ohne Schrägklärer (AFS<sub>gesamt</sub>)

## 6.2 Sedimentationsanlagen mit Schrägklärern

Die Schrägklärer-Technologie findet durch die platzsparende und kompakte Bauweise sowohl in zentralen als auch in dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen Anwendung. Sie kann neben dem Einsatz beim Neubau von Regenbecken mit klärtechnischer Wirkung auch für die Ertüchtigung von Regenbecken im Bestand verwendet werden. Für den Einsatz dieser Technologie bedarf es Konstruktions- und Bemessungsempfehlungen, die den Bau effizienter und wirksamer Anlagen sicherstellen. Die Literaturrecherche dieser Studie hat ergeben, dass bisher keine fundierten Untersuchungen des Strömungsverhaltens in Sedimentationsanlagen mit Schrägklärern durchgeführt wurden, die den gesamten Reaktor betrachten.

Das Strömungsverhalten des Reaktors wird entscheidend von der konstruktiven Gestaltung des **Einlauf- und Verteilerbauwerks** mitbestimmt. Ein Beispiel für die Bauweise dieser Bauwerkskomponente findet sich in Illustrationen beispielsweise von Fair et al. (1971) oder Willis (1978). Eine gleichmäßige Beschickung der Anlage wollen die Autoren über Verteilerrohre erreichen, die auf der Sohle des Bauwerks über die gesamte Länge des Bauwerks verlaufen. In der vorliegenden Studie wurden zahlreiche Einlauf- und Verteilerbauwerke, darunter auch Verteilerrohre, abgebildet und mithilfe von Verweilzeitmessungen untersucht. Daraus konnte die Erkenntnis gewonnen werden, dass nur wenige Einlaufvarianten die Anforderungen einer gleichmäßigen Anströmung der Schrägklärer-Elemente erfüllen. Die von Schade und Sapulak (1984) formulierte gleichmäßige Beaufschlagung setzt also hohe Maßstäbe an die konstruktive Gestaltung. Diese werden von den in Fair et al. (1971) oder Willis (1978) aufgezeigten Beispielen nicht erfüllt.

In der vorliegenden Arbeit konnten zwei Einlaufvarianten herausgestellt werden (Abschnitt 4.4), die eine günstige hydraulische Strömungssituation herstellen. Ein Großteil der untersuchten Varianten erreicht diese gleichmäßige Anströmung nicht, da sich Vorzugsströmungen, Zirkulationsströmungen oder Stagnationszonen ausbilden. Diese Strömungsphänomene bewirken, dass ein Teil der Absetzfläche für den Sedimentationsprozess nicht verfügbar ist, wodurch der Sedimentationswirkungsgrad reduziert wird.

Anders als bei dem Einlauf und Verteilerbauwerk finden sich in der Literatur zumindest einige Untersuchungen zur Neigung und zum Strömungsverhalten in dem Lamellenzwischenraum, z. B. in Willis (1978) oder Ziolo (1996). In Modellversuchen haben sowohl Forsel und Hedström (1975) als auch Leung (1983) das Strömungsverhalten in Gegenstromabscheidern untersucht. Ihre Untersuchungsergebnisse zeigen die Ausbildung einer Dreischichtenströmung im Zwischenraum der Lamellen. Die in dieser Studie angesetzten Untersuchungen mittels Farbtracer und Fließgeschwindigkeitsmessungen konnten diese Beobachtungen nicht machen. Die Untersuchungen in den Lamellen wurden ausschließlich mit Frischwasser ohne Sedimente durchgeführt. Somit wurde die von den Sedimenten verursachte Gegenströmung nicht ausgebildet.

Die Fließgeschwindigkeitsmessungen dieser Studie waren darauf ausgerichtet, die Gleichmäßigkeit der Durchströmung zu ermitteln und das Fließverhalten in den Lamellen zu untersuchen.

Eine hohe Abscheideleistung von Partikeln ist unter laminarem **Fließverhalten** zu erwarten. Von der American Water Works Association wird für Röhrenabscheider empfohlen, eine

Reynolds-Zahl von 800 nicht zu überschreiten (AWWA 1999). Umgerechnet auf die an der Anlage verbauten Plattenabscheider sind also Reynolds-Zahlen von 200 einzuhalten.

In der hydraulisch optimierten Anlage wurde diese Anforderung bei  $q_A = 2$  m/h am besten erreicht. Die Reynolds-Zahlen betragen im Median 84. Nur an wenigen Messpunkten wurde die Reynolds-Zahlen von 200 überschritten. Die kritische Reynolds-Zahl von 500 ist an keinem Messpunkt überschritten worden. Die Ergebnisse der Messungen können Abbildung 57 entnommen werden.

Bei Erhöhung der Oberflächenbeschickung auf  $q_A = 4$  m/h nahm die Reynolds-Zahl auf 287 im Median zu. In 17 % der Messpunkte kam es zu einer Überschreitung der kritischen Reynolds-Zahl von 500. Damit liegen diese bereits in dem Übergangsbereich von einer laminaren zu einer turbulenten Strömung. Die turbulente kinetische Energie nahm im Median von  $0,02 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  (2 m/h) auf  $0,05 \text{ cm}^2/\text{s}^2$  (4 m/h) zu.

In Abbildung 60 und Abbildung 61 werden die Messergebnisse der hydraulisch optimierten und der nicht optimierten vergleichend illustriert (Abschnitt 4.6.3). Um eine möglichst hohe Sedimentationsleistung zu erbringen, stellen sich die Strömungsverhältnisse bei der optimierten Variante mit einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h am günstigsten dar.

Über die Methodenkombination von Verweilzeitmessungen, Markierungsversuchen und Fließgeschwindigkeitsmessungen ergibt sich ein vollständiges Bild über die hydraulischen Verhältnisse der Anlage. Die in Feldversuchen ermittelten Wirkungsgrade sind ein weiterer Baustein, der die Leistungsfähigkeit der optimierten Anlage beschreibt.

Der **Feststoffrückhalt** der Sedimentationsanlage wurde unter realen Bedingungen untersucht.

Erfahrungen wie die von Hübner und Geiger (1996) oder Fuchs et al. (2014) zeigen, dass der Stoffrückhalt von Sedimentationsanlagen einer breiten Streuung unterliegt. Als Einflussgröße für die hohe Streuung der Wirksamkeiten werden von ihnen schwankende Oberflächenbeschickungen als Ursache angeführt. Überraschend hoch ist daher die **Streuung der Frachtwirksamkeiten** an der hier untersuchten Anlage im stationären Betrieb. Eine schwankende Oberflächenbeschickung ist demnach nur eine Einflussgröße neben anderen Parametern, die den Sedimentationsprozess steuern. Die Zulaufkonzentration, Gewichtsanteile oder auch die Flockenbildung sind Beispiele für weitere Größen in dem Wirkungsgefüge.

Die Untersuchungen zum Stoffrückhalt konnten zeigen, dass die Abscheideleistung von zwei Mechanismen abhängig ist. Diese ist zum einen die **Oberflächenbeschickung** und zum anderen die **Strömungscharakteristik**. Anhand der Versuche in Abschnitt 5.2.3 konnte nachgewiesen werden, dass wenn diese Parameter gleich gehalten werden, in der Anlage sehr ähnliche Sedimentationswirksamkeiten erbracht werden. Es ist also nicht davon abhängig, ob die Sedimentationsanlage mit oder ohne Schrägklärer ausgestattet ist, wenn die Strömungsindikatoren und das  $q_A$  gleich sind.

Diesem Grundsatz folgend müssten die optimierte Schrägklärer-Anlage und das RÜB Picksmühlenbach vergleichbar gute Wirksamkeiten erzielen. Beide Anlagen erzielten ähnlich gute Strömungsindikatoren (Tabelle 19). In Abbildung 77 wurden die Anlagen einander gegenübergestellt. Es wird hieraus ersichtlich, dass bei vier von sieben Datensätzen eine hohe Vergleichbarkeit gegeben ist. Der zuvor beschriebene Zusammenhang wird also bestätigt.

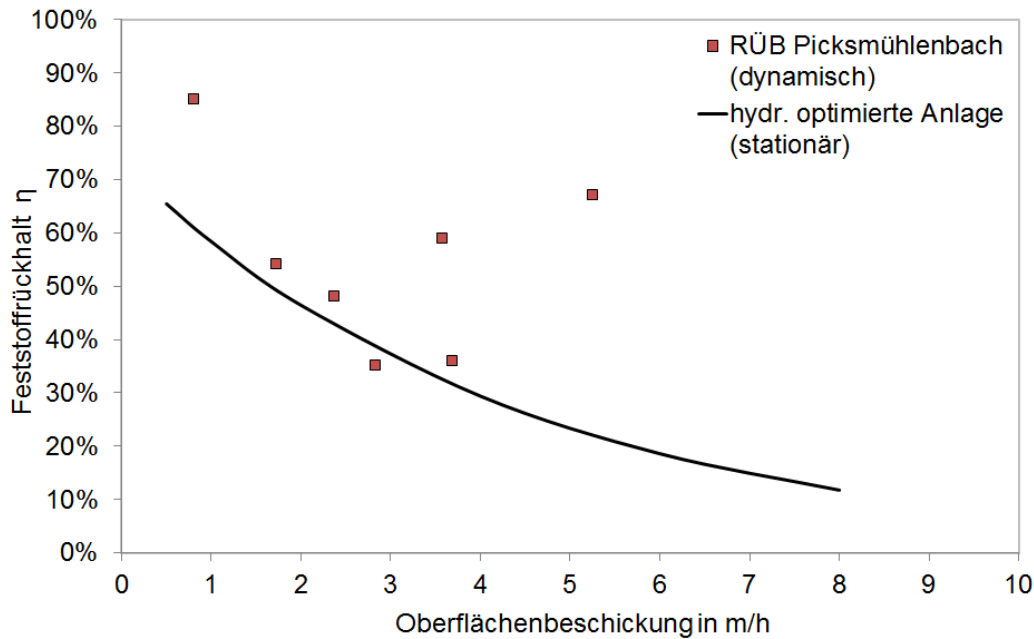


Abbildung 77: Abscheideleistung stationärer und dynamischer Betriebsweise für die Gesamtfraktion (< 2,0 mm)

Tabelle 19: Strömungsindikatoren des RÜB Picksmühlenbach und des optimierten Schrägklärers

Anlage	$q_{A,mittel}$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$
RÜB Picksmühlenbach	3,2 m/h	0,27	0,48
vorliegenden Studie:	2,0 m/h	0,23	0,53
hydraulisch optimierter Schrägklärer	4,0 m/h	0,22	0,64

In der vorherigen Betrachtung wurde eine dynamisch betriebene Anlage mit einer stationären Anlage verglichen. Es wird nun der Frage nachgegangen, ob die an dem Untersuchungsobjekt ermittelten Wirksamkeiten auch auf andere dynamisch betriebene Anlagen übertragbar sind. Wie eingangs erläutert, gilt für Sedimentationsanlagen in Rechteckbauweise, dass bei einer kritischen Regenspende ( $r_{krit}$ ) von 15 l/(s·ha) eine Oberflächenbeschickung von  $q_A = 10$  m/h nicht überschritten werden darf. Schleifenbaum et al. (2016) haben in ihrer Studie am Beispiel von Regenklärbecken nachgewiesen, dass diese vorwiegend mit Oberflächenbeschickungen von  $q_A \leq 1$  m/h beaufschlagt werden (siehe Abbildung 111).

Nachfolgend werden zwei Regenereignisse als Beispiel für auftretende Entlastungsereignisse angeführt. Die Daten stammen vom dem RÜB Göbrichen, das mit Schrägklärern ausgebaut ist und auf eine Oberflächenbeschickung von  $q_A = 3,8$  m/h bemessen wurde. Abbildung 78 stellt ein Regenereignis vom 18.09.2016 dar. Bei dem Regenereignis ist ein  $q_{A,max}$  von 1,4 m/h und ein  $q_{A,mittel}$  von 0,5 m/h aufgetreten. Der Durchfluss beträgt im Maximum 0,4 m<sup>3</sup>/s und im Mittel 0,2 m<sup>3</sup>/s. Die Streuung ist mit ~0,1 m<sup>3</sup>/s sehr gering. Auf das Volumen von 547 m<sup>3</sup> bezogen wird die Durchflussschwankung von ~0,1 m<sup>3</sup>/s als vernachlässigbar angesehen. Das Regenereignis, bei dem Oberflächenbeschickungen zwischen  $q_A = 0$  bis 1 m/h auftraten, kann als stationär betrachtet werden.

Abbildung 79 zeigt ein Regenereignis, bei dem zu Ereignisbeginn eine stoßartige hydraulische Belastung auftritt. Die ersten 25 Minuten des Regenereignisses sind durch die

hohen Durchflussschwankungen als in-stationär zu betrachten. Nach 45 Minuten schwanken die Durchflüsse nur noch gering. Von dem Ausreißer abgesehen, der nach drei Stunden Betriebszeit auftritt, nehmen die Oberflächenbeschickung Werte zwischen 0 und 1 m/h an. Es liegen relativ stationäre Verhältnisse vor.

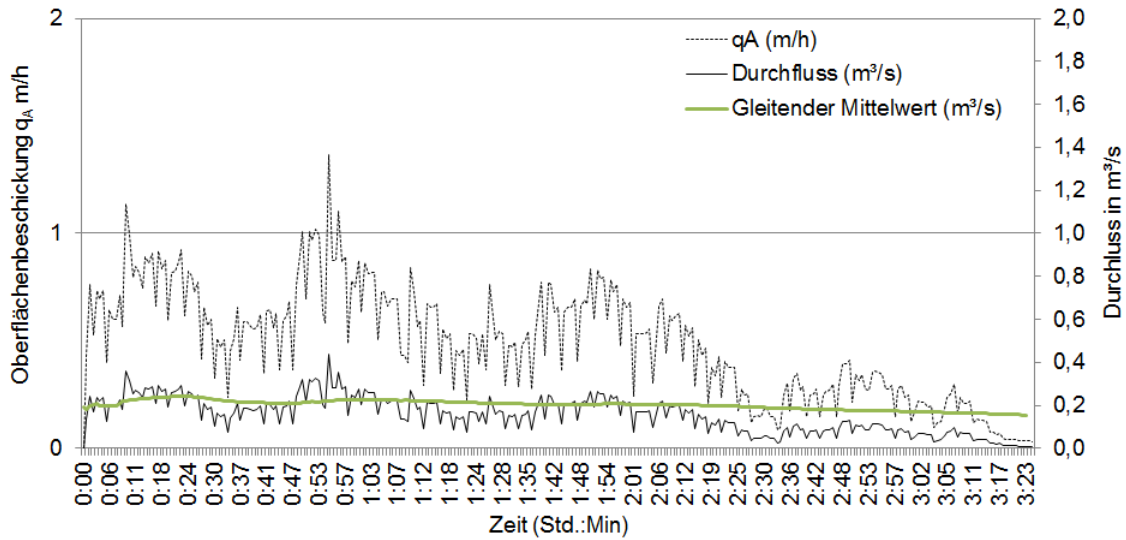


Abbildung 78: Entlastungsverhalten eines RÜB mit Schrägklärern am 18.09.2016

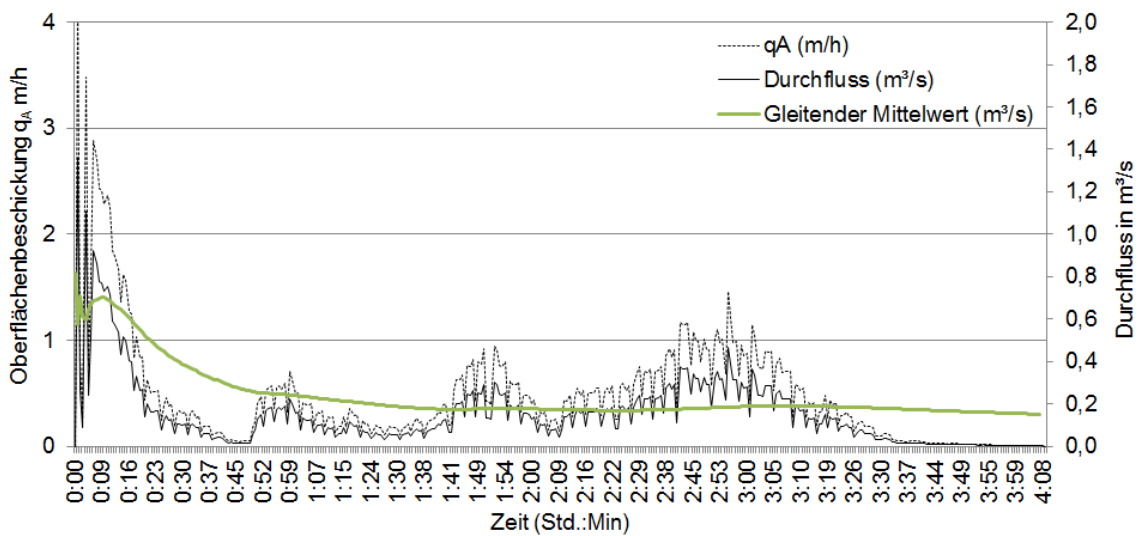


Abbildung 79: Entlastungsverhalten eines RÜB mit Schrägklärern am 27.09.2016

### 6.3 Methodendiskussion

Bei der Wahl der Methoden war abzuwägen, mit welchem Ansatz die zugrunde liegende Problemstellung in Bezug auf die Strömungsbedingungen und die Sedimentationswirksamkeit am besten aufgearbeitet werden kann.

Aufgrund der hohen Komplexität in der Zusammensetzung des Niederschlagswasserabflusses sowie bei den Flockungsprozessen sind der **numerischen Modellierung** Grenzen gesetzt. Eine Strömungssimulation mit Partikeln zur Ermittlung der Abscheideleistung gibt Aufschluss darüber, welche konstruktive Gestaltung als hydraulisch günstig zu beurteilen ist. Die numerische Strömungssimulation ist jedoch nicht in der Lage, den Sedimentationsprozess und die Wechselwirkungen zwischen Partikeln ausreichend genau abzubilden. Numerisch ermittelte Wirksamkeiten können daher nicht in die Realität übertragen werden.

Es waren daher Feldversuche an einer realen Anlagen durchzuführen.

Das Durchströmungsverhalten des Reaktors wurde mit der Methode der **hydrodynamischen Verweilzeit** untersucht. Der Hinweis in Uhl et al. (2009), dass das Impulsverfahren eine Interpretation der Strömungscharakteristik hinsichtlich Kurzschlussströmungen, Rezirkulationsströmungen und Stagnationszonen ermöglicht, konnte in diesen Messungen bestätigt werden. Verweilzeitmessungen mit Impulszugabe können als sensitive Methode betrachtet werden, das integrale Strömungsverhalten einer Geometrie bzw. Konzeption zu beurteilen. Unter stationärer Beschickung haben sich auch Einzelmessungen als aussagekräftig erwiesen um das Reaktorverhalten orientierend zu bewerten. Dies kann für dynamisch betriebene Regenbecken nicht ohne Weiteres angenommen werden.

Verweilzeitmessungen haben den Vorteil, dass sie das integrale Strömungsverhalten sehr gut abbilden. Es bleiben jedoch Unsicherheiten bezüglich der Interpretation des Strömungsverhaltens bestehen. Daher ist eine Methodenkombination sinnvoll. Versuche mit Markierungsstoffen stellen eine gute Ergänzung dar. Mit ihnen können lokale Strömungsphänomene wie Zirkulationsströmungen oder Vorzugsströmungen sehr gut abgebildet werden.

Hinsichtlich der **Feststoffbilanzierung** war die durchflussproportionale Beprobung der Zu- und Abläufe mittels großvolumiger Behälter (Feststoffsammler) die favorisierte Methode. Deren Vorteil besteht darin, dass durch das große Probenvolumen auch eine hohe Feststoffmasse vorhanden ist, die sich in der weiteren Analytik robust verhält. Die Ermittlung der Ton- und Schluff-Fraktion über eine Nasssiebung ist ebenfalls ein bewährter Ansatz der Korngrößenanalyse zur Quantifizierung der feinen Feststoffe. Eine etablierte Methodik zur Bestimmung des im DWA-A 102 geführten Leitparameters, der als AFS63 bezeichnet wird, ist für Mischwasserproben noch nicht vorhanden.

## 6.4 Konstruktion und Bemessung von Regenbecken

Durch Einlaufgestaltungen induzierte negative Strömungsmuster führen dazu, dass die Absetzfläche der Anlage nicht optimal ausgenutzt wird und daraus resultierend das Potenzial der Abscheideleistung nicht ausgeschöpft wird. Die Vielzahl der untersuchten Einlauf- und Verteilerbauwerke weisen darauf hin, dass nur wenige Konstruktionen eine gleichmäßige Beaufschlagung der Lamellen sowie eine günstige Energiedissipation bewirken.

Diese Arbeit hat zum Ergebnis, dass von den Einlaufvarianten die Schwellen und das quer liegende Verteilerrohr mit Ausläufen zur Sohle für Schrägklärer eine günstige hydraulische Wirkung erzielen. Das „T-Stück“ erzeugt quantitativ ein ähnlich hohes Niveau wie die Schwellen. Es ist nicht auszuschließen, dass auch andere Einlauf- und Verteilerbauwerke eine hohe Energiedissipation und Strömungsverteilung erbringen. Die Erarbeitung weiterer Empfehlungen zur Spezifizierung des Einlauf- und Verteilerbauwerks, der Geometrie, der vertikalen und horizontalen Dimensionen sowie die Drosselung des Bauwerks, sind Inhalte eines laufenden Forschungsvorhabens.

Die Reduktion der Bemessungsoberflächenbeschickung von Regenbecken mit klärtechnischer Wirkung zur Steigerung der Sedimentationsleistung ist Stand der aktuellen Diskussion. Aus den Verweilzeitmessungen wurde die Erkenntnis gewonnen, dass bei einer Reduktion der Oberflächenbeschickung die Strömungscharakteristik, die durch die Gestaltungselemente induziert wird, weitestgehend erhalten bleibt. Ab einer Oberflächenbeschickung von  $q_A \leq 2 \text{ m/h}$  wird das Strömungsverhalten auch eines ungünstigen Reaktortyps günstiger (Abschnitt 5.2.4).

Neben verbesserten Strömungsverhältnissen wirken sich die geringeren Fließgeschwindigkeiten positiv auf die Abscheidung von Partikeln der Ton- und Schluff-Fraktion aus.

Ungünstig durchströmte Sedimentationsanlagen können bei einer signifikanten Verringerung der Oberflächenbeschickung in ihrem Reaktorverhalten ertüchtigt werden, sodass sie nur gering hinter dem potenziell möglichen Stoffrückhalt zurückbleiben (Abbildung 109).

## 6.5 Sedimentablagerungen

In-Situ-Beobachtungen zu dem Sedimentationsprozess und dem Abrutschen von Sedimenten von den Oberflächen wurden nicht durchgeführt. Um einer vollständigen Betrachtung der Schrägklärer-Technologie gerecht zu werden, sind Anlagen im Bestand begangen und die Verschmutzung der Oberflächen analysiert worden.

Bild 8 bis Bild 10 zeigen die Oberflächen von Schrägklärern aus Regenbecken im Misch- und Trennsystem. Alle Oberflächen sind mehr oder weniger stark verschmutzt. Mit zunehmender Betriebszeit lagern sich die kohäsiven Sedimente auf den Oberflächen ab und kumulieren, bis eine bestimmte kritische Masse erreicht ist. Diese rutscht dann Richtung Sohle ab. Das Abtrocknen der Sedimente führt zu einem Abschuppen der Oberflächen, was die Selbstreinigung unterstützt.

Eine horizontale Fraktionierung in der Sedimentationskammer wurde an einer Schrägklärer-Anlagen beobachtet. Es wurden mehrere Proben genommen, deren Laborergebnisse in Abbildung 80 dargestellt wurden. In der 1. Probenreihe konnte festgestellt werden, dass zulauf- und ablaufseitig eine geringe Feststoffmasse auf den Oberflächen lagerte (jeweils  $\leq 5 \text{ mg/cm}^2$ ). In der Mitte der Sedimentationskammer wurde ein größeres Feststoffdepot vorgefunden ( $\geq 20 \text{ mg/cm}^2$ ). Der zulaufseitig geringe Frachtanteil wurde auf eine ungleichmäßige Belastung oder eine nicht repräsentative Probe zurückgeführt. Die 2. Probenreihe zeigt, dass zulaufseitig deutlich mehr Sedimente ( $\sim 30 \text{ mg/cm}^2$ ) auf den Platten aufliegen und der Massenanteil zum Ablauf hin abnimmt ( $< 5 \text{ mg/cm}^2$ ). Innerhalb der Sedimentationsanlage wurde somit eine Klassierung der Fracht festgestellt.

Durch die Beprobung beider Seiten einer Absetzfläche (liegende Fläche = Absetzfläche, hängende Fläche = Rückseite der Absetzfläche) konnte weiterhin ermittelt werden, dass Sedimente nicht ausschließlich auf der liegenden Fläche vorhanden sind. Bezogen auf die Gesamtmasse lagert auf der hängenden Fläche ein Anteil von 17 %.

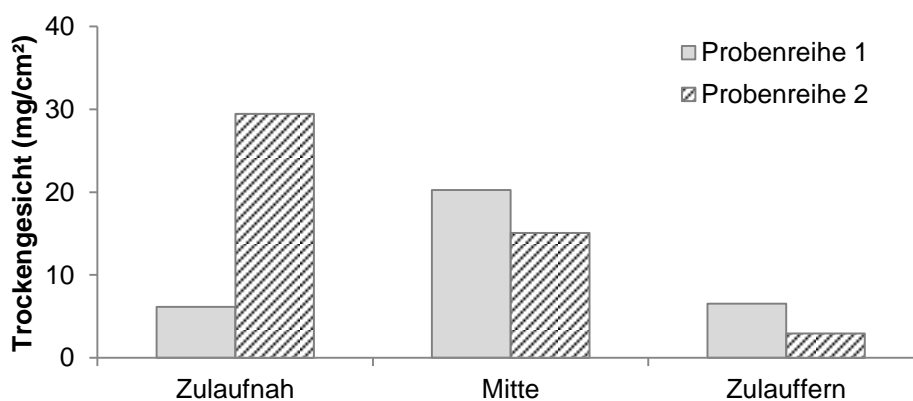


Abbildung 80: Sedimentablagerungen auf den Oberflächen



## 7 Zusammenfassung

Niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse sind ein bedeutender Eintragspfad von Nähr-, Zehr- und Schadstoffen in Oberflächengewässer. Durch die in den letzten Jahren gestiegenen Anforderungen an die Abwasserreinigung und Gewässergüte sind verstärkt Maßnahmen zum verbesserten Feststoff- und Schadstoffrückhalt in der Regenwasserbehandlung gefordert.

Bestandsanalysen von Regenbecken mit klärtechnischer Wirkung haben aufgezeigt, dass ein hoher Anteil der Sedimentationsanlagen nicht dem Stand der Technik entspricht. Konstruktive Defizite wurden unter anderem für das Einlauf- und Verteilerbauwerk festgestellt.

Breit angelegte Monitoring-Programme im Trenn- und Mischsystem haben außerdem auf eine geringe Sedimentationswirksamkeit der Anlagen, hinsichtlich der mit Schadstoffen belasteten Ton- und Schluff-Fraktion hingewiesen. Folglich liegt ein hoher Bedarf zur Sanierung und Ertüchtigung der Anlagen vor.

Die Ausrüstung der Sedimentationsanlagen mit Schrägklärern ist eine verfahrenstechnische Handlungsoption zur Steigerung des Stoffrückhalts. Das aus der industriellen Anwendung bekannte Verfahren zur mechanischen Fest-Flüssig-Trennung findet seit einigen Jahren Anwendung in der Regenwasserbehandlung.

Bislang liegen keine Studien vor, aus denen hervorgeht, wie effiziente Sedimentationsanlagen zu konzipieren sind.

In der vorliegenden Arbeit wird von der zentralen Arbeitshypothese ausgegangen, dass eine Sedimentationsanlage, deren Strömungsverhalten einer idealen Propfenströmung gleicht, den höchsten Stoffrückhalt erzielt. Es galt zu ermitteln, wie weit eine Annäherung an eine ideale Strömung gelingt und welcher Stoffrückhalt diesem Reaktorverhalten zugeordnet werden kann.

Als wichtiges Bauwerkselement ist das Einlauf- und Verteilerbauwerk zu betrachten. Dessen Bedeutung für Regenbecken mit Schrägklären war im Hinblick auf die Strömungsverteilung und Energieumwandlung zu untersuchen.

Wissensdefizite bestanden außerdem darin welche Rolle die Schrägklärer in diesem Reaktor übernehmen, um die ideale Propfenströmung zu erreichen. Die hydraulische Wirkung der Schrägklärer-Elemente als Strömungsleitelemente wurde daher in dieser Arbeit hinterfragt.

Die Untersuchungen wurden an einer für diese Fragestellungen ausgelegten Anlage durchgeführt. Es konnten daran Änderungen an der konstruktiven Gestaltung vorgenommen sowie Untersuchungen zum Durchströmungsverhalten und zum Stoffrückhalt durchgeführt werden.

Das angewandte Methodenspektrum bestand aus Tracer-Verfahren, Fließgeschwindigkeitsmessungen und Feststoffuntersuchungen. Diese Methoden ermöglichten es, die hydraulisch-stofflichen Wirkungszusammenhänge in diesem Bauwerk zu erfassen.

Ausgangspunkt der Untersuchungen war der Reaktor in Rechteckbauweise ohne Schrägklärer-Einbauten mit einfachem Rohreinlauf. Über Verweilzeitmessungen konnte für diese Bauweise das Durchströmungsverhalten des Reaktors charakterisiert werden. Das

Auftreten von Kurzschlussströmungen sowie großräumigen Zirkulationsströmungen zeigten ungünstige hydraulische Bedingungen auf.

Die Ergebnisse zum Stoffrückhalt bestätigen, dass diese Konzeption lediglich bei geringer Oberflächenbeschickung von  $\leq 2$  m/h einen nennenswerten Rückhalt für die Ton- und Schluff-Fraktion erzielt. Bei dieser Oberflächenbeschickung wurden auch die günstigsten Verweilzeitkurven ermittelt. Mit zunehmender Oberflächenbeschickung werden die Strömungsbedingungen ungünstiger und auch der Stoffrückhalt geht stark zurück. Für  $q_A = 4$  m/h beträgt der Rückhalt 7% für die Ton- und Schluff-Fraktion.

Der Umbau des Einlauf- und Verteilerbauwerks mit einem Verteilerrohr hat in der Sedimentationsanlage ein deutlich günstigeres Strömungsverhalten in dem Reaktor erzeugt. Dies konnte anhand von Verweilzeitmessungen nachgewiesen werden. Die hydraulische Optimierung des Reaktors bewirkte einen höheren Frachtrückhalt. Die Abscheideleistung der Ton und Schluff-Fraktion konnte bei  $q_A = 4$  m/h auf 33 % erhöht werden.

Es konnte somit der Nachweis geliefert werden, dass die Sedimentationswirksamkeit einer Anlage neben den nicht beeinflussbaren Größen, beispielsweise Partikeleigenschaften, von den Steuerungsgrößen der Oberflächenbeschickung und den Strömungsbedingungen ausgeht.

Der Reaktor wurde im Folgenden mit Schrägklärer-Einbauten und einem darüber angeordneten System aus Klarwasserrinnen ausgebaut. Eine hydraulische Optimierung erfolgte über die Gestaltung des Einlauf- und Verteilerbauwerks.

In einer Variantenstudie wurde empirisch ermittelt, dass die höchsten Annäherungen an eine Propfenströmung von der Einlaufgestaltung eines Verteilerrohres (T-Stück) sowie einer zulaufseitig angeordneten Schwelle ausgehen. Über die konstruktive Gestaltung konnten Strömungsindikatoren von  $\Theta_{\text{Beginn}} = 0,3$  und  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,6$  bei  $q_A = 2$  m/h und für  $q_A = 4$  m/h von  $\Theta_{\text{Beginn}} = 0,2$  und  $\Theta_{\text{Dom}} = 0,7$  erreicht werden. Diese Indikatoren charakterisieren einen hydraulisch optimierten „Mischreaktor“.

Es ist anzunehmen, dass auch andere Einlauf- und Verteilerbauwerke entwickelt werden können, die diese Bedingungen einhalten. Bei der Entwicklung ist zu berücksichtigen, dass die Strömungsindikatoren unterhalb des  $q_{\text{krit}}$  stabil bleiben.

Eine hydraulische Optimierung wirkt sich bei Sedimentationsanlagen mit und ohne Schrägklärer unmittelbar auf den Feststoffrückhalt aus. Der optimierte Reaktor erzielte gegenüber einem nicht optimierten Reaktor ca. 26 % mehr Frachtrückhalt für die Ton- und Schluff-Fraktion. Die Leistungssteigerung steht in Abhängigkeit zu dem veränderten Strömungsverhalten und der Oberflächenbeschickung.

Die ideale Durchströmung einer Sedimentationsanlage impliziert bei Schrägklärern, dass der Sedimentationskörper gleichmäßig beaufschlagt wird und in allen durchströmten Zwischenräumen derselbe Durchfluss vorliegt. Die Lamellen wurden auf ihre Funktion als Strömungsleitelemente untersucht.

Mithilfe der Verweilzeitmessungen konnte herausgestellt werden, dass von den Schrägklärern ein positiver hydraulischer Effekt ausgeht, indem sie zu einer gleichmäßigeren Durchströmung beitragen. Sie sind jedoch nicht in der Lage das Strömungsverhalten des Reaktors zu regulieren und eine Propfenströmung herbeizuführen, dieses wird durch die konstruktive Gestaltung der Zu- und Ablaufsituation gesteuert.

Das Fließverhalten in den Lamellenzwischenräumen wurde durch Geschwindigkeitsmessungen und Farbtracer-Versuche bei unterschiedlichen hydraulischen Belastungssituationen untersucht. Diese sind für die Abscheidung der Partikel von hoher Bedeutung. Um einen hohen Stoffrückhalt zu erzielen sollten mittlere Reynolds-Zahlen von 300 nicht überschritten werden. Die kritische Reynolds-Zahl liegt etwa bei 600.

Unter Einhaltung der Empfehlungen des Fließverhaltens und des Reaktorverhaltens kann bei einer Oberflächenbeschickung von 1 m/h im Mittel ein Sedimentationswirkungsgrad von ca. 40 % für die Ton- und Schluff-Fraktion erreicht werden. Dieser Wirkungsgrad variiert in Abhängigkeit der nicht steuerbaren Einflussgrößen wie z. B. den Partikeleigenschaften.

Die durchgeführten Arbeiten sind ein Beitrag zum Verständnis der hydraulisch-stofflichen Wirkungszusammenhänge in Sedimentationsanlagen. Somit konnten bestehende Wissenslücken geschlossen werden. Die Ergebnisse können unmittelbar in der Praxis der Regenwasserbehandlung genutzt werden und unterstützen die Entwicklung hochwirksamer Sedimentationsanlagen.

# Anhang

## A.1 Trockengewichtsanteile und Glühverluste des RÜB Monitoring

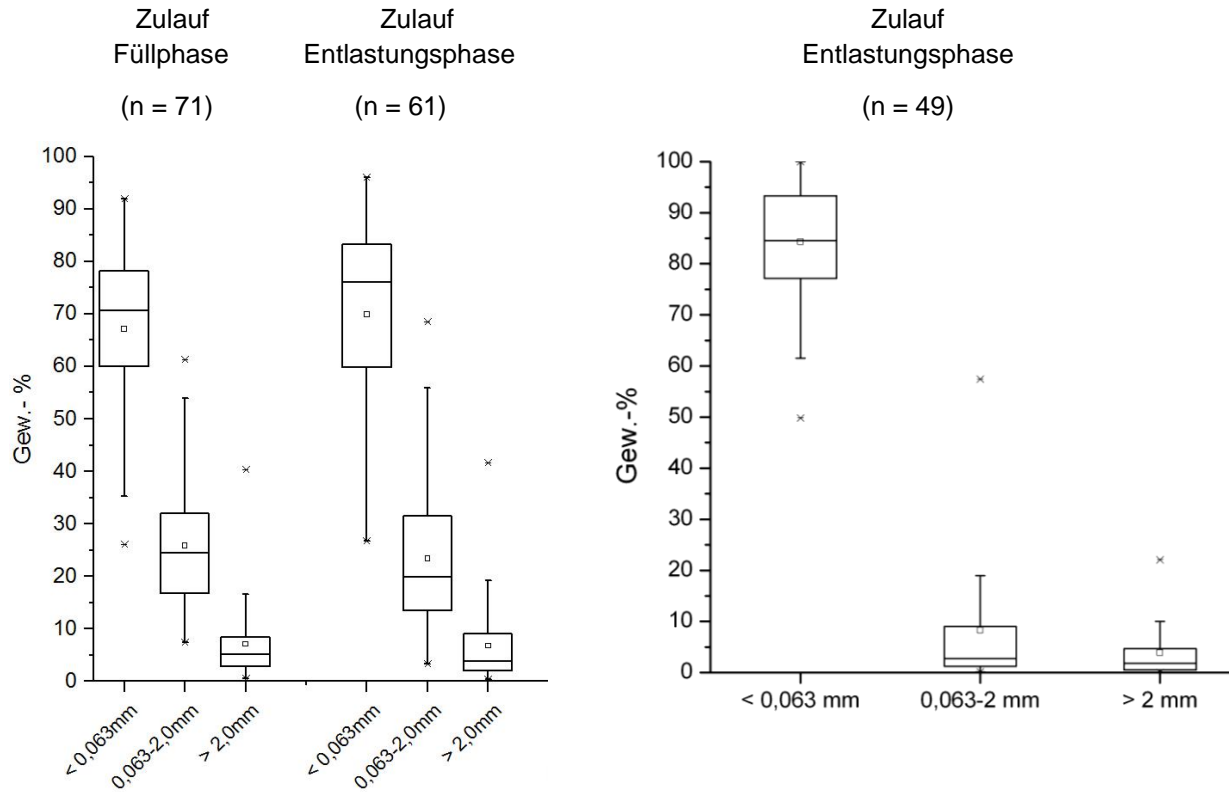


Abbildung 81: TS in Gew.-% im Zulauf von RÜB (Kemper et al. 2015a)

Abbildung 82: TS in Gew.-% im Zulauf von RKB (Eyckmanns-Wolters et al. 2013)

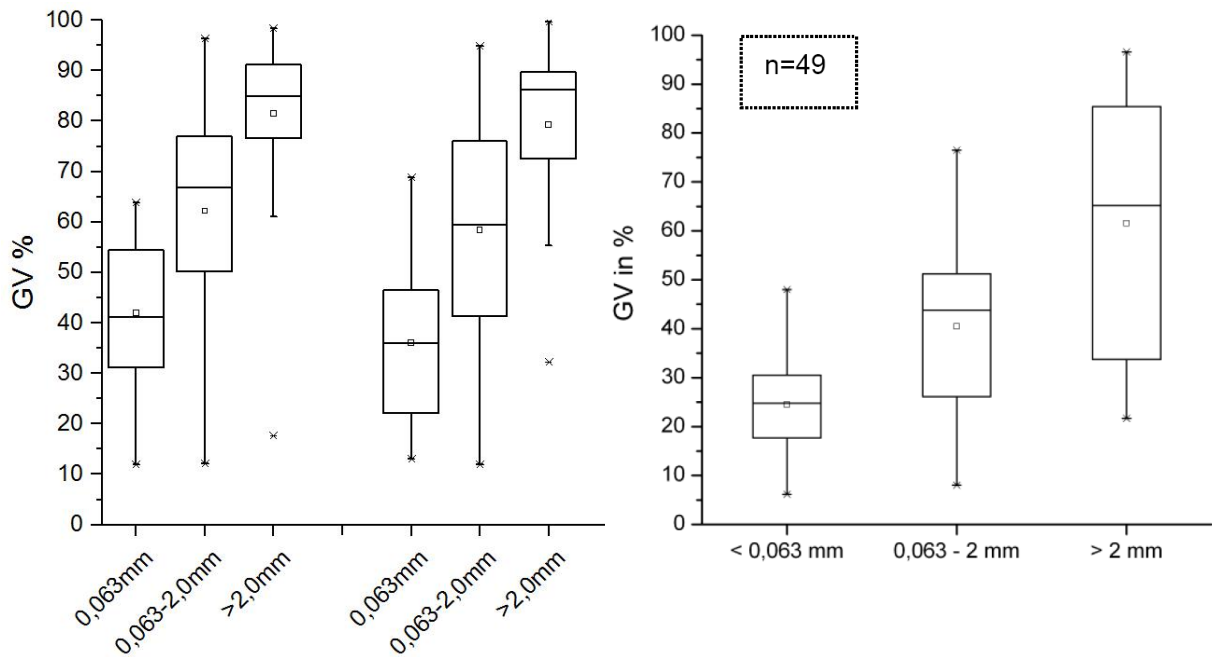


Abbildung 83: Glühverlust in % der TS im Mischsystem (Kemper et al. 2015a)

Abbildung 84: Glühverlust in % der TS im Trennsystem (Eyckmanns-Wolters et al. 2013)

## A.2 Längen Breiten Verhältnisse Plattenabscheider

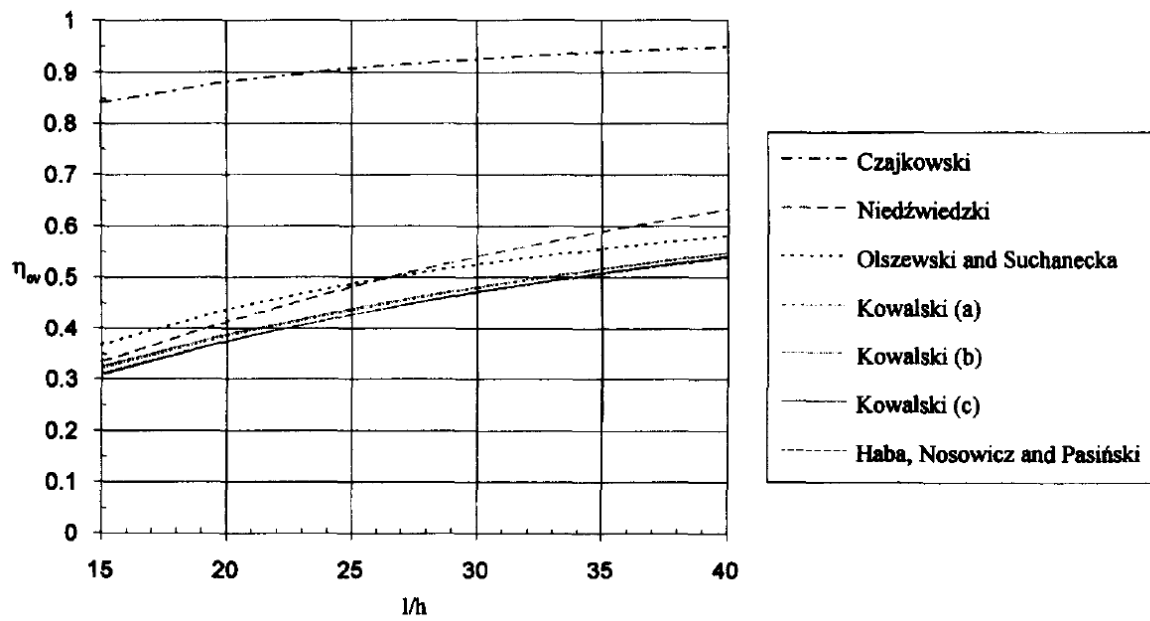


Abbildung 85: Einfluss des Längen zu Höhen Verhältnisses auf die Wirksamkeit für Gegenstromabscheider mit 60° Neigung nach Ziolo (1996)

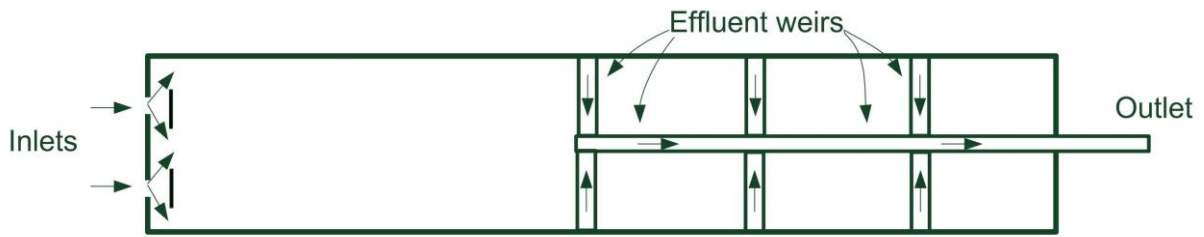


Abbildung 86: Regenbecken mit mehreren Klarwasserabzugsrinnen nach Camp (1946)

### A.3 Bewertungsansatz für Verweilzeitmessungen

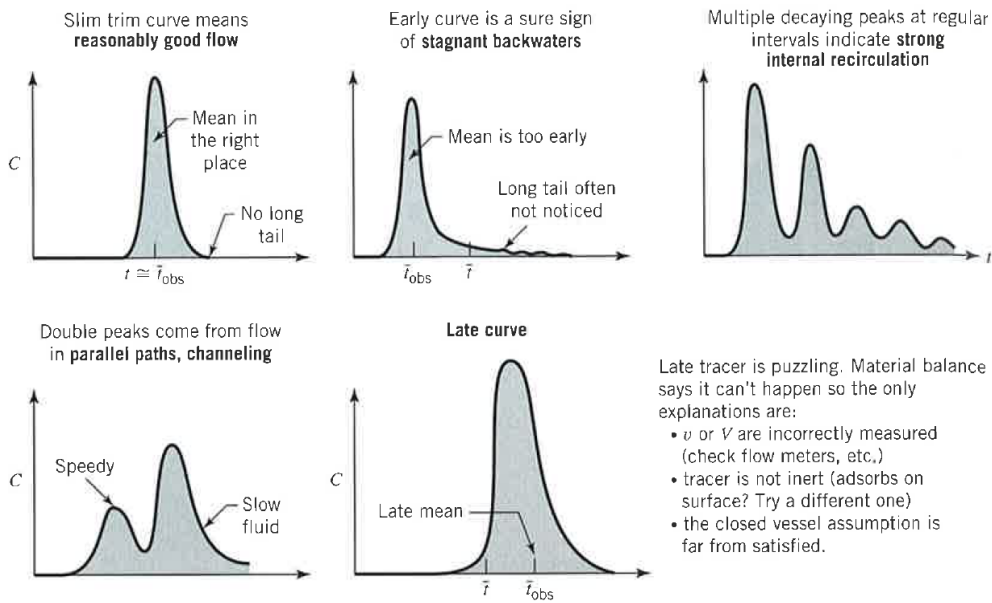


Abbildung 87: PSR Reaktor mit unterschiedlichen Anomalien (Levenspiel 1972)

#### A.4 Verweilzeitmessungen anderer Studien

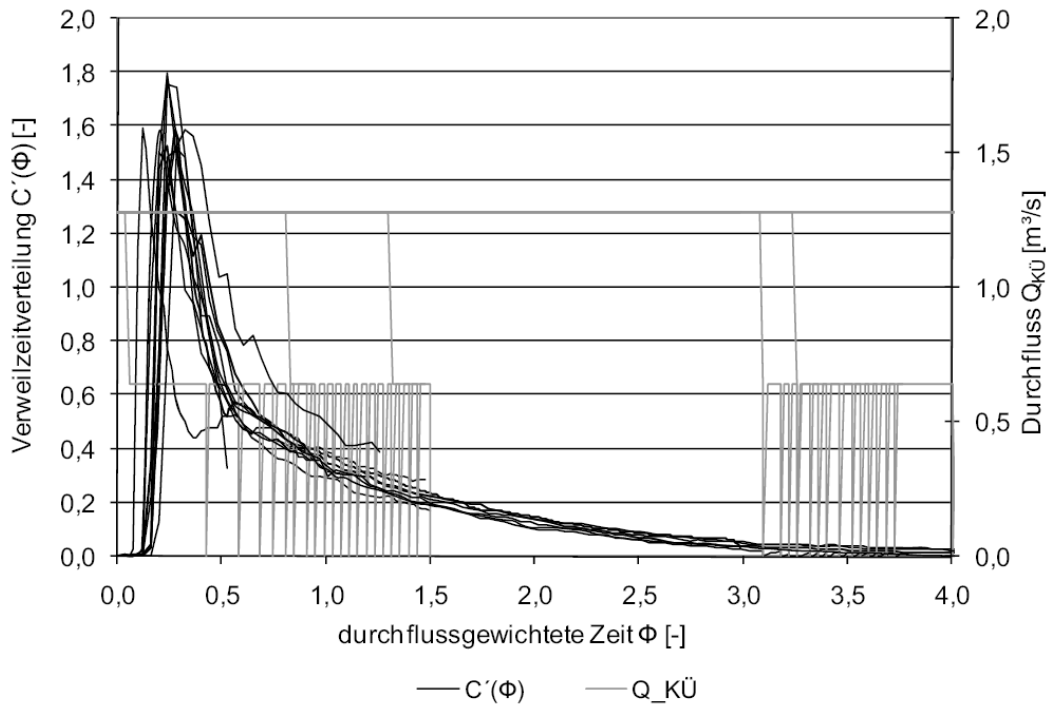


Abbildung 88: RKB Loddenbachsee in Rundbauweise, aus Uhl et al. 2009

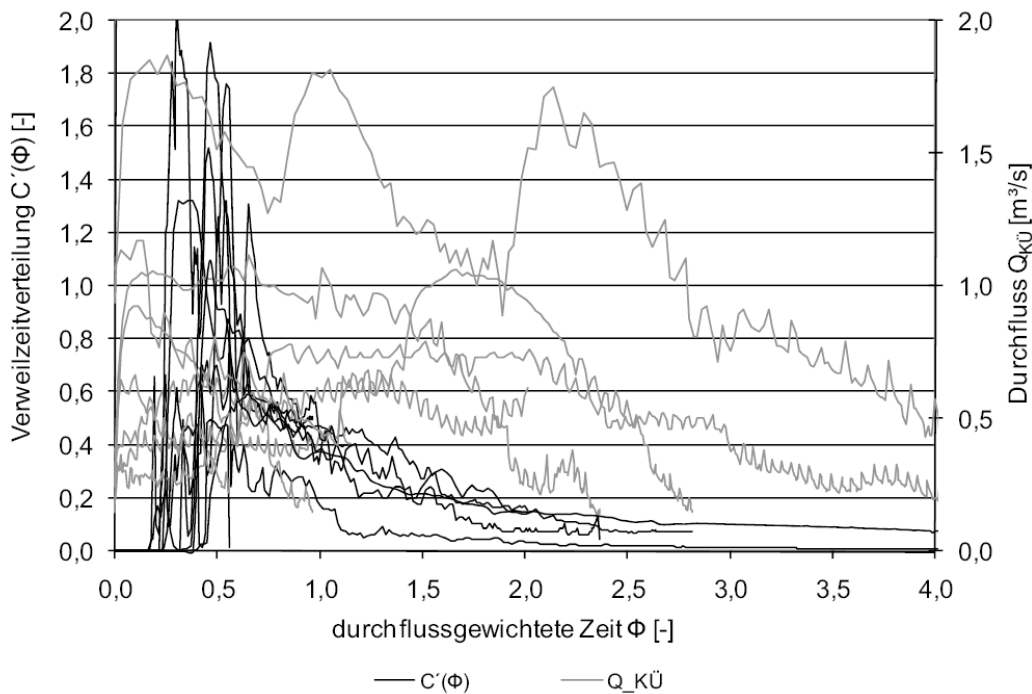


Abbildung 89: RÜB Picksmühlenbach in Rechteckbauweise aus Uhl et al. 2009

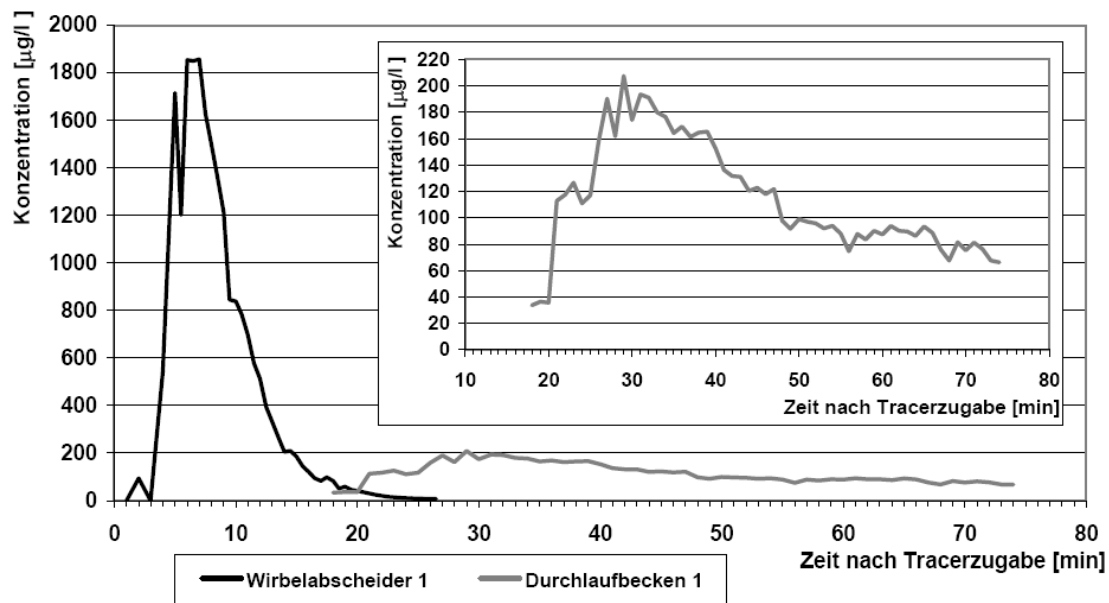


Abbildung 90: Strömungscharakteristik eines Verbundbeckens mit Wirbelabscheider und Durchlaufbecken in Rechteckbauweise aus Klepizewski 2006

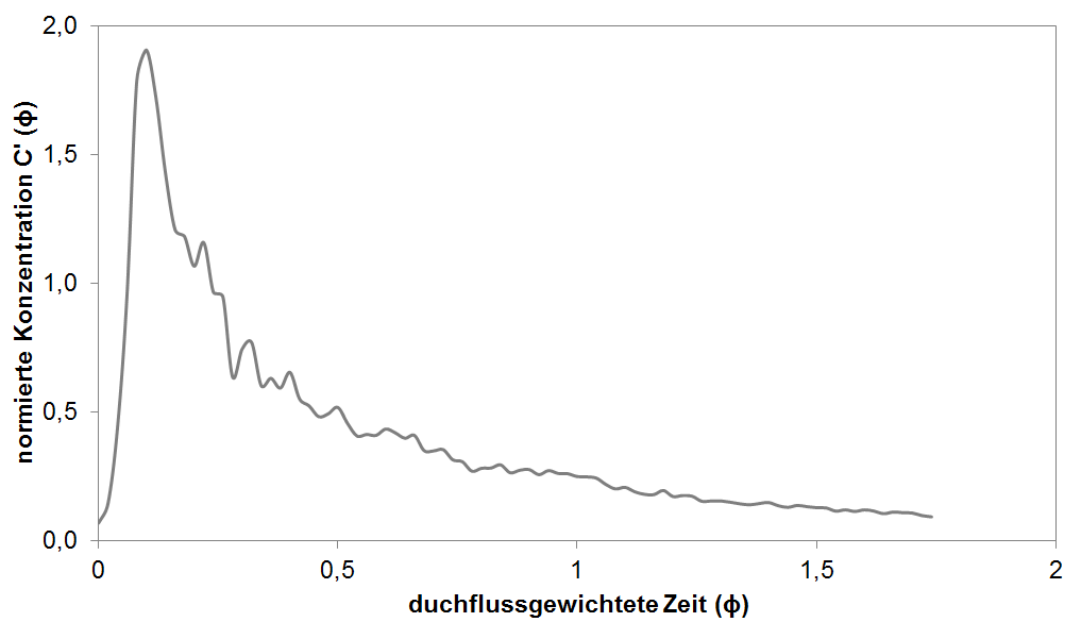


Abbildung 91: Strömungscharakteristik eines stationär beschickten großtechnischen Regenbeckens mit Schrägklärern (Kemper und Fuchs 2013)



## A.5 Einflussgrößen Verweilzeitmessungen

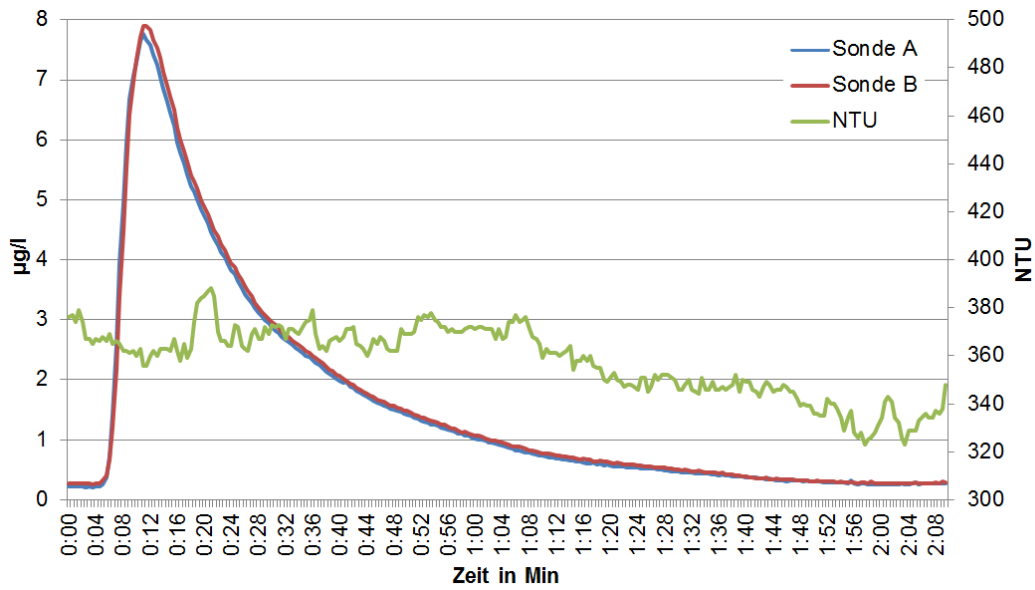


Abbildung 92: Verweilzeitmessung am 22.07.2015 ( $q_A = 2 \text{ m/h}$ )

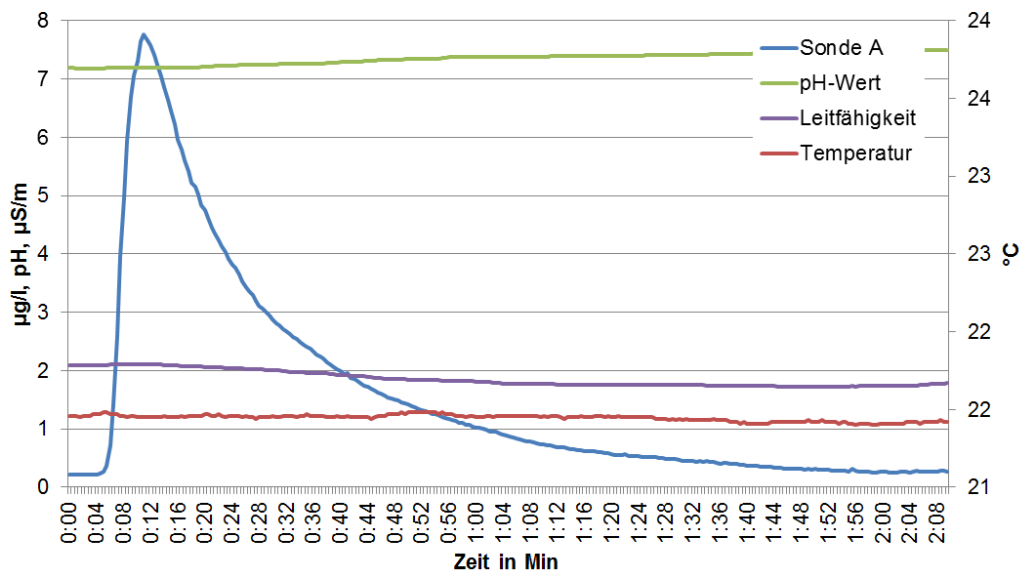


Abbildung 93: Verweilzeitmessung am 22.07.2015 ( $q_A = 2 \text{ m/h}$ )

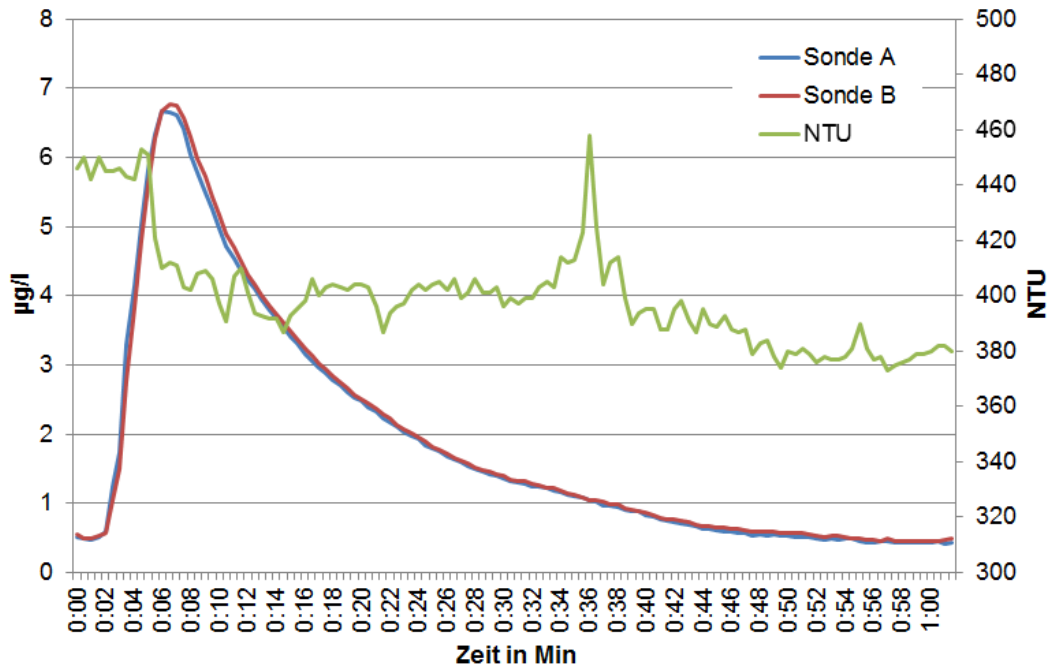


Abbildung 94: Verweilzeitmessung vom 22.07.2015 ( $q_A = 4 \text{ m/h}$ )

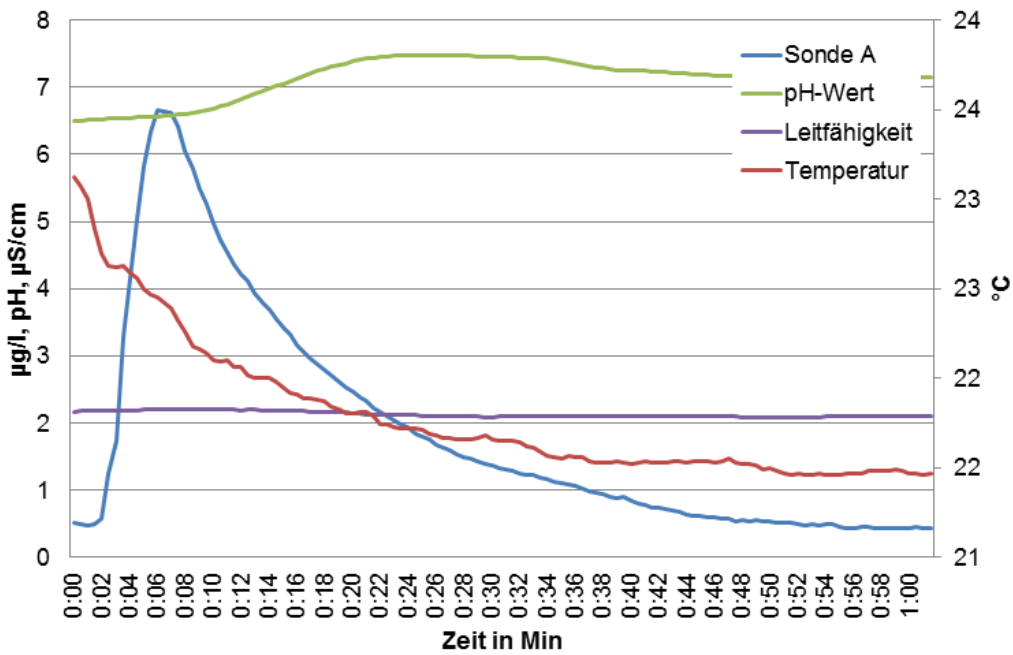


Abbildung 95: Verweilzeitmessung vom 22.07.2015 ( $q_A = 4 \text{ m/h}$ )

Tabelle 20: Übersicht der untersuchten Einläufe

Kürzel	Zulauftyp	Lage & Ausrichtung der Variante	Anzahl Ausläufe & Durchmesser**	Abstand Zulauf bis Sohle	Abstand Zulauf bis Prallwand
1a_R	Rohreinlauf*	Zulaufseitig	1 mit Ø 15 cm	30 cm	500 cm
1b_R	Rohreinlauf	unterhalb Spülkippe	1 mit Ø 15 cm	30 cm	500 cm
1c_R	Rohreinlauf	Zulaufseitig	1 mit Ø 15 cm	120 cm	500 cm
1d_R	Rohreinlauf	Unterhalb Spülkippe	1 mit Ø 15 cm	121 cm	62 cm
2a_Vq_2S ohle	Verteilerrohr über Querschnitt	Zulaufseitig, mit Ausrichtung zur Sohle	2 mit Ø 10,6 cm	18 cm	18 cm
2b_Vq_2Wand	Verteilerrohr über Querschnitt	Zulaufseitig, mit Ausrichtung zur Wand	2 mit Ø 10,6 cm	30 cm	30 cm
2c_Vq_4Sohle	Verteilerrohr über Querschnitt*	Zulaufseitig, mit Ausrichtung zur Sohle	4 mit Ø 7,5 cm	30 cm	30 cm
2d_VI_12Seite	Verteilerrohr über Längsschnitt	beidseitige Ausläufe	2*6 mit Ø 4,4 cm		113 cm
2e_V	Verteilerrohr über Längsschnitt	Unterhalb der Sammelrinne mit Ausläufen zur Sohle	6 mit Ø 6,4 cm	121 cm	121 cm
3a_S60	Schwelle	Zulaufseitig		60 cm	40 cm
3c_S140	Schwelle	Zulaufseitig		140 cm	40 cm
3e_SÜ230	Schwelle mit freiem Überfall	Zulaufseitig		230 cm	40 cm

\* wurde hier nicht untersucht, da das Strömungsverhalten aus vorherigen Messungen bekannt ist.

\*\*rechnerische Geschwindigkeit bei Austritt 0,067 m/s ( $q_A = 2 \text{ m}^3/\text{h}$ ) und 0,135 m/s ( $q_A = 4 \text{ m}^3/\text{h}$ )

## A.6 Reaktorverhalten Darstellung gruppiert nach Einlaufvariante

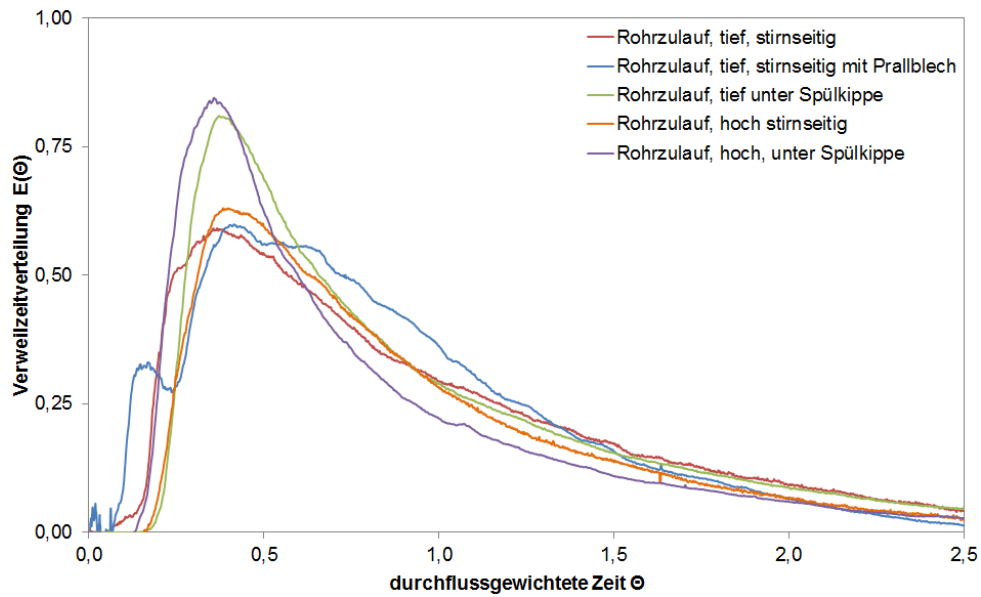


Abbildung 96: Rohrzuläufe bei  $q_A = 2$  m/h

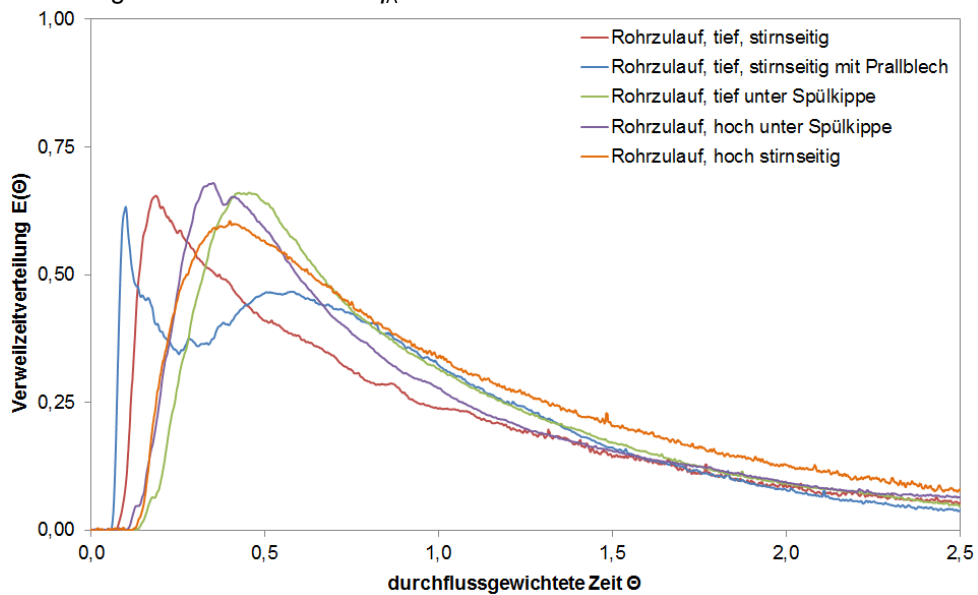


Abbildung 97: Rohrzuläufe bei  $q_A = 4$  m/h

Tabelle 21: Strömungsindikatoren Rohrzuläufe

Rohrzuläufe	$q_A$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$
tief liegend stirnseitig	2 m/h	0,07	0,38
tief liegend mit Prallblech			
hoch liegend stirnseitig	2 m/h	0,17	0,38
tief liegend unterhalb Spülkippe	2 m/h	0,18	0,37
hoch liegend unterhalb Spülkippe	2 m/h	0,14	0,36
tief liegend stirnseitig	4 m/h	0,08	0,19
hoch liegend stirnseitig	4 m/h	0,13	0,40
tief liegend unterhalb Spülkippe	4 m/h	0,14	0,46
hoch liegend unterhalb Spülkippe	4 m/h	0,11	0,35

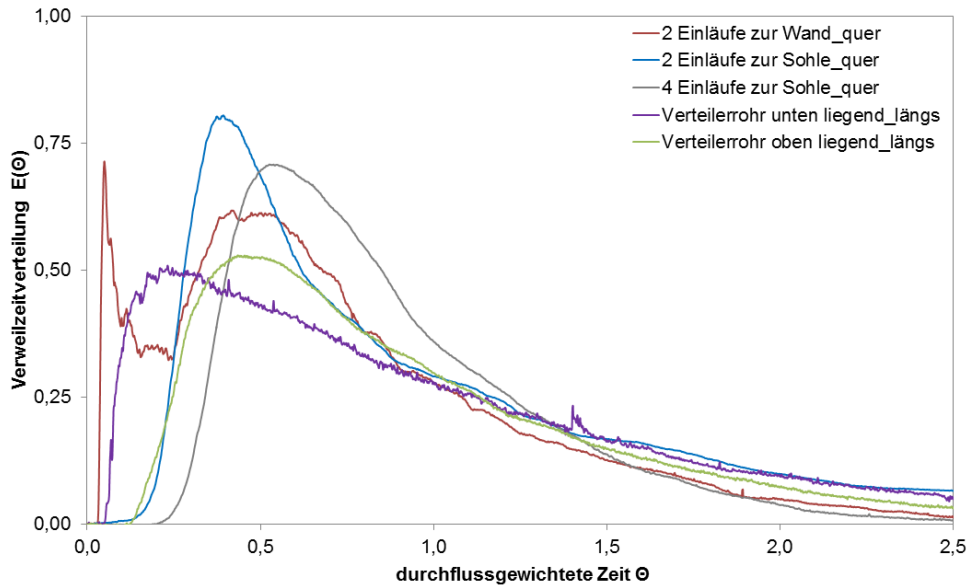


Abbildung 98: Verteilerrohre bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$

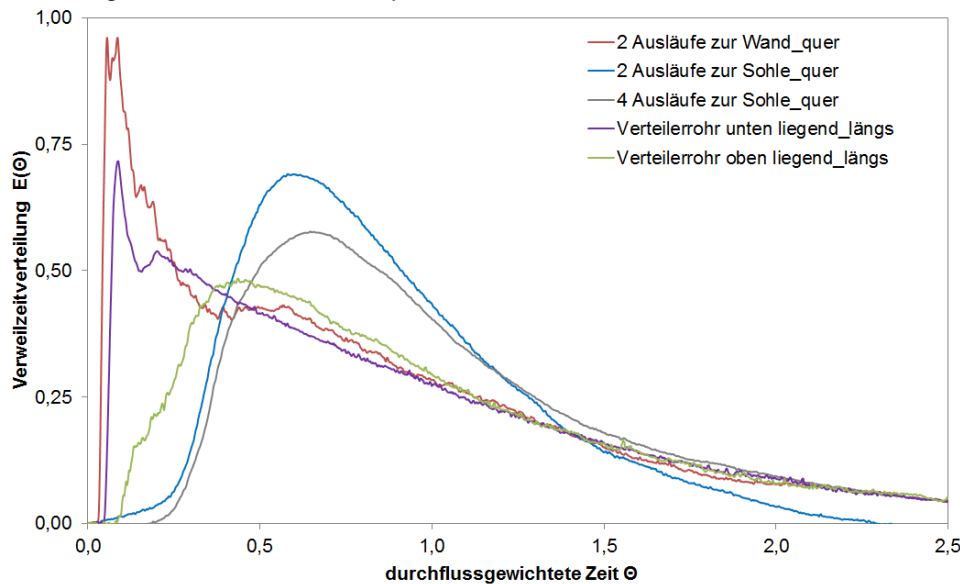


Abbildung 99: Verteilerrohre bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$

Tabelle 22: Strömungsindikatoren für Verteilerrohre im Längsschnitt

Verteilerrohr im Längsschnitt	$q_A$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$
tief liegend	2 m/h	0,05	0,22
hoch liegend	2 m/h	0,26	0,63
tief liegend	4 m/h	0,05	0,09
hoch liegend	4 m/h	0,09	0,44
Verteilerrohre im Querschnitt			
4 Ausläufe zur Sohle	2 m/h	0,23	0,53
2 Ausläufe zur Sohle	2 m/h	0,13	0,39
2 Ausläufe zur Wand	2 m/h	0,03	0,05
4 Ausläufe zur Sohle	4 m/h	0,22	0,64
2 Ausläufe zur Sohle	4 m/h	0,08	0,58
2 Ausläufe zur Wand	4 m/h	0,03	0,09
2 Ausläufe zur Wand (2)	4 m/h (2)	0,03	0,07
4 Ausläufe zur Sohle	6 m/h	0,19	0,66

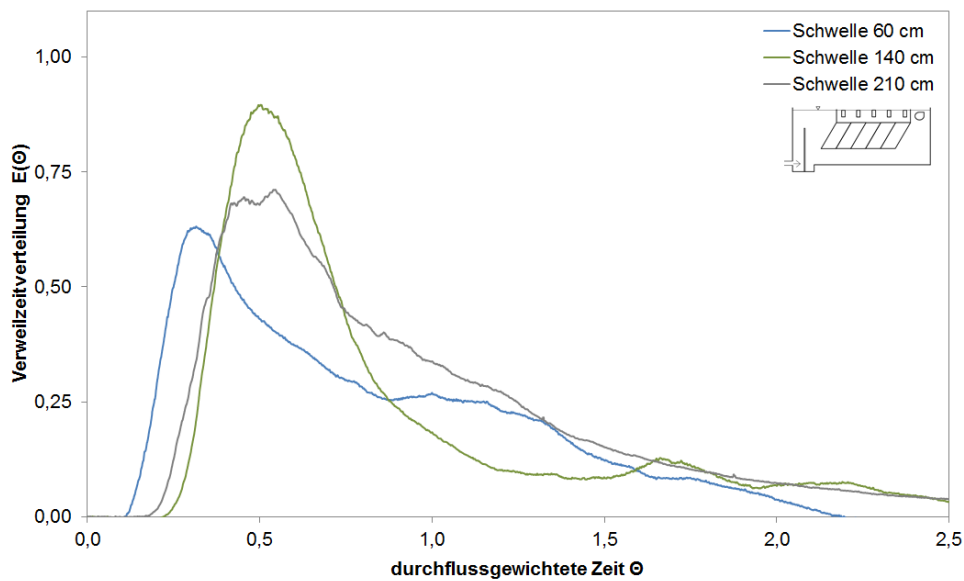


Abbildung 100: Schwellen bei  $q_A = 2 \text{ m/h}$

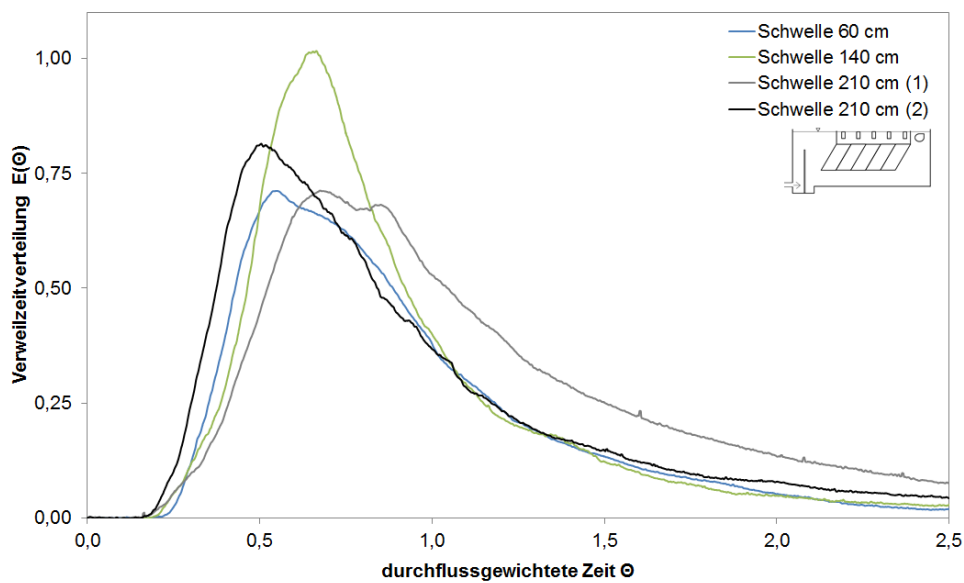


Abbildung 101: Schwellen bei  $q_A = 4 \text{ m/h}$

Tabelle 23: Strömungsindikatoren für Schwellen

Schwellen	$q_A$	$\Theta_{\text{Beginn}}$	$\Theta_{\text{Dom}}$
Schwelle 60cm	2 m/h	0,12	0,32
Schwelle 140	2 m/h	0,24	<b>0,50</b>
Schwelle 210	2 m/h	0,19	0,49
Schwelle 60cm	4 m/h	0,23	<b>0,55</b>
Schwelle 140	4 m/h	0,21	<b>0,66</b>
Schwelle 210	4 m/h	0,19	<b>0,66</b>
Schwelle 210 (2)	4 m/h (2)	0,19	<b>0,65</b>

## A.7 Reaktorverhalten bei reduzierte Oberflächenbeschickung

Anhand dieser Abbildungen wird deutlich, dass allein über die Reduktion der Oberflächenbeschickung das Strömungsverhalten nicht verbessert wird. Dies ist auf Regenbecken im Bestand übertragbar. Daher sind neben der Reduktion der Oberflächenbeschickung auch konstruktive ertüchtigungen notwendig.

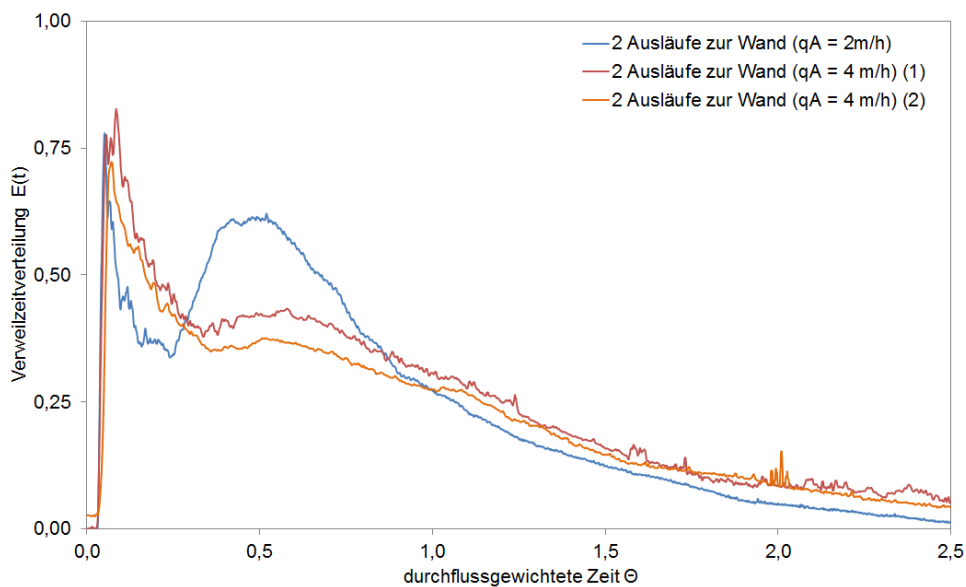


Abbildung 102: Hydrodynamische Verweilzeit der Variante „2 Ausläufe zur Wand“

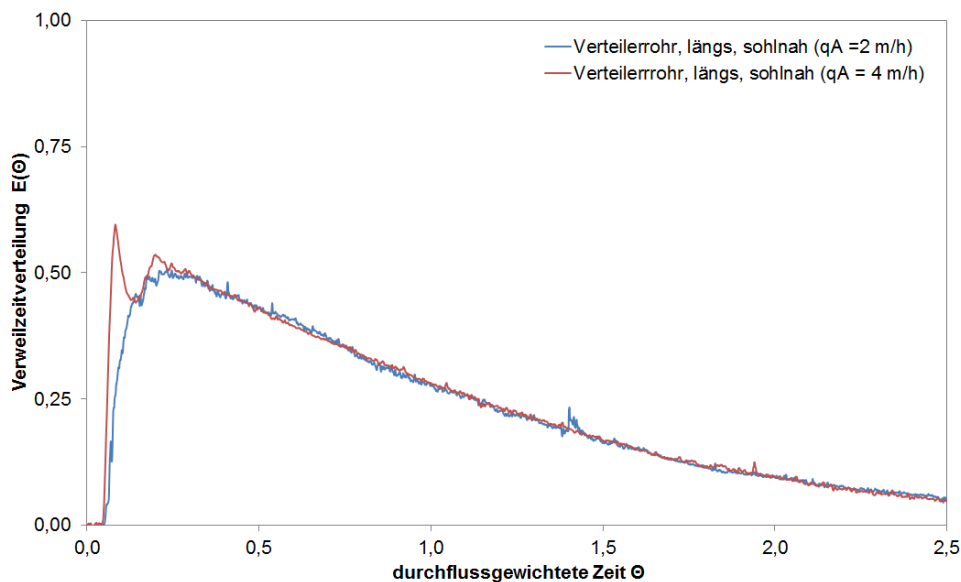


Abbildung 103: Hydrodynamische Verweilzeit der Variante „Verteilerrohr, längs, sohlnah“

## A.8 Fließgeschwindigkeiten

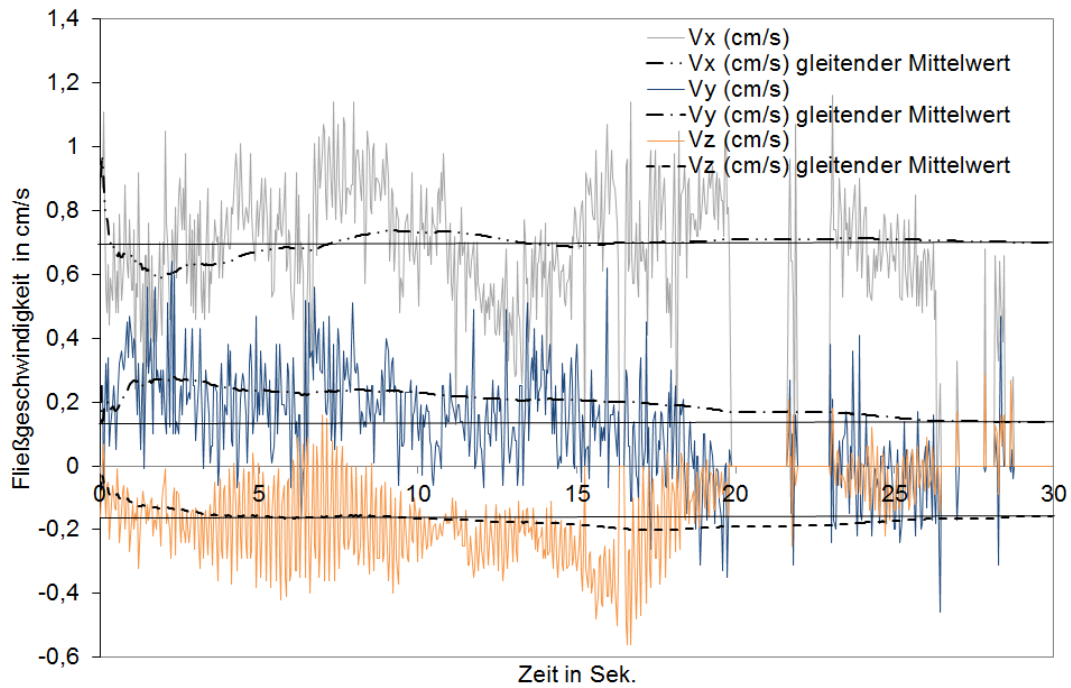


Abbildung 104: Stichprobe auf stationäres Fließverhalten (A)

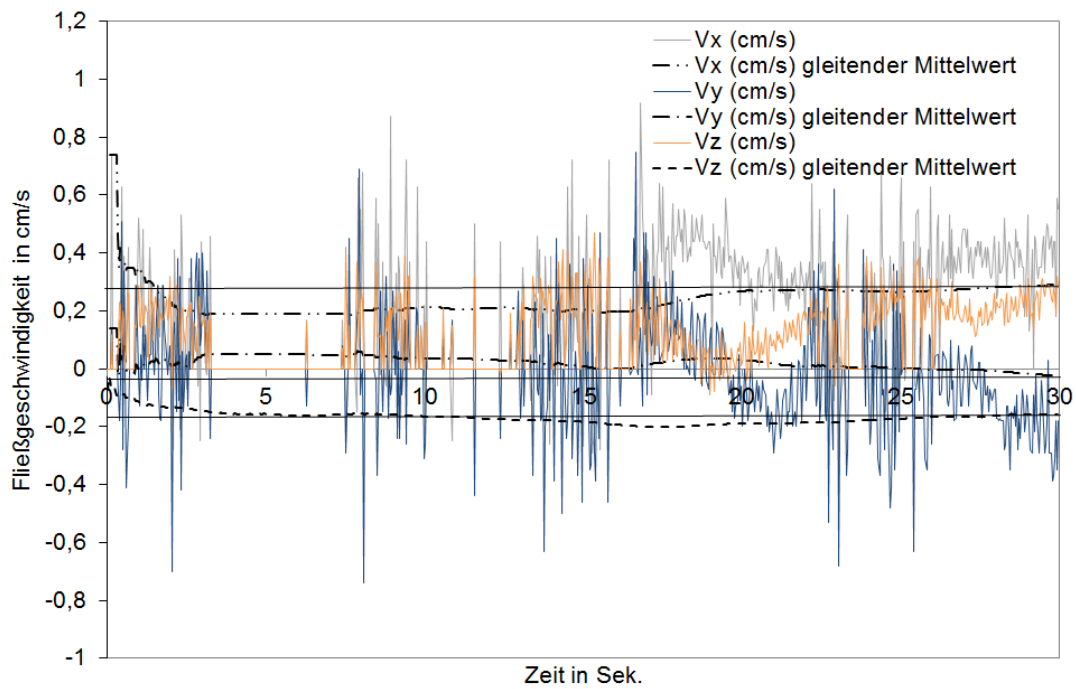


Abbildung 105: Stichprobe auf stationäres Fließverhalten (B)



## Einlaufvariante Rohreinlauf mit Prallblech

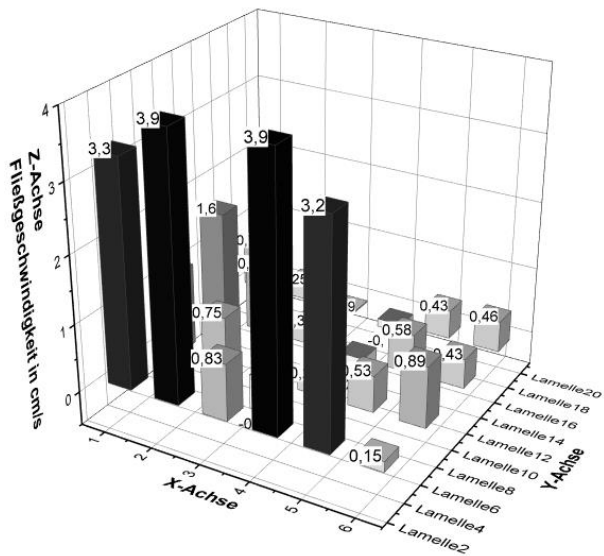
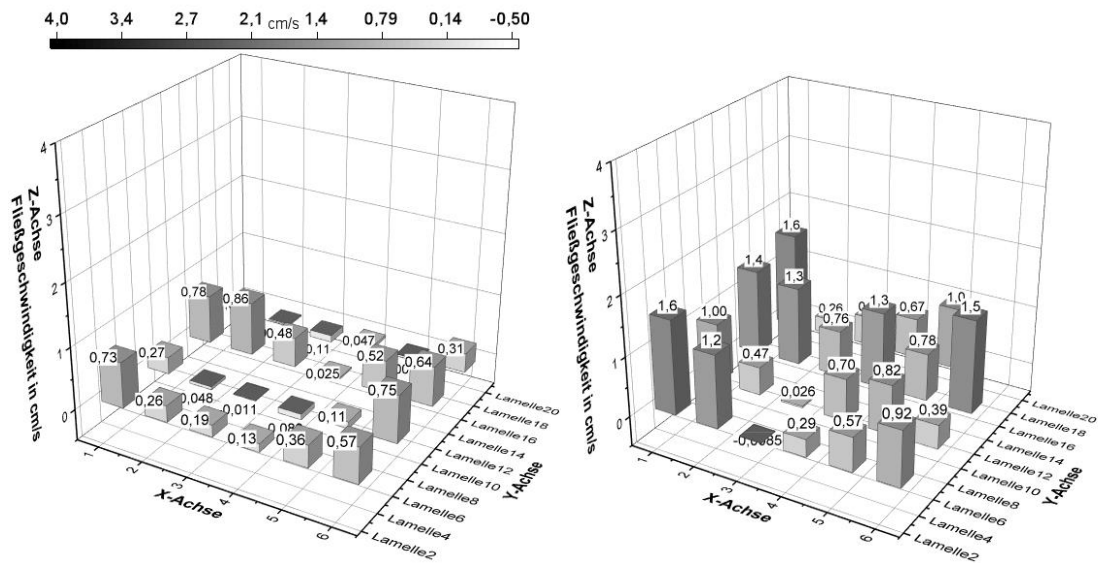


Abbildung 106: Fließgeschwindigkeiten der Variante mit Rohreinlauf und Prallblech  
Die Fließgeschwindigkeiten wurden bei einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h (linke Grafik) und 4 m/h (rechte Grafik) ermittelt

## Einlaufvariante T-Stück



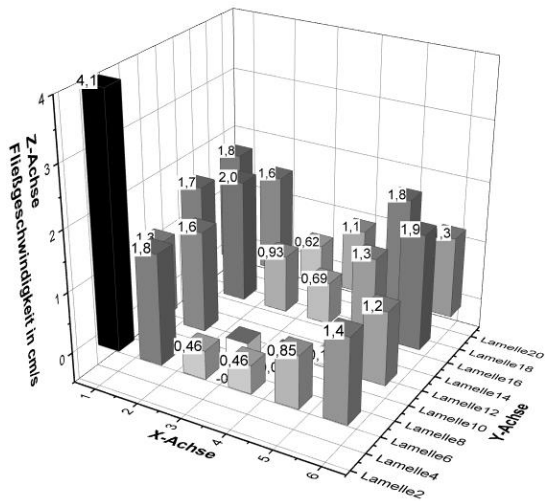


Abbildung 107: Fließgeschwindigkeiten der Variante mit Rohreinlauf und Prallblech  
 Die Fließgeschwindigkeiten wurden bei einer Oberflächenbeschickung von 2 m/h (links oben) und 4 m/h (rechts oben) und 6 m/h (links unten) ermittelt

## A.9 Datenauswertung

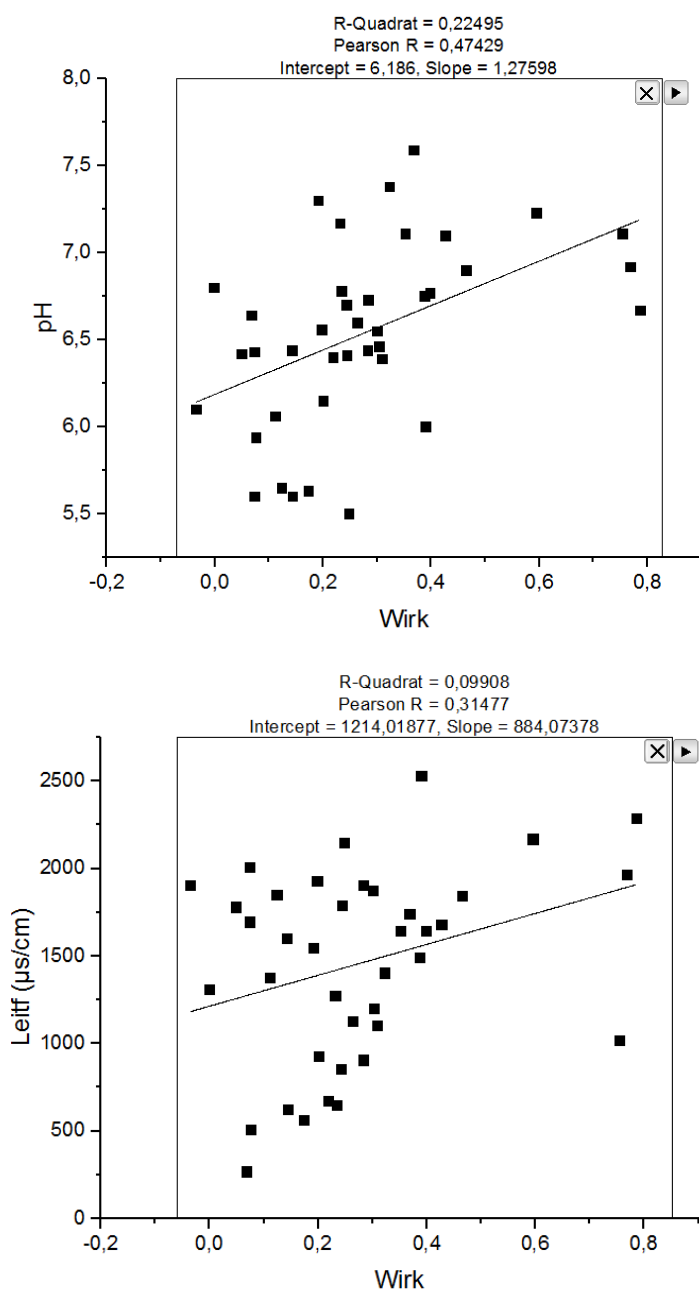


Abbildung 108: Datenauswertung Wirksamkeit/Leitfähigkeit und Wirksamkeit/pH-Wert

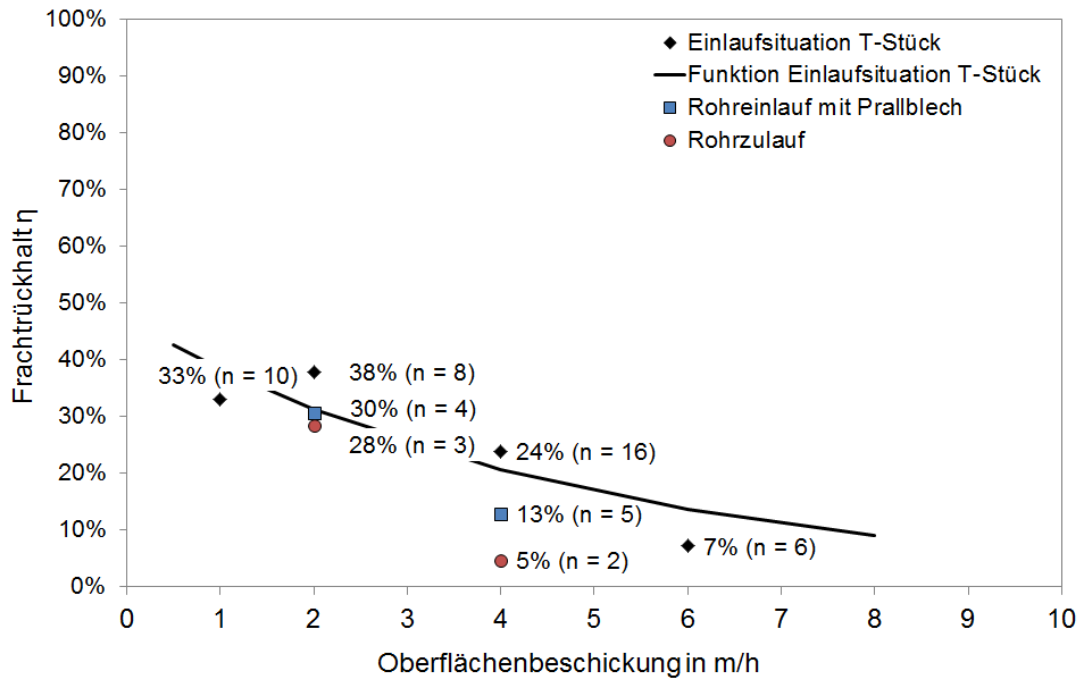


Abbildung 109: Steigerung des Feststoffrückhalts der T und U Fraktion durch hydraulische Optimierung des Einlauf- und Verteilerbauwerks

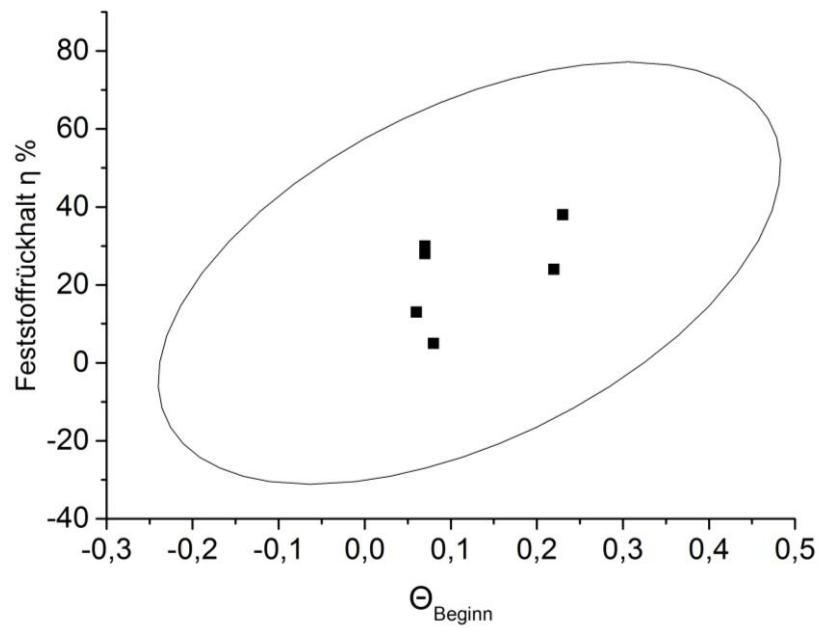
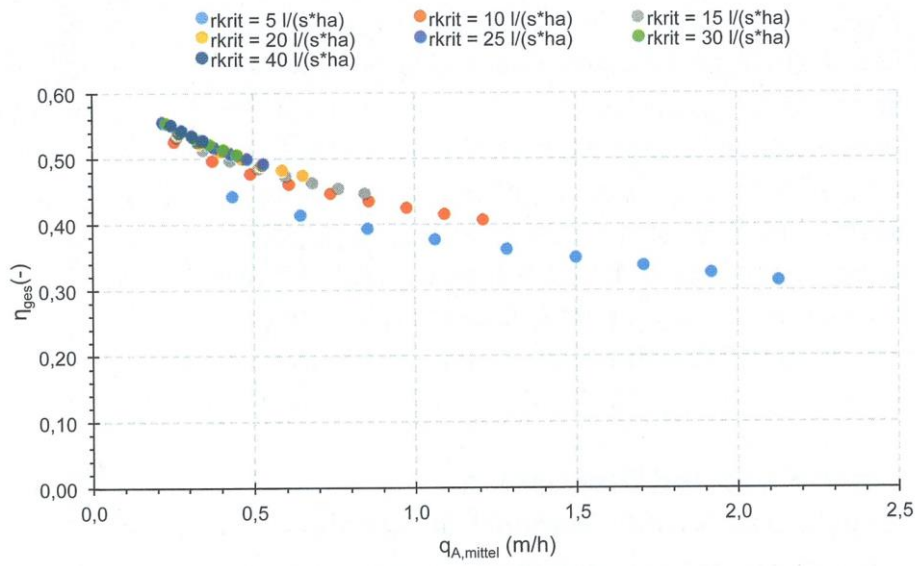


Abbildung 110: Streumatrix



**Bild 4:** Gesamtwirkungsgrad von Regenklärbecken abhängig von der mittleren Oberflächenbeschickung für den Standort St. Arnold

Abbildung 111: Gesamtwirkungsgrad von Regenklärbecken abhängig von der mittleren Oberflächenbeschickung für den Standort St. Arnold (Schleifenbaum et al. 2016)

## A.10 Verschmutzung der Abscheider



Bild 8: Sedimentauflage im Trennsystem (Plattenabscheider)

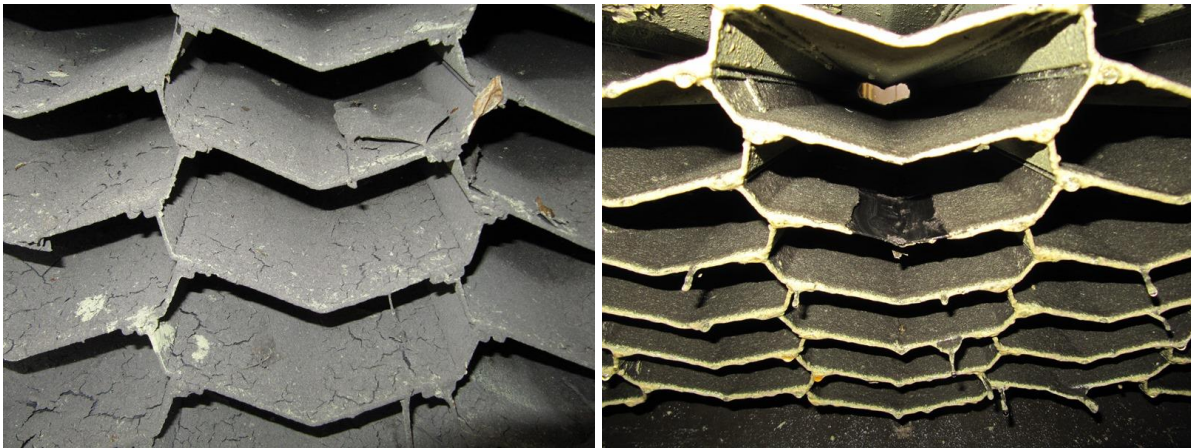


Bild 9: Sedimentauflage im Trennsystem  
(linkes Bild: feuchter Zustand an der Unterkante der Lamellen, die Sedimentauflage ist durch Pollen in einen grünlichen Farbton eingefärbt; rechtes Bild: abgetrocknete Oberfläche an der Oberkante der Lamellen)

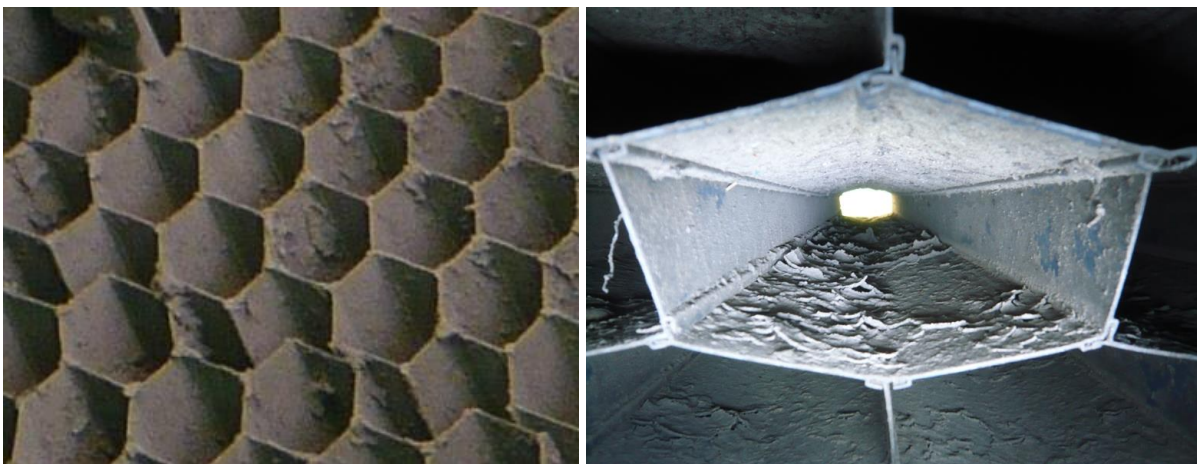


Bild 10: Sedimentauflage im Mischsystem

## Literaturverzeichnis

Abwasserverband Murg (2013): Betriebstagebuch der Kläranlage Rastatt. Rastatt, 09.12.2013. Schriftliche Mitteilung.

ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. ATV-DVWK Regelwerk Abwasser Abfall. Hennef (ATV-Arbeitsblatt, A 128).

AWWA (Hg.) (1999): Water quality and treatment. A handbook of community water supplies. Unter Mitarbeit von Raymond D. Letterman. American Water Works Association. 5. ed. New York: McGraw-Hill. Online verfügbar unter <http://www.loc.gov/catdir/bios/mh041/99049136.html>.

BfW (2002): Merkblatt Nr.3.1/1. Hinweise für die Durchführung und die Begutachtung von Markierungsversuchen in Gewässern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

Boogaard, F. C.; Langeveld, J. G.; Liefting, H. J.; Kluck, J. (2010): Stormwater quality and removal efficiency rates of lamella filters. NOVATEC 2010, zuletzt geprüft am 26.01.2015.

Brombach, Hansjörg; Fuchs, Stephan (2003): Entwässerungssysteme. Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisation. In: *Korrespondenz Abwasser* (4).

BWK (2001): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. Merkblatt 3. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.

Camp, Thomas (1946): Sedimentation and the design of settling tanks. Nanking: American Society of Civil Engineers transactions (Vol. 111).

Dankwerts, P. V. (1953): Continuous flow systems. In: *Chemical Engineering Science* 2 (1), S. 1–13. DOI: 10.1016/0009-2509(53)80001-1.

DE STATIS (2013): Umwelt. Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Strukturdaten zur Wasserwirtschaft. Wiesbaden (Fachserie 19, 2.1.3).

Dohmann, Max; Buer, Thomas; Hördemann, K.-W; Stepkes, Hermann (2003): Einsatz von Lamellenabscheidern in Mischwasserbehandlungsanlagen. Schlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben. Aachen.

Durst, Franz (2006): Grundlagen der Strömungsmechanik. Eine Einführung in die Theorie der Strömung von Fluiden. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-31324-3>.

DWA-A 100 (2006): Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Dezember 2006. Hennef: DWA.

DWA-M 176 (2013): Hinweise zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. November 2013. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk).

Eyckmanns-Wolters, Rebecca; Fuchs, Stephan; Maus, Christian; Sommer, Marc, Voßwinkel, Nina; Mohn, Rainer; Uhl, Mathias et al. (2013): Reduktion des Feststoffeintrags durch

Niederschlagswassereinleitungen. Phase 1: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Fair, Gordon Maskew; Geyer, John Charles; Okun, Daniel Alexander (1971): *Elements of water supply and wastewater disposal*. 2d ed. New York: Wiley.

Forsel, B.; Hedström, B. (1975): Lamella sedimentation: a compact separation technique. In: *Water Pollution Control Federation* 47 (4), S. 834–842. Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/25076349>, zuletzt geprüft am 16.10.2016.

Fuchs, S.; Dimitrova, S.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Weber, T. (2013): Suspended Solids Management in Urban Systems. In: Stephan Fuchs und Rebecca Eyckmanns-Wolters (Hg.): *Sources and Transport of Solids and Contaminants*. Karlsruher Flussgebietstage. Karlsruhe, 20.-21.06. Karlsruhe Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütemwirtschaft, S. 77–85.

Fuchs, S.; Kemper, M. (2016): Schrägklärer im Trenn- und Mischsystem. Beitrag zum Erfahrungsaustausch der F&E Vorhaben zum Thema Niederschlagswasserbeseitigung im Auftrag des MKULNV.

Fuchs, Stephan; Mayer, Ingo (2012): Untersuchungen zur Wirksamkeit von Schrägklärern am Beispiel von drei Anlagen zur Regenwasserbehandlung. Im Auftrag des Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft des Landes Baden-Württemberg (unveröffentlicht). Karlsruhe Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütemwirtschaft. Karlsruhe.

Fuchs, Stephan; Mayer, Ingo; Haller, Bernd; Roth, Hartmut (2010): Einsatz von Schrägklärern in der Regenwasserbehandlung. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* Nr. 11, November 2010 (57), S. 1109–1117.

Fuchs, Stephan; Mayer, Ingo; Haller, Bernd; Roth, Hartmut (2014): Lamella settlers for storm water treatment - performance and design recommendations. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 69 (2), S. 278–285. DOI: 10.2166/wst.2013.698.

Ganninger, Maximilian (2014): Quantifizierung des Feststoffrückhaltes einer Regenwasserbehandlungsanlage mit Lamellenabscheidern unter optimierten hydraulischen Bedingungen. (Bachelorarbeit der Hochschule Rottenburg - durchgeführt und betreut am KIT Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütemwirtschaft).

Goring, Derek; Nikora, Vladimir (2002): Despiking acoustic doppler velocimeter data. In: *Journal of hydraulic engineering* (128 (1)), S. 117–126.

Grotehusmann, D.; Rüter, J.; Fuchs, S. (2013): Lamellenabscheider Fennsee. Messtechnische Begleitung und Optimierung des Betriebs.

Gujer, Willi (2007): *Siedlungswasserwirtschaft*. 3., bearbeitete Auflage. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-34330-1>.

Hahn, H. H. (1987): *Wassertechnologie. Fällung, Flockung, Separation*. Berlin, New York: Springer-Verlag.



- Hazen, A. (1904): On Sedimentation. In: *American Society of Civil Engineers* (980), S. 45–88.
- Helmreich, B.; Hillges, R.; Schriewer, A.; Athanasiadis, K. (2005): Schadstoffe aus Niederschlägen und deren Bewertung. In: B. Helmreich (Hg.): Niederschlagswasserbehandlung in urbanen Gebieten. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft: Herbert Hieronymus Druck und Verlag, S. 37–47.
- Hübner, M.; Geiger, W. F. (1996): Characterisation of the performance of an off line storage tank. In: *Water Science and Technology* 34 (3-4), S. 25–32.
- Hübner, Martin (1997): Beurteilung und Ermittlung der Wirkungsweise von Anlagen zur Regenwasserbehandlung. Essen: SIWAWI (Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität GH Essen, H. 10).
- Jirka, Gerhard H. (2007): Einführung in die Hydromechanik. Online-Ausg. der 3., überarb. und erg. [gedr.] Aufl. Karlsruhe: Univ.-Verl. Karlsruhe.
- Kasting, U. (2003): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Dissertation, Universität Kaiserslautern.
- Kemper, Mike; Fuchs, Stephan (2013): Hydraulische Untersuchungen zum Durchströmungsverhalten der Schrägkläreranlage in Eggenstein; Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Uhrig Straßen- und Tiefbau GmbH. Karlsruhe.
- Kemper, Mike; Fuchs, Stephan (2015): Ermittlung des Feststoffrückhalts einer Schrägklärer Versuchsanlage. In: Optimierung der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken mittels Schrägklärertechnologie. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, S. 51–81.
- Kemper, Mike; Fuchs, Stephan; Nichler, Thomas; Gillar, Markus; Uhl, Mathias, Ebbert, Simon; Weiß, Gebhard et al. (2015a): Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch online Messtechnik. Gefördert durch das MKULNV NRW.
- Kemper, Mike; Weiß, Gebhard; Vosswinkel, Nina; Mohn, Rainer; Uhl, Mathias; Rehtien, Stefan; Fuchs, Stephan (2015b): Optimierung der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken mittels Schrägklärertechnologie. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Klepszewski, Kai (2006): Analyse und modelltechnische Nachbildung der Reinigungswirkung eines kombinierten Bauwerks zur Mischwasserbehandlung. Techn. Univ., Diss.--Kaiserslautern, 2005. 1. Aufl. Kaiserslautern: Universität Kaiserslautern (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, 22).
- Klinger, Jochen (2007): Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse in einem urbanen Raum unter besonderer Berücksichtigung von Kanalleckagen. Dissertation. Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Lehrstuhl für Angewandte Geologie.
- Klippstein, Christian; Dittmer, Ulrich (2012): Handbuch für den Betrieb von Regenüberlaufbecken in Baden-Württemberg. Fachliche Grundlagen und Empfehlungen für die Praxis. 1. Aufl., Stand November 2012. Stuttgart: DWA, Landesverb. Baden-Württemberg (Handbuch für den Betrieb von Regenüberlaufbecken in Baden-Württemberg, Heft 12).
- Krauth, Karlheinz; Bondareva, Olga N. (1999): Anwendung von Flockungsverfahren bei der Regenwasserbehandlung. Stuttgart.

- Leung, Woon-Fong (1983): Lamella an tube settlers. 2. Flow Stability. In: *Industrial & Engineering Chemistry Process Design and Development* 22 (1), S. 68–73.
- Leung, Woon-Fong; Probst, F. (1983): Lamella and Tube Settlers. 1. Model an Operation. In: *Industrial & Engineering Chemistry Process Design and Development* 22 (1), S. 58–67.
- Levenspiel, Octave (1972): Chemical reaction engineering. 2d ed. New York: Wiley.
- LUBW (2015): Leitfaden Gewässerbezogene Anforderungen an Abwassereinleitungen. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de>, zuletzt geprüft am 25.06.2016.
- Mihopoulos, John (1995): Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken (Dissertation). München: Oldenbourg Verlag GmbH (Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 72).
- Muth, W. (1990): Regenüberlaufbecken. Strömungsuntersuchungen an rechteckigen Durchlaufbecken. Versuchsanstalt für Wasserbau der Fachhochschule Karlsruhe.
- Muth, W. (1992): Regenüberlaufbecken. Strömungsuntersuchungen an Durchlaufbecken. In: *Korrespondenz Abwasser* 39 (6), S. 910–915.
- Neitzel, Volkmar; Iske, Uwe (1998): Abwasser. Technik und Kontrolle. Weinheim u.a.: Wiley-VCH (Praxis des technischen Umweltschutzes).
- Oertel, Herbert; Böhle, Martin; Reviol, Thomas (2011): Strömungsmechanik. Grundlagen - Grundgleichungen - Lösungsmethoden - Softwarebeispiele. 6., überarb. u. erw. Aufl. Wiesbaden: Vieweg + Teubner (Studium).
- Okoth, G.; Centikaya, S.; Brüggemann, J.; Thöming, J. (2008): On hydrodynamic optimisation of multi-channel counter-flow lamella settlers an separation efficiency of cohesive particles. In: *Chemical Engineering an Processing* (47), S. 90–100.
- Pfeifer, Rüdiger (1998): Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München [etc.]: Oldenbourg (Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, 92).
- Pinnekamp, J. (2015): Lamellenabscheider in der Mischwasserbehandlung. Teil 1: Literaturrecherche; Teil 2 Messkampagne RÜB Homberg-Hakenfeld. Hg. v. RWTH Aachen. ISA Institut für Siedlungswasserwirtschaft.
- Schade, H.; Sapulak, A. (1984): Parallelplattenabscheider (Tilted Plate Settler). Systeme, Berechnung, Einsatzbedingungen und Anwendungsgrenzen in der Abwassertechnik. In: *Korrespondenz Abwasser* 31 (2), S. 104–111.
- Scheffer, Fritz; Schachtschabel, Paul; Blume, Hans-Peter (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. / Neubearb. und erw. von Hans-Peter Blume. Heidelberg u.a.: Spektrum Akad. Verl.
- Schleifenbaum, R.; Henrichs, M.; Uhl, M. (2016): Simulationsstudien zur Wirkung von Regenklärbecken. In: *gwf - Wasser/Abfall* 157 (1), S. 76–84.
- Schmitt, T. G.; Borchardt, D. (2013): Einleitung von Regenwetterabflüssen in Gewässer: BWK-DWA-Diskussionsforum in Hennef. BWK und DWA (2), zuletzt geprüft am 23.10.2013.
- Sokoray-Varga, Bela; Höger, Verena (2014): BAW Empfehlung - Messungen mit dem Vectrino. Karlsruhe.

Stieß, Matthias (2009): Mechanische Verfahrenstechnik - Partikeltechnologie 1. 3., vollst. neu bearb. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg (Springer-Lehrbuch). Online verfügbar unter <http://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10257925>.

Terzioglu, K.; Peter, A.; Sarfert, F. (1987): Regenklärbecken am Diana See. Ein Pilotprojekt im Zusammenhang mit dem Sonderprogramm zur Verbesserung der Wassergüte der Berliner Seen. In: *Korrespondenz Abwasser* (12), S. 1296–1302.

TNF (2008): Fact Sheet - Using Excel for inferential statistics. Hg. v. The Nuffield Foundation. Online verfügbar unter [http://www.nuffieldfoundation.org/sites/default/files/excel\\_inferential\\_stats.pdf](http://www.nuffieldfoundation.org/sites/default/files/excel_inferential_stats.pdf), zuletzt geprüft am 15.10.2016.

Uhl, Matthias; Maus, Christian; Perrefort, Thomas (2009): Klärtechnische Wirksamkeit von Regenbecken in der Stadtentwässerung. REBEWI ; Projektbericht ; BMBF-Programm FH3. Münster.

EKVO, vom 16.04.2016 (20.02.2001): Verordnung des Umweltministerium über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Eigenkontrollverordnung - EKVO) Vom 20. Februar 2001. Fundstelle: GBl. 2001, 309. Online verfügbar unter <http://www.landesrecht-bw.de>.

SüwVo Abw, vom 17.10.2013 (08.11.2013): Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen - Selbstüberwachungsverordnung Abwasser. Online verfügbar unter <https://recht.nrw.de>, zuletzt geprüft am 16.04.2016.

Wahl, Tony L. (2000): Analyzing ADV Data Using WinADV - Joint Conference on Water Resource. Hg. v. Glade (Ed.) Hotchkiss.

Wernli, Hans Rudolf (2011): Einführung in die Tracerhydrologie. Hydrologisches Praktikum. Aug. 2011. Bern: Geographisches Institut Univ. Bern.

Willis, R. M. (1978): Tubular Settlers - A Technical Review. In: *American Water Works Association* (70 (6)), S. 331–335.

Yao, K. M. (1969): Theoretical study of high rate sedimentation. Conference of the Water Pollution Control Federation 42, S. 218–228.

Zioło, J. (1996): Influence of the system geometry on the sedimentation effectiveness of lamella settlers. In: *Chemical Engineering Science* 51 (1), S. 149–153. DOI: 10.1016/0009-2509(95)00218-9.

## Schriftenreihe SWW - Karlsruhe

Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlamm. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlags des Verfassers).
- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.

- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).
- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).

- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).

- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlags des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Abflauracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? – Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).

- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungschemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPOULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).



- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 – Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg-Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisation. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 – Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag)
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.
- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinentechnik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerksschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse – eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft)
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHC, Z.: Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung – was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [122] KEGEBEIN, J.: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [123] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe – Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBENGA, K.: Wasserver- und Entsorgung in der Stadt Lomé/Togo: Analysen, Beiträge und Konzepte. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [125] BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [127] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Die optimierte Kläranlage – Vision oder Realität? Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [128] FUCHS, S.; FACH, S.; HAHN, H.H.: Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [129] SCHERER, U.: Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [130] BECHTEL, A.: Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von  $N_{min}$ -Daten. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [131] SCHEER, M.: Ermittlung und Bewertung der Wirkung der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [132] LITTY, K.: User-Oriented Wastewater Treatment Technology in Developing and Newly Industrialising Countries. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [133] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Nachhaltigkeit in der Abwasserreinigung – Der Weg ist das Ziel. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [134] HILLENBRAND, T.: Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

- [135] BLANK, A.: Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [136] TURKOVIĆ, R.: Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [137] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserreinigung – Perspektiven, Hilfsstoffe und neue Technologien. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [138] HOMA, J.: Biofilmaktivität in Scheibentauchkörpern – Grundlagen, Anpassung und Anwendung des Dehydrogenasentests. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [139] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Ökoeffizienz und Abwasserreinigung - Strategien und Lösungen für die Herausforderungen von Morgen. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [140] MORCK, T.: Stickstoffelimination aus Schlammwasser mittels Ionenaustauscher und Elektrodialyse. Karlsruhe 2011 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [141] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung. Karlsruhe 2011 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [142] ORB, R.K.: Rückhalt hygienerrelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern – Konstruktive Hinweise. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [143] HOFFMANN, E., HOMA, J.: Zukunftsfähige Abwasser- und Schlammbehandlung – Bauliche, verfahrenstechnische und energetische Optimierungspotenziale. Flockungstage 2012. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [144] WEINGÄRTNER, D.: Greywater – Characteristics, Biodegradability and Reuse of some Greywaters. Karlsruhe 2013 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [145] FACH, S.: Bewertung der Abwasserbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [146] HOFFMANN, E., LEICHT, M.: Strategien, Analysen, Kennwerte und Qualitätsaspekte. Flockungstage 2013. Karlsruhe 2013 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [147] HOFFMANN, E., LEICHT, M.: Bewährte und neue Techniken für die Aufgaben von Morgen. Flockungstage 2014. Karlsruhe 2014 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [148] HOFFMANN, E., LEICHT, M.: Betriebliche Probleme, Lösungs- und Optimierungsstrategien. Flockungstage 2013. Karlsruhe 2013 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

**Bestellanschrift:**

KIT – Karlsruher Institut für Technologie  
Universität des Landes Baden-Württemberg und nationales Forschungszentrum in der  
Helmholtz-Gemeinschaft

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und  
Wassergütewirtschaft

Gotthard-Franz-Str. 3

76131 Karlsruhe

Tel.: 0721/608-42457

Fax: 0721/608-44729

E-Mail: [irmtraud.kaupa@kit.edu](mailto:irmtraud.kaupa@kit.edu)