

Analyse und modelltechnische Nachbildung der Reinigungswirkung eines kombinierten Bauwerks zur Mischwasserbehandlung

Vom Fachbereich Architektur / Raum- und Umweltplanung / Bauingenieurwesen
der Technischen Universität Kaiserslautern zur Verleihung des akademischen
Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Vorgelegt von
Dipl.-Ing. Kai Klepiszewski

Kaiserslautern 2006
(D386)

Analyse und modelltechnische Nachbildung der Reinigungswirkung eines kombinierten Bauwerks zur Mischwasserbehandlung

Vom Fachbereich Architektur / Raum- und Umweltplanung / Bauingenieurwesen
der Technischen Universität Kaiserslautern zur Verleihung des akademischen
Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Kai Klepischewski

Kaiserslautern 2006

(D386)

Dekanin:	Prof. Dr. G. Troeger-Weiß
Vorsitzender der Prüfungskommission:	Prof. Dr.-Ing. G. Koehler
1. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. T. G. Schmitt
2. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. W. F. Geiger

Tag der mündlichen Prüfung: 8.4.2005

Zusammenfassung

Regenüberlaufbecken (RÜB) sind wichtige Bauwerke in Entwässerungsnetzen nach dem Mischverfahren. Sie tragen durch ihre Rückhaltewirkung dazu bei, den Schmutzaustrag in die Gewässer zu vermindern und die nachfolgende Kläranlage während der Niederschlagsereignisse zu entlasten.

Obwohl nach einheitlichen Richtlinien bemessene Regenüberlaufbecken in großer Anzahl in Deutschland in Betrieb sind, ist über die Wirkung dieser recht teuren Bauwerke noch sehr wenig bekannt. Das gilt auch für alternative Anlagen wie hydrodynamische Abscheider und Kombinationsbauwerke, die in den letzten Jahren gebaut worden sind.

Hier knüpft die vorliegende Arbeit an, deren Ziel es war, die Wirkung eines Kombinationsbauwerks in Bexbach/Rothmühle, bestehend aus Durchlaufbecken im Nebenschluss und zwei parallel beschickten hydrodynamischen Abscheidern als Trennbauwerke, zu untersuchen und modelltechnisch nachzubilden.

Am Anfang der Arbeit steht ein Exkurs über Anlagen der Regenwasserbehandlung im Mischsystem und Faktoren, die für deren Reinigungswirkung maßgebend sind. Es werden die Grundlagen der Sedimentation und Ansätze zur Bilanzierung von Wirkungsgrad und Effektivität behandelt. Die Bedeutung des Bilanzierungszeitraums wird herausgestellt.

Anschließend werden die Randbedingungen für die Untersuchungen des RÜB Bexbach/Rothmühle sowie die Konzeption und der Betrieb des Bauwerks erläutert.

Um die Wirkungsweise des Bauwerks zu ermitteln, wurden umfangreiche Messungen der Abflussquantität und -qualität an verschiedenen Punkten des Bauwerks durchgeführt. Die gemessenen Daten dienen dann als Grundlage zur Bestimmung der Wirkungsgrade und Effektivitäten der einzelnen Anlagenteile sowie der Gesamtanlage für einige Entlastungsereignisse. Die Ergebnisse der Auswertungen über die Reinigungswirkung wurden mit den Resultaten ähnlicher Untersuchungen an anderen Anlagen verglichen und es wurde eine qualitative Wertung des untersuchten Bauwerks vorgenommen.

Im nächsten Schritt wurden sowohl die Ergebnisse der Untersuchungen als auch eines Tracerversuchs dazu genutzt, ein MATLAB/SIMULINK-Modell zur Nachbildung der Reinigungsvorgänge zu entwickeln. Durch die Verknüpfung dieses Modells mit dem Schmutzfrachtmodell WKosmoCOM gelang es, das Langzeitverhalten des Kombinationsbauwerks zu untersuchen.

In einer vergleichenden Betrachtung der langfristigen Entlastungstätigkeit der untersuchten Anlage mit der eines fiktiven Durchlaufbeckens im Nebenschluss herkömmlicher Bauart wurde abgeschätzt, ob Speichervolumen durch den Einsatz der Kombination von Wirbelabscheider und Durchlaufbecken eingespart werden kann. Die angesetzte Reinigungswirkung des fiktiven Durchlaufbeckens orientierte sich dabei an derjenigen, die für die Durchlaufbeckenstufe des untersuchten Bauwerks festgestellt wurde zuzüglich eines Aufschlags zur Verbesserung der Rückhaltewirkung. In mehreren Simulationsläufen auf der Basis des MATLAB/SIMULINK-Modells, gekoppelt mit dem Schmutzfrachtmodell WKosmoCOM, wurde das Volumen des fiktiven Beckens variiert, bis die Rückhaltewirkung der des realen Beckens entsprach. Der aus dem Vergleich resultierende Volumenunterschied ist ein Maß für das Einsparpotenzial. Die Simulationen ergaben, dass die Reinigungswirkung des untersuchten Kombinationsbauwerks durch ein herkömmliches Durchlaufbecken erreicht wird, dessen Speichervolumen um etwa 17% größer ist.

Abstract

In combined sewer systems stormwater tanks with overflow reduce the flow to waste water treatment plants during storm events and, if necessary, provide discharge into receiving waters.

Due to construction costs the volume of stormwater tanks with overflow have to be limited. This often leads to a significant pollution of the receiving water by discharged combined wastewater during heavy rain events. Accordingly, it is necessary to find a compromise considering both, the economic dimensioning of the combined sewer overflow (CSO) structure, as well as the prevention of water pollution.

Alternatively, vortex separators can substitute small stormwater tanks with overflow in combined sewer systems. In spite of a smaller storage capacity, compared to conventional CSO tanks, vortex separators show an increased removal efficiency of settleable solids. Thus the pollution of the receiving water with solids and harmful substances attached to solids in the discharged waste water can be reduced. The efficient removal capability of vortex separators is based on the flow course inside this structure.

Besides the use of vortex separators as an alternative to small stormwater tanks with overflow, it is possible to locate stormwater tanks with overflow for settled combined sewage subsequent to vortex separators. By using this type of structure bigger tanks can be substituted.

Such a combined structure was the focal point of this thesis. The objective was to investigate the removal efficiency of this structure. The study contains extensive measurements of flow and water levels, as well as analyses of the flow composition at significant locations of the structure. For several storm events causing discharges to the receiving water, the cleaning efficiency of the investigated structure and its single elements was evaluated. It was found that the structure's cleaning efficiency is comparable to efficiencies of common CSO structures as verified by other studies.

A model of the structure for the simulation of its cleaning performance under dynamic load conditions was based on MATLAB/SIMULINK. In conjunction with the program WKosmoCOM for hydraulic and pollutant load simulation of the upstream sewer systems, it was possible to simulate the long term performance of the structure under real load conditions. An additional MATLAB/SIMULINK-model was constructed to simulate the cleaning efficiency of a common stormwater tank with overflow for settled combined sewage. Several long term simulations were carried out for this fictive structure varying its storage volume. The long term simulations for the fictive structure relied on the same boundary conditions as the simulations for the observed structure. It was found that the cleaning efficiency of the structure consisting of the vortex separators and the subsequent tanks with overflow is comparable to the cleaning performance of a common stormwater tank with overflow which has a storage volume, approximately 17% bigger.

Danksagung

Herrn Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt danke ich sehr für die Möglichkeit, dieses Thema zu bearbeiten und für die Betreuung, die er meiner Arbeit zukommen ließ. Herrn Prof. Dr.-Ing. W. F. Geiger gilt mein Dank für die Übernahme des Korreferats. Herrn Prof. Dr.-Ing. G. Koehler danke ich herzlich für die Übernahme des Prüfungsvorsitzes. Bedanken möchte ich mich weiterhin bei Herrn Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz für die konstruktiven Anmerkungen bei der Durchsicht des Manuskriptes.

Sehr herzlich bedanke ich mich bei allen meinen ehemaligen Kolleginnen und Kollegen für die gute Zusammenarbeit und die freundschaftliche Atmosphäre am Fachgebiet. Mein besonderer Dank gilt weiterhin Frau Dr.-Ing. A. Welker, von deren Wissen und Erfahrung ich fachlich stark profitiert habe.

Im Rahmen dieser Arbeit waren zahlreiche analytische Untersuchungen erforderlich. Mein herzlicher Dank gilt daher auch dem Laborteam des Fachgebiets – insbesondere Frau Alexandra Risch –, ohne das die Auswertung der zahlreichen Proben nicht möglich gewesen wäre. Ich danke dem Team besonders für die Selbstüberwindung bei der Analyse einiger Ablaufprobe der Wirbelabscheiderstufe.

Anteil am Zustandekommen dieser Arbeit hatten auch meine Diplomanden Frau Dipl.-Ing. I. Kaufmann, Herr Dipl.-Ing. T. Schäfer sowie zahlreiche weitere studentische Hilfskräfte – insbesondere Frau cand. ing. S. Götting, Herr cand. ing. Bartosz Slizewski und Herr J. Müller – sowie Zivildienstleistende am Fachgebiet. Ihnen allen gilt mein herzlicher Dank.

Ferner gilt mein Dank Herrn Prof. Dr. W. E. Trommer und Herrn Dr. F. Rozario von der Fachrichtung Biochemie des Fachbereichs Chemie der Technischen Universität Kaiserslautern, die ihr Fluoreszenzspektrometer zur Auswertung der Tracerproben zur Verfügung stellten und auch die Auswertung unterstützten.

Mein weiterer Dank gilt dem Betriebspersonal der Kläranlage Neunkirchen-Wellesweiler für seine Hilfsbereitschaft, die zur Überwindung einiger technischer Schwierigkeiten beigetragen hat.

Schließlich gilt mein besonderer Dank meiner Familie, die mich in der Endphase der Ausarbeitung meiner Dissertation sehr unterstützt hat. Insbesondere meiner Frau Esther und meinen Söhnen Jan und Tim danke ich für ihr Verständnis und ihr Interesse, das sie meiner Arbeit trotz meiner häufigen Abwesenheit, entgegen gebracht haben. Ich hoffe, dass wir die verlorene gemeinsame Zeit nachholen können.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	VII
Abbildungsverzeichnis	XI
1. Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Ziele	3
1.3 Aufbau der Arbeit und Vorgehensweise	3
2. Regenwasserbehandlung im Mischsystem	5
2.1 Anlagen der zentralen Regenwasserbehandlung im Mischsystem	5
2.2 Klärtechnische Maßnahmen an Anlagen der zentralen Mischwasserbehandlung	8
2.3 Hydrodynamische Abscheider.....	9
2.3.1 Bezeichnungen und Ausführungsformen	10
2.3.2 Möglichkeiten des Einsatzes von Wirbelabscheidern in der Mischwasserbehandlung.....	12
3. Reinigungswirkung von Anlagen zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem	16
3.1 Grundlagen der Feststoffabtrennung durch Sedimentation.....	16
3.2 Wirkung von hydrodynamischen Abscheidern	22
3.3 Grundlagen der frachtbezogenen Bilanzierung von Wirkungsgrad und Effektivität...	25
3.4 Grundlagen der konzentrationsbezogenen Bilanzierung.....	35
3.5 Bewertung der vorliegenden Erkenntnisse.....	40
4. Regenüberlaufbecken Bexbach/Rothmühle	42
4.1 Einzugsgebiet des RÜB Bexbach/Rothmühle	42
4.2 Abflussmengen bei Trockenwetter	43
4.2.1 Methodik der Bestimmung von Abflussmengen bei Trockenwetter.....	43
4.2.2 Tagesgänge der Abflusswerte bei Trockenwetter	44
4.2.3 Kennwerte der Abflüsse bei Trockenwetter.....	46
4.3 Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses	48
4.3.1 Bestimmungsmethodik der Abflusszusammensetzung bei Trockenwetter.....	48
4.3.2 Tagesgänge der Abflusszusammensetzung bei Trockenwetter	49

4.3.3	Kennwerte der Abflusszusammensetzung bei Trockenwetter	52
4.4	Konzeption und Betrieb des untersuchten Kombinationsbauwerks RÜB Bexbach/Rothmühle.....	53
5.	Messprogramm zur Untersuchung der Reinigungsleistung des Regenüberlaufbeckens Bexbach/Rothmühle.....	57
5.1	Bestimmung der Durchflüsse bei Mischwasserzufluss.....	57
5.2	Methodik der Standardbeprobung von Mischwasserzuflussereignissen	58
5.3	Untersuchung der hydrodynamischen Abscheider- und Durchlaufbeckenstufe mit Hilfe eines Tracerversuchs	61
5.3.1	Grundlagen von Tracerversuchen bei der Untersuchung durchströmter Systeme	61
5.3.2	Methodik der Durchführung und der Auswertung des Tracerversuchs.....	65
6.	Ergebnisse der Mischwasserbeprobung.....	71
6.1	Ergebnisse der Standardbeprobung von Mischwasserzuflussereignissen.....	71
6.1.1	Ergebnisse der Standardbeprobung am Beispiel des internen Überlaufereignisses am 24.07.2003	71
6.1.2	Ergebnisse der Standardbeprobung am Beispiel des Entlastungsereignisses am 30.07.2003.....	78
6.2	Ergebnisse des Tracerversuchs zur Untersuchung der hydrodynamischen Abscheider- und der Durchlaufbeckenstufe	84
6.2.1	Bestimmung der Aufenthaltszeiten in den Bauwerkselementen.....	86
6.2.2	Ermittlung der Überlaufwirkungsgradmatrix zur Beschreibung der Rückhaltewirkung	90
6.2.3	Abweichung zwischen realen Konzentrationen und Konzentrationsverlauf aus Standardprobennahme	93
6.3	Ergebnisse der Untersuchung von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen	95
6.4	Bewertung der gewonnenen Erkenntnisse	99
7.	Berechnung von Volumenströmen, Wirkungsgraden und Effektivitäten für ausgewählte Mischwasserbeschickungsereignisse.....	101
7.1	Berechnung der Volumenströme.....	101
7.2	Volumenströme bei Einstauereignissen am Wirbelabscheider.....	103

7.3	Volumenströme bei Überlaufereignissen am Wirbelabscheider ohne Entlastung ins Gewässer.....	105
7.4	Volumenbilanzierung für Überlaufereignisse am Durchlaufbecken	107
7.5	Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnungen.....	109
7.5.1	Randbedingungen.....	109
7.5.2	Ergebnisse der frachtbezogenen Berechnung	113
7.5.3	Ergebnisse der konzentrationsbezogenen Berechnungen	121
7.5.4	Ergebnisse für ausgewählte Einzelereignisse	123
7.5.5	Ergebnisse bezogen auf Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle und ihre Einzelemente für das Ereignis vom 30.07.2003	125
7.6	Bewertung der durchgeführten Auswertungen	126
8.	Simulation der Langzeitwirkung des RÜB Bexbach/Rothmühle und Abschätzung des Potenzials zur Volumeneinsparung.....	128
8.1	Vorgehen bei der modelltechnischen Nachbildung des RÜB Bexbach/Rothmühle.....	128
8.1.1	Repräsentativität hydraulischer Belastungen und hydraulischer Wirkungsgrade der beprobten Ereignisse	129
8.1.2	Generierung der Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Rückhaltewirkungen der Wirbelabscheider- und der Durchlaufbeckenstufe.	131
	Wirkungsgradmatrix für die Wirbelabscheiderstufe	131
	Wirkungsgradmatrix für die Durchlaufbeckenstufe.....	136
8.1.3	Hydraulische und stoffbezogene Kalibrierung anhand beprobter Ereignisse	139
	Hydraulische Kalibrierung	139
	Stoffbezogene Kalibrierung.....	141
8.2	Vorgehen bei der Nachbildung des fiktiven Durchlaufbeckens	145
8.3	Ergebnisse der Kontinuumsimulationen für das RÜB Bexbach/Rothmühle im Ist-Zustand und das fiktive Durchlaufbecken.....	148
8.4	Variantenbetrachtung bei der Kontinuumssimulation des Bauwerks im Ist-Zustand	150
8.5	Bewertung der gewonnenen Erkenntnisse.....	153
9.	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	155
	Literaturverzeichnis	158

Anhang	169
A 1 Ganglinien	171
A 1.1 Ganglinien der Wirbelabscheiderüberlaufereignisse	171
A 1.2 Ganglinien der Durchlaufbeckenüberlaufereignisse	177
A 1.3 Ganglinien der Überlaufereignisse der Bauwerksstraße 1	181
A 2 Volumenbilanzen.....	184
A 2.1 Volumenbilanzierung.....	184
A 2.2 Volumenbilanzierung für Wirbelabscheiderüberlaufereignisse.....	185
A 2.3 Volumenbilanzierung für Durchlaufbeckenüberlaufereignisse.....	186
A 3 Wirkungsgrade und Effektivitäten.....	187
A 3.1 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Wirbelabscheider 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle	187
A 3.2 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle während der Sedimentationsphase	190
A 3.2 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle während der Sedimentationsphase	191
A 3.2 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle während der Sedimentationsphase	192
A 3.2 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle während der Sedimentationsphase	193
A 3.3 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle über gesamte Beschickungsdauer	197
A 3.4 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Straße 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle über gesamte Beschickungsdauer	201
A 4 Gesamtwirkungsgrade und -effektivitäten	203
A 5 Sinkgeschwindigkeitsverteilungen.....	206
A 6 Hydraulische Kalibrierung des Modells von RÜB Bexbach/Rothmühle	210
A 7 Stoffliche Kalibrierung des Modells von Wirbelabscheider 1	213
A 8 Stoffliche Kalibrierung des Modells von Durchlaufbecken 1	214
A 9 Ergebnisse der Kontinuumssimulationen für RÜB Bexbach/Rothmühle im Ist-Zustand, für verschieden Simulationsvarianten und die Varianten des fiktiven Durchlaufbeckens.....	215

A 10	Aufbau und Betriebsbedingungen hydrodynamischer Abscheider (Brombach et al., 1993; Geiger u. Hübner, 1994; Pecher, 1996b; Andoh, 1998; Hübner, 1997; Kaufmann, 2002; UFT, 2005; eigene Untersuchungen).....	217
	Lebenslauf Kai Klepiszewski	219

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Vergleichsmatrix zur Bewertung von Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung nach Mehler (1997).....	9
Tabelle 3.1:	Relative Abmessungen der Absetzräume von Durchlaufbecken für optimale Sedimentationswirkung (ATV, 1999b)	21
Tabelle 3.2:	Aufenthaltszeiten in einem hydrodynamischen Abscheider im Labormaßstab in Abhängigkeit von der Beschickung nach Alkhaddar et al. (1999).....	29
Tabelle 3.3:	Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtwirkungsgrade für hydrodynamische Abscheider in anderen Untersuchungen.....	30
Tabelle 3.4:	Spanne der Effektivitäten und Gesamteffektivität für hydrodynamische Abscheider in anderen Untersuchungen	31
Tabelle 3.5:	Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen.....	32
Tabelle 3.6:	Spanne der Effektivitäten und Gesamteffektivitäten für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen.....	32
Tabelle 3.7:	Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade in der Sedimentationsphase für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen	33
Tabelle 3.8:	Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade für Durchlaufbecken im Nebenschluss (inkl. TB) mit konventionellen bzw. mit hydrodynamischen Abscheidern als Trennbauwerken in anderen Untersuchungen	34
Tabelle 3.9:	Spannen der Effektivitäten und Gesamteffektivitäten für Durchlaufbecken im Nebenschluss (inkl. TB) und für Kombinationsbauwerke aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken in anderen Untersuchungen	35
Tabelle 3.10:	Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für hydrodynamische Abscheider in anderen Untersuchungen	37
Tabelle 3.11:	Spannen der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Durchlaufbecken im Nebenschluss in anderen Untersuchungen	38
Tabelle 3.12:	Spannen der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Kombinationsbauwerke aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken in anderen Untersuchungen	38

Tabelle 3.13:	Mittlere und maximale Entlastungskonzentrationen für Durchlaufbecken und Kombinationsbauwerke aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken in anderen Untersuchungen.....	40
Tabelle 4.1:	Daten des Einzugsgebiets Bexbach (N.N., 1995; Priebe, 2002)	42
Tabelle 4.2:	Abflusskennwerte bei Trockenwetter im Jahr 2003	47
Tabelle 4.3:	Mittlere Tageskonzentrationen im Trockenwetterabfluss (6 Tagesgänge) am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturdaten	52
Tabelle 5.1:	Übersicht über beprobte Mischwasserzuflussereignisse und jeweils gezogene Mischproben.....	60
Tabelle 6.1:	Ammoniakstickstoffkonzentration im Überlauf von Wirbelabscheider 1 für Temperaturen des Mischwassers von 15°C und 20°C	78
Tabelle 6.2:	Ammoniakstickstoffkonzentration im Überlauf von Wirbelabscheider 1 für Temperaturen des Mischwassers von 15°C und 20°C am 30.07.2003	83
Tabelle 6.3:	Frachtwirkungsgrade für Uranin auf der Basis manueller Probennahme (Istwert) und fiktiver Standardprobennahmen zu verschiedenen Startzeitpunkten	94
Tabelle 7.1:	Volumenbilanz des Gesamtbauwerks für ausgewählte Wirbelabscheidereinstauereignisse.....	103
Tabelle 7.2:	Volumenbilanz der Wirbelabscheiderstufe für ausgewählte Wirbelabscheidereinstauereignisse.....	104
Tabelle 7.3:	Volumenbilanz des Gesamtbauwerks für ausgewählte Wirbelabscheiderüberlaufereignisse	105
Tabelle 7.4:	Volumenbilanz der Wirbelabscheiderstufe für ausgewählte Wirbelabscheiderüberlaufereignisse	106
Tabelle 7.5:	Volumenbilanz der Durchlaufbeckenstufe für ausgewählte Wirbelabscheiderüberlaufereignisse.....	106
Tabelle 7.6:	Volumenbilanz des Gesamtbauwerks für ausgewählte Durchlaufbeckenüberlaufereignisse	107
Tabelle 7.7:	Volumenbilanz der Wirbelabscheiderstufe für ausgewählte Durchlaufbeckenüberlaufereignisse	108
Tabelle 7.8:	Volumenbilanz der Durchlaufbeckenstufe für ausgewählte Durchlaufbeckenüberlaufereignisse	108
Tabelle 7.9:	Übersicht über den Umfang der Auswertbarkeit der beprobten Mischwasserzuflussereignisse	113
Tabelle 8.1:	Vergleich von Volumen, Geometrie und Effektivität des RÜB Bexbach/Rothmühle mit anderen untersuchten Bauwerken.....	146

Tabelle 8.2:	Angaben zu Volumen, Geometrie und zur Höhe des Abschlags vom Überlaufwirkungsgrad $\Delta\eta_{CSB,Ü}$ in Bezug zum vorhandenen RÜB Bexbach/Rothmühle	147
--------------	---	-----

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1:	Querschnitt durch hydrodynamische Abscheider unterschiedlicher Bauart (Weiß u. Brombach, 2000).....	10
Abb. 2.2:	Wirbelabscheider vom Typ Storm King™ (Hübner, 1997).....	11
Abb. 2.3:	Wirbelabscheider vom Typ Vortex Overflow (Hübner, 1997).....	12
Abb. 2.4:	Möglichkeiten der Anordnung von Wirbelabscheidern zur Mischwasserbehandlung (Weiß, 1999)	14
Abb. 3.1:	Partikelsedimentation in einem horizontal durchströmten Becken unter idealisierten Randbedingungen (ATV, 1997).....	18
Abb. 3.2:	Abhängigkeit der Rückhaltewirkung von der Absetzzeit bei städtischem Rohabwasser nach Sierp (Imhoff, 1990).....	19
Abb. 3.3:	Verhältnis der mittleren zur theoretischen hydraulischen Aufenthaltszeit in Absetzbecken in Abhängigkeit von der Froude-Zahl (Camp, 1936).....	21
Abb. 3.4:	Querschnitt durch einen Wirbelabscheider des Typs Storm King™ bei Mischwasserbeschickung (Andoh u. Smisson, 1994).....	24
Abb. 3.5:	Querschnitt durch einen Wirbelabscheider des Typs FluidSep™ bei Mischwasserbeschickung (Weiß u. Brombach, 2000)	25
Abb.: 3.6:	Schema der Verteilung von Stofffrachten in einem Entlastungsbauwerk bei $t_{AB} < t_U$	28
Abb. 4.1:	Gemessener, stationär berechneter sowie stationär berechneter und korrigierter Trockenwetterabfluss im Verlauf des 9. Juni 2002	43
Abb. 4.2:	Tagesgänge des Trockenwetterabflusses in den Zeiträumen 9. bis 18. Juni 2002 und 4. bis 14. Dezember 2002	45
Abb. 4.3:	Anteil des mittleren stündlichen am mittleren täglichen Trockenwetterabfluss im Tagesverlauf für Bexbach, eine ländliche Gemeinde, eine Stadt nach Kumpf et al. (1964) und für Literaturwerte (Oumeraci et al., 1993; Schulz et al., 1995).....	46
Abb. 4.4:	Verlauf der Niederschlagshöhe und des Fremdwasserabflusses im Zulauf von RÜB Bexbach/Rothmühle im Jahr 2003	47
Abb. 4.5:	Tagesgänge der AFS-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Oumeraci et al., 1993; Schulz et al., 1995)	49
Abb. 4.6:	Tagesgänge der GV-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle.....	50

Abb. 4.7:	Tagesgänge der ASS-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Imhoff, 1990)	50
Abb. 4.8:	Tagesgänge der CSB-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Oumeraci et al., 1993; Schulz et al., 1995).....	51
Abb. 4.9:	Tagesgänge der NH ₄ -N-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Henze et al., 1997)	52
Abb. 4.10:	Schema der untersuchten Regenwasserbehandlungsanlage und der internen Fließwege unter verschiedenen Belastungsbedingungen.....	53
Abb. 4.11:	Wasserstandsverläufe in den Wirbelabscheidern während des Mischwasserzuflussereignisses am 01.08.2002	54
Abb. 5.1:	Positionen von Wasserstands- und Durchflussmessstellen sowie Probennahmeorten am RÜB Bexbach/Rothmühle	57
Abb. 5.2:	Ablaufkonzentrationen aus Volumenelementen, die in verschiedener Form durchströmt werden nach Levenspiel (1972).....	63
Abb.5.3:	Verweilzeitverteilungen E(t) im Ab- und Überlauf in Abhängigkeit vom hydraulischen Wirkungsgrad nach Alkhaddar et al. (1999).....	64
Abb. 5.4:	Matrizen des Überlaufwirkungsgrads von Wirbelabscheider 1 vom Zeitpunkt t ₁ bis zum Zeitpunkt t _i nach Tracerzugabe	68
Abb. 5.5:	Matrix des Überlaufwirkungsgrads von Durchlaufbecken 1 vom Zeitpunkt t ₁ bis zum Zeitpunkt t _i nach Beginn des Tracerzuflusses zum Becken	69
Abb. 6.1:	Niederschlagsintensität und Zulaufganglinie am RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	72
Abb. 6.2:	Wasserstände, Überlaufmenge und Überlaufvolumensumme an Wirbelabscheider 1 während des Regens am 24.07.2003	72
Abb. 6.3:	CSB-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	73
Abb. 6.4:	Wasserstand, Fließgeschwindigkeit und Wandschubspannungen im Hauptsammler oberhalb des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	74
Abb. 6.5:	ASS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	75
Abb. 6.6:	AFS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	76

Abb. 6.7:	Glühverlust (GV) an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	76
Abb. 6.8:	Ammoniumstickstoffkonzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	77
Abb. 6.9:	pH-Wert an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003	77
Abb. 6.10:	Niederschlagsintensität und Zulaufganglinie am RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003	79
Abb. 6.11:	Wasserstände, Überlaufmenge und Überlaufvolumensumme an Wirbelabscheider 1 während des Regens am 30.07.2003	79
Abb. 6.12:	Wasserstände, Überlaufmenge und Überlaufvolumensumme an Durchlaufbecken 1 während des Regens am 30.07.2003	80
Abb. 6.13:	CSB-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003	81
Abb. 6.14:	ASS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003	81
Abb. 6.15:	AFS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003	82
Abb. 6.16:	Glühverlust an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003.....	82
Abb. 6.17:	Ammoniumstickstoffkonzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003	83
Abb. 6.18:	pH-Wert an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003.....	84
Abb. 6.19:	Uraninkonzentration im Überlauf von Wirbelabscheider 1 und von Durchlaufbecken 1 während des Tracerversuchs.....	85
Abb. 6.20:	Uraninfracht und Anteil der Frachtsumme an der Gesamtfracht im Überlauf von Wirbelabscheider 1 und von Durchlaufbecken 1 während des Tracerversuchs	86
Abb. 6.21:	Hydraulischer Wirkungsgrad, Oberflächenbeschickung, konzentrations- und frachtbezogene Verweilzeitverteilung für den Tracerversuch sowie konzentrationsbezogene Verweilzeitverteilung nach Alkhaddar et al. (1999).	88
Abb. 6.22:	Substitution der Verweilzeitverteilung nach Alkhaddar et al. (1999) durch Regressionsfunktionen für den steigenden und den fallenden Bereich	91
Abb. 6.23:	Überlaufwirkungsgrad im „steigenden“ Bereich auf der Basis gemessener Werte und auf der Grundlage einer Regressionsfunktion.....	91

Abb. 6.24:	Überlaufwirkungsgrad im „fallenden“ Bereich auf Basis gemessener Werte und auf der Grundlage einer Regressionsfunktion.....	93
Abb. 6.25:	Ganglinie der Uraninkonzentration aus manueller Probennahme und fiktiver Standardprobennahmen zu verschiedenen Startzeitpunkten	94
Abb. 6.26:	Vergleich von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen während des Regens am 30.07.2003 mit einer Einstufung der Absetzbarkeit von Mischwasser nach Geiger et al. (2001) ^a	96
Abb. 6.27:	Vergleich von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen während des Regens am 30.07.2003 mit der von Brombach et al. (1992) gemessenen Wertespanne in Überlaufwasserabflüssen.....	97
Abb. 6.28:	Vergleich von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen während des Regens am 30.07.2003 mit der von Brombach et al. (1992) gemessenen Wertespanne in Mischwasserabflüssen.....	97
Abb. 6.29:	Sinkgeschwindigkeitsverteilung im Zulauf (ZU 1) und im Überlauf (WÜ 1) von Wirbelabscheider 1 am 30.07.2003 sowie Mittelwerte der Oberflächenbeschickung über 5, 10 und 28 Minuten vor Entnahme von WÜ 1	98
Abb. 6.30:	Sinkgeschwindigkeitsverteilung im Überlauf (WÜ 1) von Wirbelabscheider 1 und im Klärüberlauf (KÜ 1) am 30.07.2003 sowie Mittelwerte der Oberflächenbeschickung über 5, 10 und 28 Minuten vor Entnahme von KÜ 1	99
Abb. 7.2:	Bilanzierungszeiträume bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für hydrodynamische Abscheider	111
Abb. 7.3:	Bilanzierungszeiträume bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für Durchlaufbecken im Nebenschluss	112
Abb. 7.4:	Spanne der Wirkungsgrade bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) und nach eigenen Auswertungen nach NH ₄ -N-Kriterium.....	114
Abb. 7.5:	Spanne der Effektivitäten bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) und nach eigenen Auswertungen nach NH ₄ -N-Kriterium.....	114
Abb. 7.6:	Spanne der Wirkungsgrade für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen	115
Abb. 7.7:	Spanne der Effektivitäten für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen	116

Abb. 7.8:	Spanne der Wirkungsgrade in der Sedimentationsphase bei Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) (AFS, ASS, NH ₄ -N), Rietsch (2001) (CSB) und nach eigenen Auswertungen nach NH ₄ -N-Kriterium	117
Abb. 7.9:	Spanne der Wirkungsgrade bei Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für die Sedimentations- und Fangphase	118
Abb. 7.10:	Spanne der Effektivitäten bei Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für die Sedimentations- und Fangphase	118
Abb. 7.11:	Spanne der Wirkungsgrade bei Kombinationsbauwerken in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamtereignisse	119
Abb. 7.12:	Spanne der Effektivitäten bei Kombinationsbauwerken in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamtereignisse	119
Abb. 7.13:	Spanne der Wirkungsgrade bei Durchlaufbecken (inkl. Trennbauwerk) in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamtereignisse .	120
Abb. 7.14:	Spanne der Effektivitäten bei Durchlaufbecken (inkl. Trennbauwerk) in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamtereignisse	120
Abb. 7.15:	Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für hydrodynamische Abscheider in der Fachliteratur und nach eigenen Messungen	122
Abb. 7.16:	Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur und nach eigenen Messungen	122
Abb. 7.17:	Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Kombinationsbauwerke in der Fachliteratur und nach eigenen Messungen	123
Abb. 7.18:	Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1 in Bezug auf CSB für ausgewählte Ereignisse nach NH ₄ -N-Kriterium.....	124
Abb. 7.19:	Gesamtwirkungsgrad und -effektivität von Durchlaufbecken 1 in Bezug auf CSB für ausgewählte Ereignisse	124
Abb. 7.20:	Wirkung der Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle und ihrer Einzelelemente auf CSB-Rückhaltung.....	125
Abb. 8.1:	Spanne mittlerer Oberflächenbeschickungen über die gesamte Messperiode und für beprobte Ereignisse	129
Abb. 8.2:	Spanne maximaler Oberflächenbeschickungen über die gesamte Messperiode und für beprobte Ereignisse	130

Abb. 8.3:	Spanne des mittleren und minimalen hydraulischen Wirkungsgrads über die gesamte Messperiode und für beprobte Ereignisse.....	130
Abb. 8.4:	Vergleich mittlerer Überlaufwirkungsgrade berechnet aus Frachten mit den Wirkungsgraden basierend auf der Regressionsfunktion in Gleichung 8.1 ...	132
Abb. 8.5:	Angenommener Zusammenhang zwischen q_A und der Dauer bis zum Auftreten des maximalen Überlaufwirkungsgrads an Wirbelabscheider 1 ..	133
Abb. 8.6:	Vorgehen beim Generieren der Matrix des Überlaufwirkungsgrads für eine stationäre Abflussaufteilung von $\eta_{H_2O,1}$ an Wirbelabscheider 1	134
Abb. 8.7:	Vorgehen bei der Bestimmung der Überlauffrachten verursacht durch Zulauffrachten zwei aufeinander folgender Zeitintervalle an Wirbelabscheider 1.....	135
Abb. 8.8:	Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Wirbelabscheider 1 bei einer Oberflächenbeschickung von 25 m/h	136
Abb. 8.9:	Vergleich mittlerer Überlaufwirkungsgrade berechnet aus Frachten mit den Wirkungsgraden basierend auf der Regressionsfunktion in Gleichung 8.2 während der Sedimentationsphase in Durchlaufbecken 1	138
Abb. 8.10:	Zusammenhang zwischen q_A und der Dauer bis zum Auftreten des maximalen Überlaufwirkungsgrads an Durchlaufbecken 1	138
Abb. 8.11:	Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Durchlaufbecken 1	139
Abb. 8.12:	Vergleich gemessener und simulierter Wasserstände in der Wirbelabscheiderstufe während des Regens am 01.08.2002.....	140
Abb. 8.13:	Vergleich gemessener und simulierter Überlaufvolumenströme und Summen des Überlaufvolumens der Wirbelabscheiderstufe während des Regens am 01.08.2002	140
Abb. 8.14:	Vergleich gemessener und simulierter Wasserstände in der Durchlaufbeckenstufe während des Regens am 01.08.2002	141
Abb. 8.15:	Vergleich gemessener und berechneter Überlaufmengen und Summen des Überlaufvolumens der Durchlaufbeckenstufe während des Regens am 01.08.2002.....	141
Abb. 8.16:	Vergleich gemessener und berechneter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Wirbelabscheider 1 während des Regens am 24.07.2003	142
Abb. 8.17:	Kalibrierte Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Wirbelabscheider 1 bei einer Oberflächenbeschickung von 25 m/h.....	143
Abb. 8.18:	Vergleich gemessener und berechneter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Durchlaufbecken 1 während des Regens am 06.09.2003.....	144

Abb. 8.19:	kalibrierte Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Durchlaufbecken 1	145
Abb. 8.20:	Überlauffrachten der Trennbauwerke und Klärüberläufe des Ist-Zustandes, der betrachteten fiktiven Durchlaufbeckenvarianten und einer fiktiven Fangstufe	148
Abb. 8.21:	Überlauffracht des vorhandenen Bauwerks und eines fiktiven Durchlaufbeckens gleichen Volumens bei Ansatz einer um 5% höheren Rückhaltewirkung des Referenzbauwerks.....	150
Abb. 8.22:	Standard-Absetzkurve der CSB-Rückhaltewirkung in Durchlaufbecken von WKosmoCOM.....	151
Abb. 8.23:	Vergleich der Überlauffrachten für verschiedene Varianten der Bilanzierung von Rückhaltevorgängen	152

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Siedlungsgebiete werden in Deutschland überwiegend im Mischverfahren entwässert. Bei diesem Verfahren der gemeinsamen Ableitung von Schmutzwasser und Niederschlagswasser, dienen in der Regel Regenüberlaufbecken als Speicherbauwerke mit Überlaufmöglichkeit in Gewässer. Diese werden eingesetzt, um die Leitungsquerschnitte und damit die Kanalbaukosten zu begrenzen und den Kläranlagenzufluss während Niederschlagsereignissen auf den Bemessungszufluss zu reduzieren. Zusätzlich dienen Regenüberlaufbecken, infolge ihrer Speicher- bzw. Sedimentationswirkung, der Begrenzung hydraulischer und stofflicher Emissionen in Gewässer. Das Volumen von Regenüberlaufbecken ist aus betrieblichen und finanziellen Gründen limitiert. Dadurch kann es bei starken Regenfällen zu teilweise erheblichen Gewässerbelastungen durch entlastetes Mischwasser kommen. Es gilt daher, einen Kompromiss zwischen einer wirtschaftlichen Dimensionierung von Entlastungsbauwerken und einer möglichst geringen Gewässerbelastung zu finden.

Die Bemessung von Regentlastungsbauwerken in Mischwasserkanälen basiert in Deutschland derzeit auf dem Arbeitsblatt ATV A 128 (ATV, 1992). Die Anwendung dieser Richtlinie hat zu einer verbesserten Vorbehandlung des entlasteten Mischwassers geführt, die sich bei der Gewässerbewertung nach dem Saprobienindex bemerkbar macht (Schmitt et al., 2002). Das in dem Arbeitsblatt standardisierte Vorgehen bei der Bemessung von Regentlastungsbauwerken hat auch bewirkt, dass Fang- oder Durchlaufbecken herkömmlicher Bauart, die dem Standard entsprechen, ohne einen weiteren Nachweis ihrer tatsächlichen Wirksamkeit unter Betriebsbedingungen eingesetzt werden. Die Anwendung alternativer Anlagen zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem, z.B. hydrodynamische Abscheider, wurde dagegen erst als Folge zahlreicher Untersuchungen, die ihre Effizienz unter Betriebsbedingungen belegen, nach und nach akzeptiert (Brombach, 1989; Hahn und Xanthopoulos, 1991).

Die allgemeine Ansicht, dass Regenüberlaufbecken, die nach ATV A 128 (ATV, 1992) bemessen sind, einen ausreichenden Gewässerschutz gewährleisten, hat zu einem gewissen Desinteresse an der tatsächlichen Reinigungswirkung dieser Bauwerke geführt. Dies ist auch damit zu begründen, dass man beim Nachweis einer guten Wirksamkeit nichts gewinnen, beim Entdecken mangelhafter Effizienz der Mischwasserbehandlung viel verlieren kann. Mit der Selbstüberwachungsverordnung Kanal (SüwV Kan, 1995) hat das Land Nordrhein-Westfalen Betreiber von Regentlastungsanlagen erstmals verpflichtet, einige Daten zur Entlastungstätigkeit (z.B. Dauer und Häufigkeit) von Regenwasserbehandlungsanlagen im Mischsystem zu erheben. Das ist ein erster Schritt auf dem Weg zu einer Verifizierung der Ansätze und der Ergebnisse des Bemessungsverfahrens für diese Bauwerke. Bisher wurde deren Reinigungswirkung nur in wenigen wissenschaftlichen Studien an großtechnischen Anlagen detailliert untersucht. Im Mittelpunkt des Interesses standen dabei meist Anlagen, die in gewisser Hinsicht

Besonderheiten aufweisen (z.B. Hübner, 1997; Frehmann, 2004). Im Verhältnis zu der beachtlichen Anzahl an konventionellen Regenüberlaufbecken, die in der Bundesrepublik Deutschland bislang errichtet wurden, ist die Anzahl der auf ihre Reinigungswirkung untersuchten Anlagen sehr gering (z.B. Rietsch, 2001; Brombach und Michelbach, 1997; Schäfer et al., 1995). Einige Untersuchungen beschränken sich zudem auf eine Betrachtung von Modellen oder halbtechnischen Anlagen (z.B. Vetter, 2000). Detaillierte Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen dynamischer Beschickung und der Reinigungsleistung von Regenüberlaufbecken wurden nur im Rahmen weniger Studien - meist anhand von Modellversuchen - vorgenommen (z.B. Geiger und Hübner, 1994; Hübner, 1997). Modellversuche lassen jedoch keine verlässliche Aussage über das tatsächliche Verhalten großtechnischer Anlagen unter realen Belastungsbedingungen zu, sondern liefern in erster Linie Erkenntnisse zu Trends der Bauwerkswirkung unter bestimmten Randbedingungen (Geiger und Hübner, 1994).

Hier knüpft die Untersuchung des in Bexbach/Rothmühle errichteten Kombinationsbauwerks aus zwei Durchlaufbecken im Nebenschluss mit zwei vorgeschalteten hydrodynamischen Abscheidern als Trennbauwerk an.

Hydrodynamische Abscheider (Wirbelabscheider) stellen eine Alternative zu kleineren Regenüberlaufbecken im Mischsystem dar. Verschiedene Veröffentlichungen kommen zu dem Ergebnis, dass diese bei gleichem Volumen eine höhere Reinigungswirkung durch Sedimentation aufweisen als herkömmliche Regenüberlaufbecken (Brombach und Weiß, 1987; Hübner, 1997). Das führt zu einer geringeren Gewässerbelastung durch Feststoffe und daran gebundene Schadstoffe in den überlaufenden Wassermengen. Die bessere Rückhaltungswirkung der Wirbelabscheider beruht auf den günstigen Strömungsverhältnissen in dem Bauwerk. Dem höheren technischen Aufwand beim Bau von Wirbelabscheidern steht eine Volumeneinsparung im Vergleich zu Regenüberlaufbecken gegenüber, die zu geringeren Baukosten führt.

Neben dem Einsatz von Wirbelabscheidern als Alternative zu kleinen Regenüberlaufbecken, besteht auch die Möglichkeit der Kombination von Wirbelabscheidern mit nachgeschaltetem Regenüberlaufbecken zur Substitution größerer Becken. Neben positiven Einflüssen auf die Reinigungswirkung verspricht man sich von solchen Kombinationsbauwerken auch Vorteile im betrieblichen Verhalten gegenüber herkömmlichen Regenüberlaufbecken. Sie werden darin gesehen, dass bei Mischwasserbeschickung ein hoher Anteil absetzbarer Stoffe bereits in der Wirbelabscheiderstufe sedimentiert und mit dem Entleerungsstoß zur Kläranlage abgeführt wird. Dadurch werden die Ablagerungen in der Beckenstufe, deren Beseitigung oft mit hohem betrieblichem Aufwand verbunden ist, reduziert.

Bisher ist es unklar, ob mit Hilfe eines solchen Kombinationsbauwerks Speichervolumen gegenüber einem Regenüberlaufbecken herkömmlicher Bauart bei vergleichbarer Rückhaltung von gewässerbelastenden Mischwasserinhaltsstoffen eingespart werden kann.

1.2 Ziele

Das Hauptziel der Arbeit besteht darin die angesprochene Erkenntnislücke zu schließen. Das soll durch Untersuchungen unter realen Belastungsbedingungen am Kombinationsbauwerk Bexbach/Rothmühle erreicht werden. Es wird angestrebt, die Stoffrückhaltung im Gesamtbauwerk und in seinen Einzelementen im Verlauf von Entlastungsereignissen zu ermitteln. Auf der Grundlage der gewonnenen Ergebnisse sollen der Wirkungsgrad und die Effektivität des Bauwerks bestimmt werden.

Des Weiteren wird angestrebt, ein Verfahren zur Nachbildung der Rückhaltewirkung der Einzelemente des Kombinationsbauwerks unter dynamischen Belastungsbedingungen zu entwickeln, auf dessen Grundlage der Stoffrückhalt des Gesamtbauwerks im Rahmen von Schmutzfrachtberechnungen detailliert berücksichtigt werden kann.

Schließlich ist es das Ziel, mit Hilfe solcher Schmutzfrachtberechnungen abzuschätzen, ob sich bei der Anwendung des kombinierten Bauwerks – gleiche stoffliche Emissionen vorausgesetzt – eine Verringerung des erforderlichen Speichervolumens gegenüber einem herkömmlichen Regenüberlaufbecken ergibt.

1.3 Aufbau der Arbeit und Vorgehensweise

Im einführenden Kapitel 2 werden Anlagen der zentralen Regenwasserbehandlung im Mischsystem und ihre Funktionsprinzipien vorgestellt. Danach wird auf die Möglichkeit der Anwendung klärtechnischer Maßnahmen an Anlagen der zentralen Mischwasserbehandlung eingegangen, bevor auf den Aufbau und die Arbeitsweise von hydrodynamischen Abscheidern vertiefend eingegangen wird.

Das folgende Kapitel 3 widmet sich der Erörterung der Faktoren, die für die Reinigungswirkung von Regenwasserbehandlungsanlagen im Mischsystem bestimmend sind. Zunächst geht es um die Grundlagen der Feststoffabtrennung durch Sedimentation des derzeit vorherrschenden Reinigungsverfahrens. Anschließend werden Ansätze zur Beurteilung der Reinigungswirkung von Bauwerken mit gleichzeitiger Aufteilung des Volumenstroms in zwei Teilströme vorgestellt. Dabei handelt es sich um Bilanzierungen des frachtbezogenen Wirkungsgrads, der frachtbezogenen Effektivität sowie des Konzentrationsbezogenen Wirkungsgrads. Es werden dokumentierte Ergebnisse anderer Untersuchungen präsentiert, die zum Vergleich mit den eigenen Untersuchungsergebnissen herangezogen werden sollen.

Die Ausführungen des Abschnitts 4 befassen sich mit den wesentlichen Voraussetzungen für die Untersuchung am Regenüberlaufbecken Bexbach/Rothmühle. Ausgehend von einer Beschreibung des Einzugsgebiets werden die Tagesgänge der Abflussmenge und Kennwerte der Abflüsse und deren Zusammensetzung bei Trockenwetter dargestellt. Anschließend werden die Konzeption und der Betrieb des Kombinationsbauwerks erläutert.

Gegenstand des Kapitels 5 ist das Messprogramm zur Untersuchung der Reinigungswirkung des Bauwerks. Es wird ein Überblick über die installierten Einrichtungen zur

Wasserstands- und Durchflussmessung gegeben und die Methodik der Standardbeprobung von Mischwasserzuflüssen beschrieben. Um detaillierte Erkenntnisse über die Aufenthaltszeiten im System zu gewinnen, wird während eines Entlastungsereignisses ein Tracerversuch durchgeführt und ausgewertet.

Es folgt in Abschnitt 6 eine Diskussion der Ergebnisse der Standardbeprobung an zwei Mischwasserzuflussereignissen, von denen eines zu einem internen Überlauf der Wirbelabscheider- in die Durchlaufbeckenstufe führte, das andere zu einer Entlastung des Kombinationsbauwerks in den Bexbach. Mit Hilfe eines Tracerversuchs lassen sich Einblicke in die Wirkung der Einzelelemente der Anlage gewinnen. Im Rahmen des Versuchs wurde während eines Entlastungsereignisses ein löslicher Tracerstoff impulsartig in den Zulauf der Wirbelabscheiderstufe injiziert. Durch eine intensive manuelle Beprobung und Analyse der Tracerkonzentrationen im Wirbelabscheider- und im Klärüberlauf einer Straße des RÜB Bexbach/Rothmühle können detaillierte Zusammenhänge zwischen dem Verlauf der Reinigungswirkung der Bauwerkselemente und dem Verlauf der Bauwerksbeschickung sowie der Volumenaufteilung im Bauwerk gewonnen werden. Ergänzend werden Untersuchungen der Sinkgeschwindigkeit vorgenommen, die ebenfalls Rückschlüsse auf die Wirkungen der Anlagenteile gestatten.

Auf der Grundlage umfangreicher Messungen der Wasserstände, Abflüsse und Stoffkonzentrationen wird in Kapitel 7 unter Verwendung der Plattform MATLAB/SIMULINK ein Modell der Anlage entwickelt, mit dessen Hilfe Volumenströme, Frachtströme, Wirkungsgrade, Effektivitäten sowie weitere Parameter (z.B. Oberflächenbeschickungen einzelner Anlagenkomponenten zu jedem Zeitpunkt eines Mischwasserzuflussereignisses) bestimmt werden können. Die festgestellten Wirkungsgrade und Effektivitäten dienen zu einer ersten qualitativen Beurteilung der Reinigungswirkung des Bauwerks im Vergleich mit entsprechenden aus der Literatur bekannten Werten.

Erkenntnisse, die aus den verschiedenen Messungen gewonnen werden, fließen in ein weiteres MATLAB/SIMULINK-Modell des Bauwerks ein, mit dem die Reinigungswirkung des Bauwerks und seiner Einzelelemente unter den dynamischen Belastungsbedingungen bei Mischwasserbeschickung nachgebildet werden soll (Abschnitt 8). Durch die Kopplung dieses Modells mit dem Schmutzfrachtmodell KOSMO in der Version WKosmoCOM wird für das Bauwerk und das gesamte oberhalb liegende Entwässerungssystem eine Langzeitsimulation durchgeführt und durch Vergleich mit fiktiven Durchlaufbecken das Potenzial zur Volumeneinsparung abgeschätzt.

Abschließend werden in Abschnitt 9 die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen zusammenfassend diskutiert, Schlussfolgerungen gezogen und ein Ausblick auf Anwendungs- und Verbesserungsmöglichkeiten des entwickelten Verfahrens zur Nachbildung der Rückhaltewirkung von Wirbelabscheidern und Durchlaufbecken gegeben.

2. Regenwasserbehandlung im Mischsystem

Unter dem Begriff der Regenwasserbehandlung im Mischsystem können alle Maßnahmen zusammengefasst werden, die zu einer Verringerung der Emissionen aus Kanalnetzen des Mischverfahrens infolge von Niederschlagseinfluss beitragen. Neben einer volumenbezogenen Aufteilung sowie Änderung der Zusammensetzung eines Stoffstromes sind darunter auch Maßnahmen zur Vermeidung von Regen- sowie Fremdwasserabflüssen in Kanalisation, Einzugsgebiet und Gewässer zu verstehen (Hübner, 1997).

Eine der umfassendsten Beschreibungen von Maßnahmen zur Reduzierung bzw. Vermeidung von Mischwasserentlastungen und damit zur Regenwasserbehandlung stellt der Report „Impacts and Control of CSOs and SSOs“ der Environmental Protection Agency (EPA, 2004) an den Kongress der Vereinigten Staaten von Amerika dar. In diesem umfangreichen Werk wird neben der Herkunft und Wirkung von Schmutzstoffen in Entlastungsabflüssen von Kanalnetzen, die zu Gewässerbelastungen führen können, auch auf zahlreiche Anwendungsbeispiele der verschiedenen Maßnahmen eingegangen. Einen detaillierten Überblick über mögliche Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbehandlung gibt daneben die Veröffentlichung „Neue Wege für das Regenwasser“ (Geiger u. Dreiseitl, 2001).

In den folgenden Abschnitten wird vertiefend auf Anlagen zur zentralen Regenwasserbehandlung im Mischsystem eingegangen, zu denen auch die untersuchte Anlage zählt.

2.1 Anlagen der zentralen Regenwasserbehandlung im Mischsystem

Zu Anlagen der zentralen Regenwasserbehandlung im Mischsystem werden neben Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen auch Regenrückhalteräume sowie Filterbecken (Bodenfilter) gezählt (ATV, 1999b). Bodenfilter werden im Folgenden zu den klärtechnischen Maßnahmen der weitergehenden zentralen Regenwasserbehandlung im Mischsystem zugerechnet. Daneben existieren in den Mischsystemen der Bundesrepublik Deutschland noch zahlreiche Regenüberläufe, die entsprechend ihrer Funktion auch den Anlagen der zentralen Regenwasserbehandlung zuzuordnen sind.

In der Bundesrepublik Deutschland existieren insgesamt rund 56.000 Anlagen der zentralen Regenwasserbehandlung (ohne Bodenfilter) mit einem Gesamtvolumen von etwa 42,2 Mio. m³ (Statistisches Bundesamt, 2003). Darunter sind ca. 21.000 Regenüberläufe, etwa 22.000 Regenüberlaufbecken mit einem Gesamtvolumen von rund 14,4 Mio. m³ und ca. 12.000 Regenrückhalteräume mit einem Gesamtvolumen von 25,3 Mio. m³.

Der Stoffrückhalt in Anlagen zur zentralen Regenwasserbehandlung kann in drei Einzelkomponenten eingeteilt werden:

1. Aufteilung des Volumen- und des Stoffstroms infolge Ableitung zur Kläranlage oder Entlastung ins Gewässer
2. Zwischenspeicherung eines Teilvolumens
3. Reinigung durch Sedimentation

Der Stoffrückhalt durch Abflussaufteilung kommt insbesondere bei der Anwendung von Regenüberläufen zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem zum Tragen. Durch die Vorgabe der weiterzuleitenden Abflussmenge wird sowohl eine Mindestverdünnung des Überlaufs als auch eine geringe Überlaufhäufigkeit gewährleistet (Hübner, 1997). Sowohl die Speicherwirkung als auch die Reinigungswirkung von Regenüberläufen kann vernachlässigt werden. Entsprechend der vielfältigen Charakteristika der Einzugsgebiete kommen diverse Typen von Regenbecken zum Einsatz. So gewährleisten Regenrückhalteräume die vollständige Zwischenspeicherung von Mischwasserabflüssen und deren Weiterleitung zur Abwasserreinigungsanlage. Daneben können Regenüberlaufbecken als Bauwerke mit Überlaufmöglichkeit ins Gewässer, in Fangbecken mit Speicherwirkung und Durchlaufbecken mit Speicher- und Absetzwirkung eingeteilt werden (ATV, 1992).

Vor dem Hintergrund der Reinigung des überlaufenden Mischwasserstroms durch Absetzwirkung sind insbesondere die Vorgänge in Durchlaufbecken von Interesse. Hübner (1997), der sich intensiv mit der Wirkung von Durchlaufbecken befasst, ist der Ansicht, dass die Speicherwirkung hauptsächlich während des Füllens der Regenwasserbehandlungsanlage zum Tragen kommt. Erst in der folgenden Überlaufphase setzt die Reinigung durch Sedimentationswirkung ein.

Die Bemessung von Regenüberlaufbecken basiert auf dem ATV Arbeitsblatt 128 (ATV, 1992). Die Bemessung von Regenüberlaufbecken erfolgt dabei, je nach Randbedingungen, nach dem vereinfachten Aufteilungsverfahren oder dem Nachweisverfahren. Beim vereinfachten Aufteilungsverfahren ergibt sich das maßgebende Beckenvolumen aus Kenngrößen des betrachteten Einzugsgebiets (z.B. Jahresniederschlagshöhe, undurchlässige Fläche) und aus Vorgabewerten eines vorgegebenen Bezugslastfalls (z.B. CSB-Konzentration im Regenabfluss von der Oberfläche). Das Nachweisverfahren ist unter bestimmten Randbedingungen anzuwenden ist (z.B. Regenabflussspende im Zufluss zur Kläranlage $> 2l/(s \text{ ha})$). Es beruht auf Schmutzfrachtsimulationen für das betrachtete Kanalnetz möglichst unter Berücksichtigung örtlicher Regenreihen, die einen Zeitraum von mindestens 10 Jahren abdecken. Zunächst muss eine Simulation für einen theoretischen Referenzzustand durchgeführt werden, in dem das gesamte im Kanalnetz erforderliche Speichervolumen in einem „fiktiven Zentralbecken“ vor der Kläranlage konzentriert ist. Anschließend ist das benötigte Speichervolumen so auf das Kanalnetz zu verteilen und gegebenenfalls zu erhöhen, bis die sich ergebende Entlastungsfracht die Emissionen des Referenzzustands nicht überschreitet. Zielgröße ist die Einhaltung von Jahresschmutzfrachten des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB).

Die Größe der Reinigungswirkung durch Sedimentation in Anlagen der Regenwasserbehandlung, die bei der Bemessung berücksichtigt werden darf, ist mit der jeweiligen Aufsichtsbehörde abzustimmen (ATV, 1992). Nach Geiger und Ustohal (1998) muss eine Reinigungswirkung zunächst nachgewiesen werden bevor sie in Ansatz gebracht wird. Ein entsprechender Nachweis kann mit Messungen an den bestehenden Regen-

wasserbehandlungsanlagen, an physikalischen Modellen oder mit Hilfe von rechnerischen Simulationen des Betriebsverhaltens der Anlagen erbracht werden.

An die Mischwasserbehandlung im Einzugsgebiet empfindlicher und schützenswürdiger Gewässer können weitergehende Anforderungen gestellt werden (LfU Baden-Württemberg, 2002). Dabei können je nach Nutzung oder Art des Gewässers, in das die Mischwassereinleitung erfolgt, Zielgrößen der Behandlung festgelegt werden (LfU Baden-Württemberg, 2002). Das Ziel kann beispielsweise eine Desinfektion im Bereich von Badegewässern, die Nitrifikation des Ammoniums oder ein weitgehender Abbau des CSB sein.

Da ein Teil des sauerstoffzehrenden CSB in Mischwasserüberläufen in gelöster Form vorliegt, ist die Reinigungswirkung von Durchlaufbecken begrenzt (Brombach et al., 1995). Dies macht an empfindlichen Gewässerabschnitten weitergehende Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung notwendig.

Um die Ziele der weitergehenden Mischwasserbehandlung zu erreichen, ist eine extreme Vergrößerung des verfügbaren Speichervolumens nicht ausreichend. Mit zunehmendem Speichervolumen wird nur noch eine geringe Verbesserung der Rückhaltewirkung erreicht (Mehler, 1997). Bei Durchlaufbecken mit sehr großem Speichervolumen im Verhältnis zur angeschlossenen Einzugsgebietsfläche führen nur noch extrem starke Regenereignisse zur Ausnutzung des Speicherraumes. Dies reduziert zwar die Entlastungshäufigkeit deutlich, führt aber andererseits dazu, dass die Sedimentationswirkung der Anlage kaum noch genutzt wird (Geiger u. Ustohal, 1998). Eine Beispielrechnung von Pecher (1996a) ergibt entsprechend, dass eine Verdopplung des Speichervolumens die CSB-Entlastungsfracht nur um 35% reduziert. Neben erheblich höheren Baukosten würde ein solches Becken auch eine längere Entleerungsdauer aufweisen. Das führt zusätzlich zu einer verlängerten Mischwasserbeschickung der angeschlossenen Kläranlage und damit verbundenen erhöhten Emissionen.

Es besteht die Möglichkeit, mit Hilfe innovativer Konzepte und Technologien, die Qualität des entlasteten Mischwassers zu verbessern und dadurch Speichervolumen zu ersetzen. Vor dem Hintergrund notwendiger Investitionen im Bereich der Mischwasserbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland besteht so die Möglichkeit, bei effektiven Regenwasserbehandlungsanlagen, Baukosten zu sparen. Bei der Regenwasserbehandlung ist allerdings zu prüfen, welche Stoffe mit welcher Behandlungsart am wirkungsvollsten reduziert werden können. Durch geeignete Kombination lässt sich dann ein optimaler Gewässerschutz bei möglichst geringem Aufwand erreichen (Hübner, 1997).

2.2 Klärtechnische Maßnahmen an Anlagen der zentralen Regenwasserbehandlung im Mischsystem

Im ATV Arbeitsblatt 128 (ATV, 1992) wird festgestellt, dass sich klärtechnische Maßnahmen zum verbesserten Feststoffrückhalt auch in Anlagen zur Regenwasserbehandlung nutzen lassen.

Zu den klärtechnischen Maßnahmen nach ATV Arbeitsblatt 128 (ATV, 1992) zählen:

- Mechanische Reinigung durch Absetzwirkung in Regenbecken
- Schwer- und Leichtflüssigkeitsabscheidung
- Zyklonabscheider
- Rechen, Mikrosiebung, Fällung, Flockung
- Filtration in Bodenfiltern

Aufgrund der Schwankungen in Menge und Beschaffenheit von Mischwasser sind Auswirkungen dieser Maßnahmen auf die Zusammensetzung des Entlastungsabflusses in Gewässer allerdings schwer abschätzbar (ATV, 1992). Daher bleiben klärtechnische Maßnahmen, obwohl sie bei entsprechendem Nachweis im Bemessungsverfahren berücksichtigt werden könnten (ATV, 1992), in der Praxis in der Regel unberücksichtigt (Pecher, 1996a).

Klärtechnische Maßnahmen können nach Hübner (1997) direkt als Verfahren zur Mischwasserbehandlung sowie als Maßnahmen zur Leistungssteigerung von Regenwasserbehandlungsanlagen dienen. So kann mit mechanischen Verfahren wie Rechen, Sieben oder Abscheidern eine Verbesserung der Abtrennung von Feststoffen im Vergleich zu herkömmlichen Regenbecken erreicht werden. Bei Fällungs- und Flockungsprozessen handelt es sich um chemisch-physikalische Maßnahmen. Mit ihrer Hilfe wird zunächst die Beschaffenheit des Mischwassers verändert, um durch eine anschließende Feststoffabtrennung eine klärtechnische Wirkung zu erzielen. In Bodenfilteranlagen finden, neben einer Feststoffrückhaltung, auch biologische Abbauprozesse statt. Durch lange Zwischenspeicherung und die Bodenpassage des Mischwassers finden entsprechende Um- und Abbauprozesse statt.

Pecher (1996a) kommt zu dem Schluss, dass durch den zusätzlichen Stoffrückhalt, der beispielsweise durch klärtechnische Maßnahmen erreicht werden könnte, das nach ATV Arbeitsblatt A 128 (ATV, 1992) erforderliche Speichervolumen, mit Hilfe eines um 10% gesteigerten CSB-Rückhalts, um 20% reduziert werden könnte.

In einer Vergleichsmatrix stellt Mehler (1997) unter anderem klärtechnische Maßnahmen sowie ihre Vor- und Nachteile bezogen auf Wirkungsgrad, Kosten, Akzeptanz bei Behörden etc. dar (s. Tabelle 2.1).

Tabelle 2.1: Vergleichsmatrix zur Bewertung von Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung nach Mehler (1997)

Methode \ Kriterium	hekömmli. Becken	Rechen, Siebe	Filtration	Bodenfilter	Teiche	physik.-chem. Verfahren	Hydrodyn. Abscheider	dezent. Versick.	Brauchwasser-nutzung
Wirkungsgrad Schmutz	-	o	o	+	o	+	o	+	+
Wirkungsgrad Hydraulik	o	o	o	+	+	o	-	+	+
Planungskosten	+	o	o	-	-	-	o	+	+
Investitionskosten	-	o	-	-	o	-	-	+	o
Wartungskosten	o	o	o	+	o	o	o	+	o
technischer Aufwand	-	-	-	o	o	-	o	+	o
Wartungsaufwand	o	o	-	+	o	-	+	+	o
Lebensdauer	+	o	o	o	o	o	+	+	o
Versagenssicherheit	+	o	-	+	o	o	+	+	o
Überprüfbarkeit	+	o	+	o	o	+	o	-	-
Platzbedarf	o	+	o	-	-	o	+	-	+
eingeführt als a.a.R.d.T.	+	+	o	o	-	o	-*	+	+
Akzeptanz	+	o	-	+	o	o	o	o	o
Theorie	+	o	+	o	o	+	+	+	+
Anwendungserfahrungen	+	o	o	o	-	o	+	+	+

- + bietet im Vergleich zu anderen Maßnahmen eher Vorteile
- o bietet im Vergleich zu anderen Maßnahmen weder Vor- noch Nachteile
- bietet im Vergleich zu anderen Maßnahmen eher Nachteile
- * A.a.R.d.T. in Baden-Württemberg (LfU Baden-Württemberg, 1997)

Aus der Vergleichsmatrix in Tabelle 2.1 ergibt sich, dass dezentrale Versickerung von Regenwasser gefolgt von der Brauchwassernutzung die meisten Vorteile aufweist. Neben diesen Maßnahmen zur Vermeidung von Mischwasserabfluss sind neben herkömmlichen Becken auch hydrodynamische Abscheider und Bodenfilter gut zur Mischwasserbehandlung geeignet.

2.3 Hydrodynamische Abscheider

Hydrodynamische Abscheider sind der Bauwerksgruppe der Rundbecken zuzuordnen (Weiß u. Brombach, 2000). Neben einem Überblick über die Ausführungsformen wird im Folgenden auch auf Möglichkeiten des Einsatzes und der Anordnung von Hydrodynamischen Abscheidern eingegangen.

2.3.1 Bezeichnungen und Ausführungsformen

Unter dem Begriff hydrodynamische Abscheider fassen Weiß und Brombach (2000) Hydrozyklone, Wirbelabscheider und Grobstoffabscheider zusammen (s. Abb. 2.1). Während Hydrozyklone hauptsächlich in der Verfahrenstechnik angewendet werden, finden Wirbel- und Grobstoffabscheider als Anlagen zur Mischwasserbehandlung Verwendung.

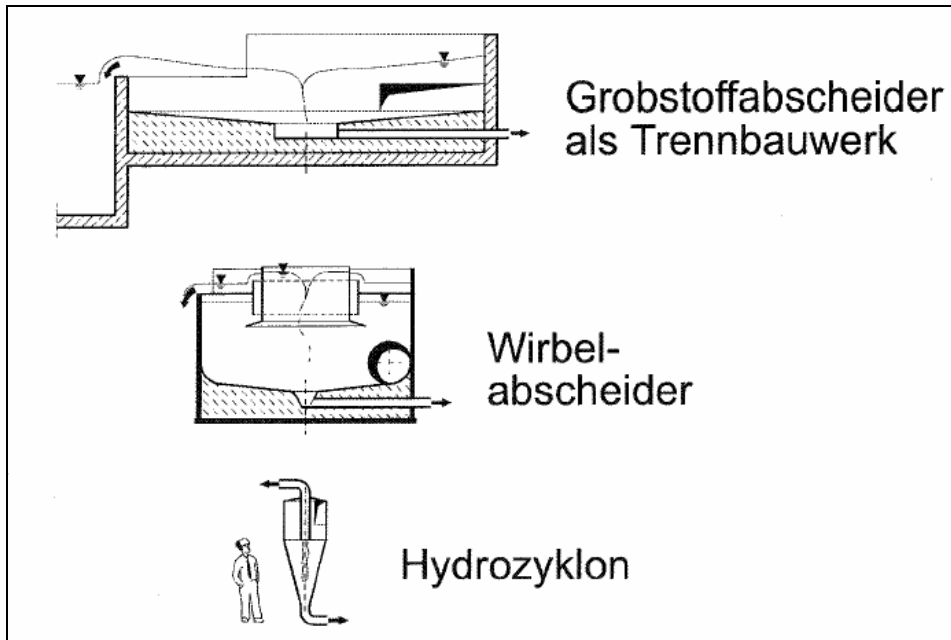


Abb. 2.1: Querschnitt durch hydrodynamische Abscheider unterschiedlicher Bauart (Weiß u. Brombach, 2000)

Auf Internationaler Ebene werden insbesondere im englischsprachigen Raum Bezeichnungen wie Vortex Concentrator, Swirl Concentrator, Vortex Overflow oder Hydrodynamic Separator verwendet (Hübner, 1997). Diese Bezeichnungen weisen, neben den unterschiedlichen Strömungsformen in den Abscheidern, in erster Linie auf bestimmte Ausführungsformen hin.

Weiß und Brombach (2000) erläutern die Unterschiede zwischen den verschiedenen Ausführungsformen. Grundsätzlich definieren sie Abscheider als Anlagen, die einen mit Feststoffen beladenen Abwasserstrom in kurzer Zeit in einen begrenzten, stärker verschmutzten Ablaufstrom und in einen weniger verschmutzten nach Quantität und Qualität variierenden Überlaufstrom aufteilen. Der stärker verschmutzte Ablaufstrom wird zur Kläranlage weitergeführt, der weniger verschmutzte Überlaufstrom ins Gewässer entlastet.

Weltweit gibt es etwa 300 hydrodynamische Abscheider, die in der Regenwasserbehandlung eingesetzt werden (Hübner, 1997).

Hydrozyklone werden in der Abwassertechnik zur Schlammverdickung eingesetzt. Das Wasser-Schlammgemisch wird in eine Wirbelkammer geleitet und darin enthaltene Partikel werden durch die Fliehkraft von der Flüssigphase getrennt (Weiß u. Brombach,

2000). Die Aufenthaltszeit beträgt nur wenige Sekunden. Entsprechend weisen Hydrozyklone eine hohe Oberflächenbeschickung von bis zu 2.500 m/h auf (Hübner, 1997). Hydrozyklone kommen in der Regenwasserbehandlung nicht zur Anwendung.

Zu den hydrodynamischen Abscheidern zählen Grobstoffabscheider und Wirbelabscheider. Grobstoffabscheider, oft auch Hydrozyklone genannt, sind Rundbecken, welche als Trennbauwerke mit nachgeschalteten Regenüberlaufbecken eingesetzt werden. Diese Bauwerke werden mit Durchmessern von bis zu 10 m und einem Volumen von maximal 70 m³ gebaut (Weiß u. Brombach, 2000). Es handelt sich um relativ flache Bauwerke. Wegen des geringen Speichervolumens weisen sie bei Mischwasserzufluss nur eine kurze Aufenthaltszeit auf (Weiß, Brombach, 2000). Der Begriff Hydrozyklon ist unzutreffend, da dieses Becken die schwereren Stoffe nicht nach außen über die Umfassungswand trägt, was auch nicht beabsichtigt ist (Weiß, Brombach, 2000). Die Wirkungsweise des Bauwerks wird besser durch die Bezeichnung Grobstoffabscheider wiedergegeben. Innerhalb des Grobstoffabscheiders dreht sich der Wasserkörper in einer Rotationsströmung mit konstanter Tangentialgeschwindigkeit im gesamten Speicherraum.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird eine Regenwasserbehandlungsanlage mit Wirbelabscheiderstufe untersucht und daher ist diese Art hydrodynamischer Abscheider von besonderem Interesse. Bei Wirbelabscheidern handelt es sich um eine Entwicklung der Firma UFT Umwelt- und Fluidtechnik Dr. H. Brombach GmbH, die diese Bauwerke unter der Produktbezeichnung FluidSepTM vertreibt (Brombach, 1986). Weltweit sind etwa 70 Wirbelabscheider dieses Typs im Einsatz (UFT, 2005).

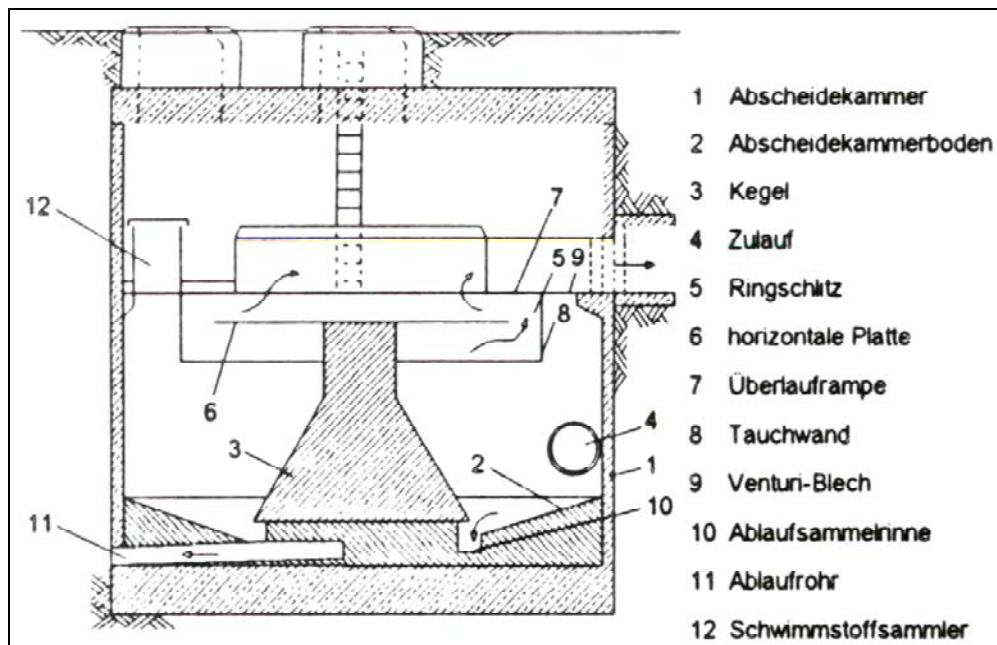


Abb. 2.2: Wirbelabscheider vom Typ Storm KingTM (Hübner, 1997)

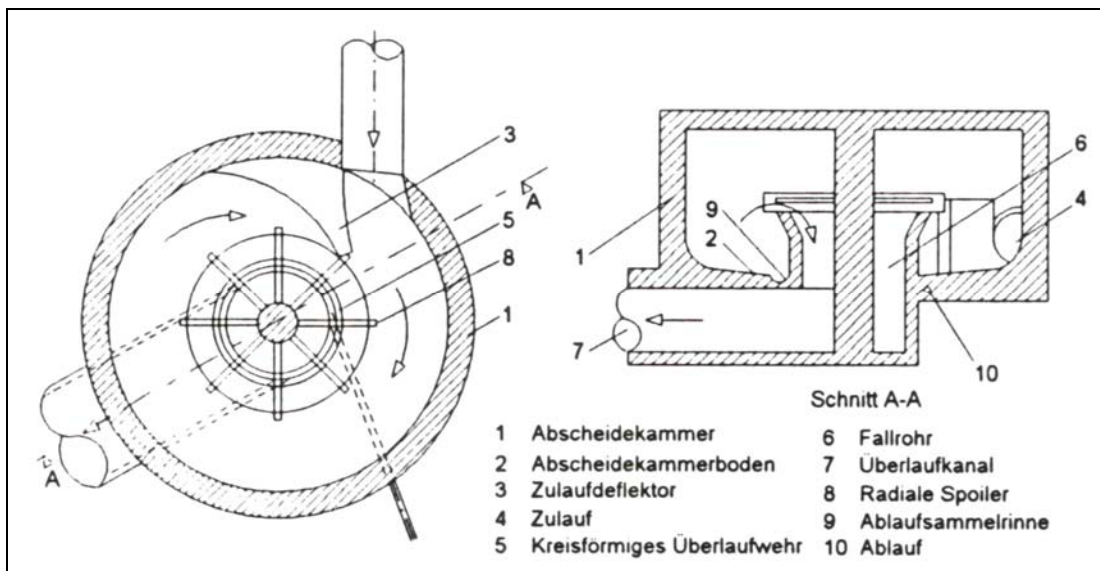


Abb. 2.3: Wirbelabscheider vom Typ Vortex Overflow (Hübner, 1997)

Die Abbildungen 2.2 und 2.3 zeigen die im angloamerikanischen Raum häufig eingesetzten hydrodynamischen Abscheidertypen Storm King™ und Vortex Overflow, die den Wirbelabscheidern der Firma UFT Umwelt- und Fluidtechnik Dr. H. Brombach GmbH zum Teil sehr ähnlich sind. Sie weisen auch eine vergleichbare Wirkungsweise auf. Im Folgenden werden alle diese Ausführungsformen unter dem Begriff des Wirbelabscheiders zusammengefasst. Auf das Funktionsprinzip dieser Bauwerke wird in Abschnitt 3.2 (S. 26) eingegangen.

Einen Überblick über die meisteingesetzten Wirbelabscheider gibt weiterhin eine Tabelle in Anhang 10. Weitere Informationen, unter anderem zur geschichtlichen Entwicklung von Wirbelabscheidern, hat Hübner (1997) zusammengefasst.

2.3.2 Möglichkeiten des Einsatzes von Wirbelabscheidern in der Mischwasserbehandlung

Ist das Ziel einer Regenwasserbehandlung vor allem die Reduzierung absetzbarer Stoffe im Entlastungsabfluss, sind Wirbelabscheider hierfür sehr gut geeignet (Hübner, 1997). Sie können daher besonders zur Behandlung von Straßenabflüssen verwendet werden (Tyack u. Fenner, 1998). Zusätzlich können mit Hilfe von Wirbelabscheidern auch Schwimmstoffe effektiv zurückgehalten werden (Andoh, 1998).

Die Einsatzmöglichkeit von Wirbelabscheidern wird von Mehler (1997) anhand von Simulationen zum Schmutzstoffrückhalt weitergehender Mischwasserbehandlungsmaßnahmen im Vergleich zur Anwendung herkömmlicher Regenüberlaufbecken untersucht. Er kommt zu dem Ergebnis, dass die Fracht abfiltrierbarer Stoffe (AFS) im Entlastungsabfluss durch den Einsatz von Wirbelabscheidern um ca. 40 % reduziert werden kann. Der CSB-Rückhalt fällt im Vergleich zum Ausgangszustand dagegen gering aus. Dies resultiert daraus, dass im verwendeten Schmutzfrachtmodell SMUSI (Mehler u. Leichtfuß, 1997) eine Adsorption des CSB an die AFS von nur 30% angesetzt wird.

Um eine mögliche Reduzierung von Speichervolumen durch den Einsatz von hydrodynamischen Abscheidern quantifizieren zu können, führen Geiger und Ustohal (1998) vergleichende Simulationen zwischen klassischen Anlagen der Mischwasserbehandlung und Wirbelabscheidern durch. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass bei der Substitution eines Durchlaufbeckens durch einen Wirbelabscheider spezifisches Speichervolumen von bis zu 4 m³/ha eingespart werden kann. Dieses Einsparpotential lässt sich allerdings nur bei der Betrachtung des Rückhalts von absetzbaren Stoffen rechtfertigen. Verglichen mit Fangbecken erreichen Wirbelabscheider einen wesentlich höheren Stoffrückhalt. Daraus ergibt sich gegenüber Fangbecken bezogen auf das spezifische Speichervolumen ein Einsparpotential von 10 bis 30 m³/ha (Geiger und Ustohal, 1998).

Die Substitution von Fangbecken eines Volumens bis 200 m³ stellt auch den Haupteinsatzbereich von Wirbelabscheidern dar (LfU Baden-Württemberg, 1997). Der Einsatz von Wirbelabscheidern bietet sich besonders für sehr kleine Einzugsgebiete an (LfU Baden-Württemberg, 1997), da ein Fangbecken mit einem Volumen von weniger als 50 m³ sehr hohe spezifische Baukosten in Relation zum Beckenvolumen verursacht. Auch Hübner (1997) betrachtet Wirbelabscheider als Behandlungsmöglichkeit für kleine Teileinzugsgebiete bis 40 ha undurchlässige Fläche. Wirbelabscheider sind daher geeignet, die Lücke zwischen Fangbecken und Regenüberlauf wirtschaftlich zu schließen (LfU Baden-Württemberg, 1997). Weiß und Brombach (2000) ordnen Wirbelabscheidern den gleichen Einsatzbereich zu und sehen in ihnen die Möglichkeit, herkömmliche Regenwasserbehandlungsanlagen sinnvoll und nutzbringend zu ergänzen.

Neben ihrem Einsatz im Mischsystem besteht auch die Möglichkeit Wirbelabscheider als Regenklärbecken im Trennsystem zu verwenden (Weiß u. Brombach, 2000). Ihr bisheriger Einsatz beschränkt sich aber weitestgehend auf die Mischwasserbehandlung.

Ein Großteil der zur Mischwasserbehandlung eingesetzten Wirbelabscheider ist als Einzelbauwerk im Hauptschluss angeordnet. Bei dieser Anordnung wird der Abscheider vom Trockenwetterabfluss durchflossen. Bei Mischwasserzufluss wird der Wirbelabscheider infolge der Drosselung des Ablaufstroms eingestaut. Häufig vorkommende Regenereignisse geringer Intensität führen nur zum Einstau, nicht zum Überlaufen des Bauwerks. Bei mäßig starken Regenereignissen kommt es zum Überlaufen. Durch die relativ geringe Oberflächenbeschickung bei solchen Ereignissen kommt die Abscheidewirkung voll zum Tragen. Bei starken Regenereignissen ist die Abscheidewirkung relativ gering. Es kann allerdings nicht zur Remobilisierung bereits sedimentierter Feststoffe kommen, da durch die starke Wirbelströmung bei hoher Oberflächenbeschickung die Selbstreinigung begünstigt wird (Weiß u. Brombach, 2000).

Es besteht auch die Möglichkeit der parallelen Anordnung von Wirbelabscheidern. Durch die Verteilung des Zuflussstroms und die dadurch verringerte hydraulische Belastung der Einzelabscheider kann eine verbesserte Reinigungswirkung erreicht werden (Geiger u. Hübner, 1994). Dies wurde von Geiger und Hübner allerdings nur für einen stationären Belastungsfall rechnerisch ermittelt.

Bei entsprechenden Höhenverhältnissen können Wirbelabscheider auch im Nebenschluss angeordnet werden. Dies erfordert jedoch ein Trennbauwerk und den Einsatz von Pumpen (LfU Baden-Württemberg, 1997).

Wirbelabscheider können auch als Trennbauwerke Regenüberlaufbecken oder Bodenfiltern vorgeschaltet werden (LfU Baden-Württemberg, 1997). Geiger und Hübner (1994) vermuten, dass so eine verbesserte Reinigungswirkung der Gesamtanlage erreicht wird. Durch die geringere Beaufschlagung von Regenbecken bzw. Bodenfiltern im Nebenschluss mit leicht absetzbaren Stoffen ergibt sich auch der betriebliche Vorteil längerer Zeitintervalle zwischen erforderlichen Beckenreinigungen bzw. längerer Standzeiten der Bodenfilter. Für Andoh (1998) steht bei solchen Kombinationsbauwerken dieser betriebliche Vorteil im Vordergrund.

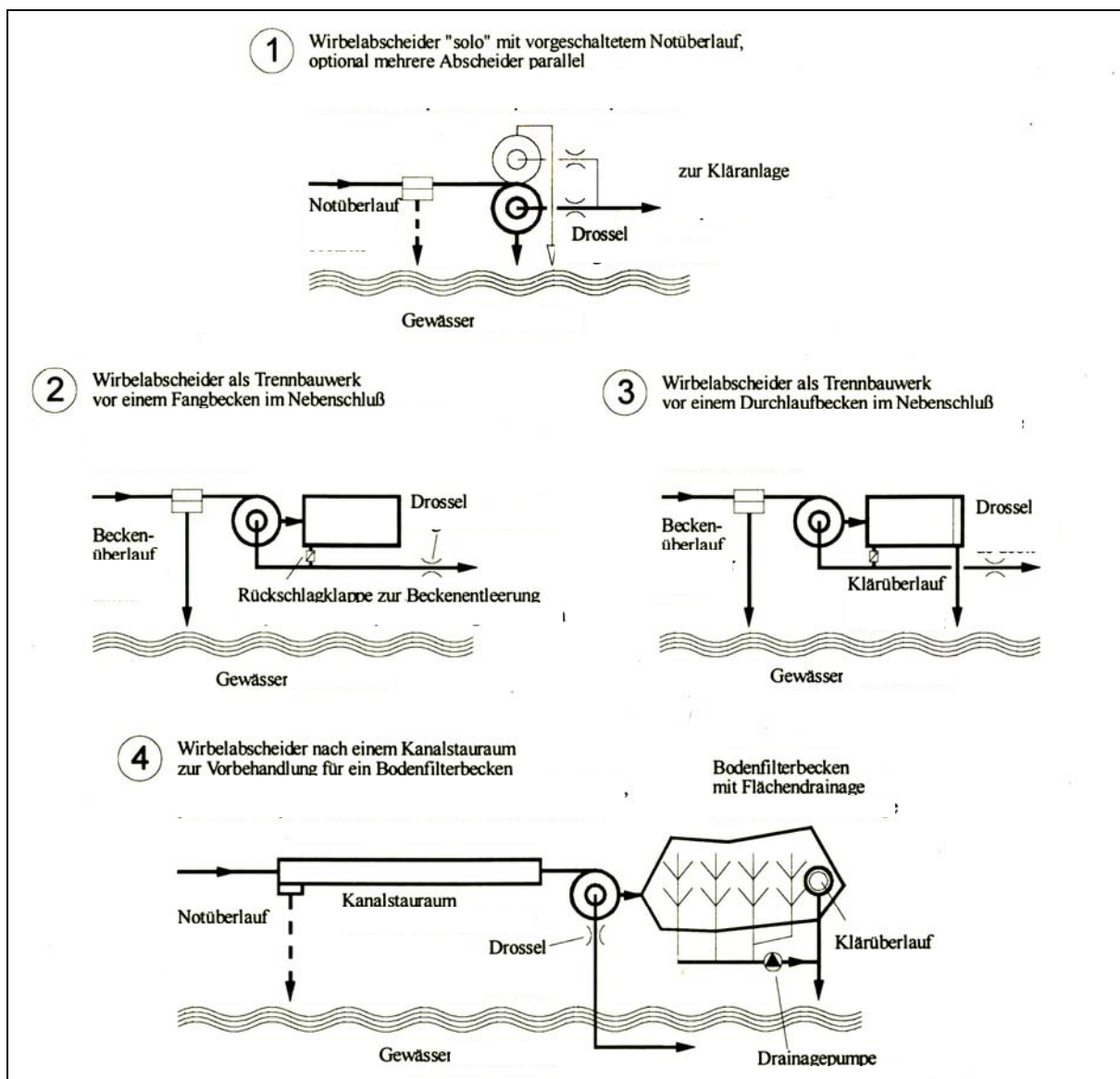


Abb. 2.4: Möglichkeiten der Anordnung von Wirbelabscheidern zur Mischwasserbehandlung (Weiß, 1999)

Bei vielen in den USA eingesetzten Anlagen befinden sich Wirbelabscheider im Nebenschluss nach Speicherbauwerken und werden erst nach der Füllung der Becken beschickt (LfU Baden-Württemberg, 1997). In der Bundesrepublik Deutschland existieren derzeit drei Kombinationsbauwerke, bei denen eine Wirbelabscheiderstufe im Hauptschluss als Trennbauwerk für ein nachgeschaltetes Durchlaufbecken dient. Neben der Anlage, die im Rahmen dieser Arbeit untersucht wird, handelt es sich dabei um ein Bauwerk im badischen Lauf (Brombach u. Michelbach, 1997) sowie um eine Anlage bei Bochum (Mietzel et al., 2005).

Es besteht auch die Möglichkeit, Wirbelabscheider zur Zugabe von Fällungsmitteln und zum Entfernen entstehender Flocken zu verwenden (Andoh, 1998). Durch die Zugabe von Desinfektionsmitteln vor Abscheidern kann mit Hilfe der Aufenthaltszeit des Mischwassers und der Durchmischung im Abscheider auch eine Entkeimung vorgenommen werden (Alkhaddar et al., 1999).

Die Möglichkeiten der Anordnung von Wirbelabscheidern zur Mischwasserbehandlung sind in Abbildung 2.4 zusammengefasst.

Während für Wirbelabscheider in Einzelanordnung bereits ein Bemessungsverfahren eingeführt wurde (LfU Baden-Württemberg, 1997), das ein Pendant zum vereinfachten Aufteilungsverfahren für Regenüberlaubecken nach ATV Arbeitsblatt A 128 bildet, existiert für Kombinationsbauwerke mit Wirbelabscheidern keine entsprechende Dimensionierungsprozedur.

3. Reinigungswirkung von Anlagen zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem

Die Feststoffabtrennung durch Sedimentation bildet sowohl in Kanalnetzen des Trenns als auch des Mischverfahrens die Rolle bei der Reinigung in konventionellen Anlagen zur Regenwasserbehandlung nach derzeitigem Stand der Technik.

Feststoffe und die an diese gebundenen Schadstoffe haben einen erheblichen Anteil an der Gesamtverschmutzung des Mischwasserabflusses. Die Eigenschaften der Feststoffe im Mischwasserabfluss von Kanalnetzen werden in erheblichem Maße von der Herkunft der Teilströme Schmutzwasserabfluss und Oberflächenfluss geprägt. Aus den zahlreichen Veröffentlichungen, die sich mit der Zusammensetzung dieser Teilströme auseinandersetzen, geht hervor, welchen hohen Stellenwert der Feststoffrückhalt bei der Mischwasserbehandlung einnimmt. Koppe und Stoczek (1993) haben umfangreiche Informationen zur Herkunft und Zusammensetzung des kommunalen Schmutzwasserabflusses zusammengetragen, die einen guten Überblick über diesen Teilstrom des Mischwasserabflusses gewähren. Des Weiteren existiert ein großes Spektrum an Veröffentlichungen, die sich intensiv mit Verschmutzungen von Oberflächenabflüssen und von Grotker (1987), Heinzmann (1993) und Grotehusmann (1995) durchgeführt wurden. Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) geförderten Verbundprojekts „Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ wurden in zahlreichen Teilprojekten detaillierte Untersuchungen von Oberflächen- und Mischwasserabflüssen durchgeführt (Xanthopoulos u. Hahn (Hrsg.), 1995). In Zusammenhang mit diesem Verbundprojekt setzte man sich auch intensiv mit einer Charakterisierung der Feststoffe in den Abflusskomponenten des Mischwasserabflusses in Form von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen auseinander (Brombach et al., 1992; Geiger u. Hübner, 1994).

Auch auf internationaler Ebene existieren zahlreiche Veröffentlichungen, die sich mit der Verschmutzung von Mischwasser befassen. Wie schon bei der Beschreibung von Methoden zur Reduzierung und Behandlung von Mischwasserüberläufen ist auch hier der umfassende Report der United States Environmental Protection Agency (EPA) an den Kongress der Vereinigten Staaten von Amerika zu nennen (EPA, 2004). Die Publikation von Ashley et al. (2004) befasst sich dagegen schwerpunktmäßig mit Feststoffen im Kanalabfluss.

3.1 Grundlagen der Feststoffabtrennung durch Sedimentation

Die Sedimentation von Feststoffen in Absetzbecken ist sowohl in ökonomischer als auch in verfahrenstechnischer Hinsicht eine effektive Weise der mechanischen Reinigung in Abwasserreinigungsanlagen (ATV, 1997). Die Regenwasserbehandlung im Mischsystem basiert auf der Abflussaufteilung, der Speicherung, der so genannten Fangwirkung, und auf der Feststoffabtrennung durch Sedimentation. Dabei beruht die Rückhaltewirkung der Abflussaufteilung und der Speicherung auf einer Volumenauftei-

lung des Mischwasserstroms. Nur bei der Sedimentation handelt es sich um eine Reinigungswirkung, die sich gezielt auf die Qualität des überlaufenden Volumenstroms auswirkt.

Die Sedimentationswirkung in Speicherbauwerken wird dabei entscheidend vom Oberflächen-Volumen-Verhältnis der zu sedimentierenden Partikel sowie von den hydraulischen Verhältnissen im Becken bestimmt (ATV, 1997).

Einen großen Einfluss auf die Absetzwirkung hat auch die gegenseitige Behinderung einzelner Partikel beim Absinken. Da dieser Effekt sich nach Camp (1946) aber erst ab einer TS-Konzentration von ca. 1000 mg/l bemerkbar macht, spielt er bei der Regenwasserbehandlung im Mischwassersystem eine untergeordnete Rolle.

Aus seinen Untersuchungen zog Hazen (1904) den Schluss, dass die Sedimentationswirkung in Absetzbecken unabhängig von deren Tiefe ist. Gelänge es den Zulauf zu einem vertikal nach oben durchströmten Becken gleichmäßig auf die Grundfläche des Beckens zu verteilen würden sich alle Partikel absetzen, deren Sinkgeschwindigkeit über der Fließgeschwindigkeit im Becken liegt. Die Fließgeschwindigkeit in solch einem ideal vertikal durchströmten Becken entspricht der Oberflächenbeschickung, die sich als Quotient des Zuflusses und der Grundfläche des Beckens ergibt (Gl. 3.1).

$$q_A = \frac{Q}{A} \quad (3.1)$$

mit:

q_A : Oberflächenbeschickung [m/h]

Q : Durchfluss durch das Becken [m³/h]

A : Oberfläche bzw. benetzte Grundfläche des Beckens [m²]

Diese Vorstellung ist unter idealisierten Voraussetzungen auch auf ein horizontal durchströmtes Becken übertragbar (Hazen, 1904). Vorauszusetzen sind beispielsweise eine gleichmäßige Verteilung des Stoff- und Volumenstroms über die durchströmte Fläche normal zur Fließrichtung und konstante Absetzeigenschaften der Teilchen während der Durchströmung des Beckens.

Teilchen, die oberflächennah zuströmen und sich in einem Becken der Länge L gerade noch absetzen, werden vollständig aus dem Abflussstrom entfernt. Die Sinkgeschwindigkeit dieser Teilchen sei v_0 . Dies entspricht der Oberflächenbeschickung des Bauwerks. Partikel mit einer Sinkgeschwindigkeit größer als v_0 werden ebenfalls vollständig entfernt, während Teilchen mit geringerer Absetzgeschwindigkeit unter diesen idealisierten Randbedingungen zu einem bestimmten Anteil entfernt werden.

Ein Maß für die Wirkung eines Absetzbeckens auf Partikel bestimmter Absetzgeschwindigkeit bildet das Verhältnis der Absetzgeschwindigkeit zur Oberflächenbeschickung (vgl. Gl. 3.2) (Hazen, 1904):

$$\eta = \frac{v_s}{q_A} \cdot 100 = \frac{A \cdot v_s}{Q} \cdot 100 \quad [\%] \quad (3.2)$$

Mit:

- η : Absetzwirkung [%]
- v_s : Sinkgeschwindigkeit [m/h]
- q_A : Oberflächenbeschickung [m/h]
- Q : Durchfluss durch Becken
- A : Oberfläche bzw. benetzte Grundfläche des Beckens [m²]

Dabei ergeben sich nach Gleichung 3.2 nur sinnvolle Reinigungswirkungen, wenn die Absetzgeschwindigkeit der Partikel den Wert der Oberflächenbeschickung nicht übersteigt.

Halbiert man die Beckentiefe des zuvor betrachteten Bauwerks, hat dies bei gleichem Durchfluss und halbiertes durchströmter Querschnittsfläche eine Verdopplung der horizontalen Fließgeschwindigkeit zur Folge. Da die Teilchen mit der Sinkgeschwindigkeit $v_s=q_A=const.$ nun gegenüber dem Ausgangszustand bis zum Absetzen auch nur noch die halbe Sinkstrecke zurücklegen müssen, wird die erhöhte Horizontalfließgeschwindigkeit ausgeglichen (vgl. Abbildung 3.1).

Die in der Realität auftretenden Abweichungen von den zuvor vorausgesetzten idealen Randbedingungen haben zur Folge, dass die Absetzwirkung realer Bauwerke erheblich von der Wirkung unter den fiktiven Bedingungen abweicht.

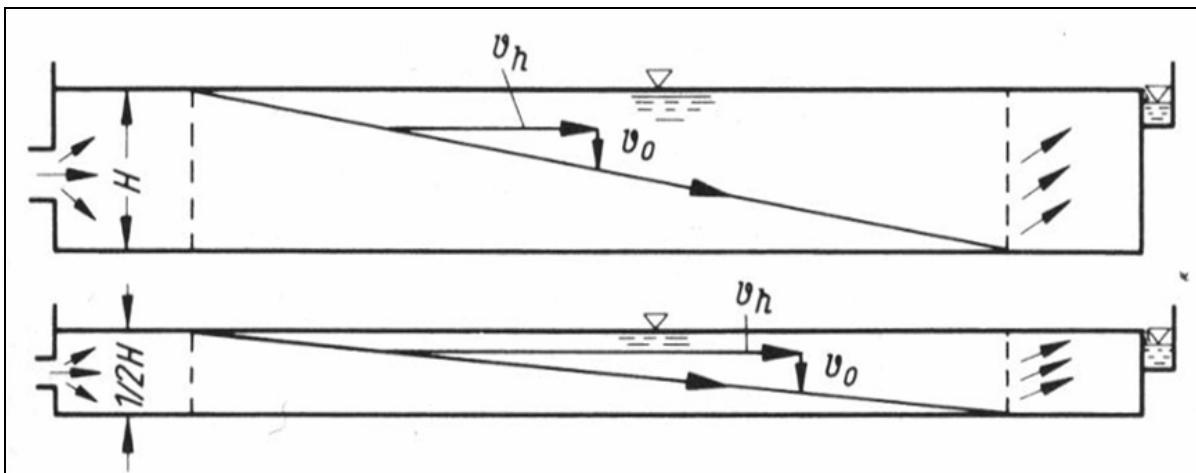


Abb. 3.1: Partikelsedimentation in einem horizontal durchströmten Becken unter idealisierten Randbedingungen (ATV, 1997)

Insbesondere Kurzschlussströmungen und Turbulenzen in realen Bauwerken reduzieren die Stoffrückhaltung durch Sedimentation. Dies macht sich insbesondere bei stark und hoch dynamisch beschickten Bauwerken zur Regenwasserbehandlung bemerkbar. Die Modelle zur Nachbildung der Rückhaltewirkung durch Sedimentation in Anlagen der Regenwasserbehandlung im Mischsystem greifen zum Teil auf Untersuchungsergebnisse von Sierp zurück. Sierps Absetzkurven, die in Abb. 3.2 dargestellt sind, waren das Ergebnis von Absetzversuchen in Absetzgläsern (Imhoff, 1990).

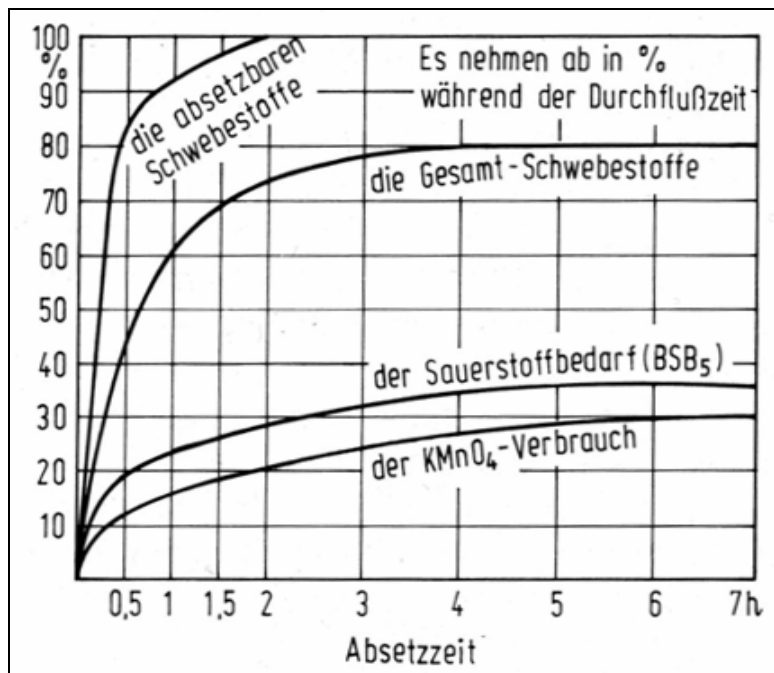


Abb. 3.2: Abhängigkeit der Rückhaltewirkung von der Absetzzeit bei städtischem Rohabwasser nach Sierp (Imhoff, 1990)

Die Kurven stellen einen Zusammenhang zwischen Absetzzeit und dem Anteil abgesetzter Stoffe sowie der Abnahme des chemischen bzw. biologischen Sauerstoffbedarfs her. Da der Verlauf der Absetzkurven unter Versuchsbedingungen bestimmt wurde, gibt er nur bedingt die Absetzwirkung realer Becken wieder.

Einen wesentlichen Einfluss auf die Reinigungswirkung von Regenüberlaufbecken hat die Remobilisierung bereits sedimentierter Partikel in Phasen hoher Beschickung. Aus diesem Grund wird im ATV Arbeitsblatt 128 (ATV, 1992) für Rechteckbecken bei einer Regenspende von 15 l/(s·ha) eine maximale Oberflächenbeschickung von 10 m/h und eine mittlere horizontale Fließgeschwindigkeit von nicht wesentlich mehr als 0,05 m/s vorgegeben.

Es gibt mehrere Ansätze, mit denen die Effekte der Remobilisierung bzw. der Erosion von Feststoffen beschrieben werden. Während Camp (1946) den Effekt anhand der Grenzgeschwindigkeit v_c beschreibt, die zur Aufwirbelung von Partikeln führt, gehen Kalinske (1947) und Schoklitsch (1934) einen Schritt weiter und geben eine kritische Schubspannung bei Erosionsbeginn an, die u.a. aus der mittleren Fließgeschwindigkeit ermittelt wird. Da sich beide Ansätze auf stoff- bzw. teilchenspezifische Größen wie Partikeldurchmesser bzw. Korndichte der Teilchen beziehen, sind sie - aufgrund der heterogenen Eigenschaften der Feststoffe - in realem Mischwasser nur bedingt zur Beschreibung von Remobilisierungsvorgängen in großtechnischen Bauwerken geeignet. Großen Einfluss auf die Sedimentationswirkung von Absetzbecken üben auch die Strömungszustände im Bauwerk aus (ATV, 1997). Um das Absetzen von Feststoffen zu unterstützen, wird in konventionellen Regenüberlaufbecken eine stabile, turbulenzarme Durchströmung angestrebt.

Nach ATV (1997) schlägt in einem rechteckigen Absetzbecken die laminare Durchströmung ab einer Reynoldszahl von 580 in eine ungünstige turbulente Strömung um (vgl. Gl. 3.3).

$$\text{Re}_{\text{krit}} = \frac{v \cdot r_{\text{hy}}}{\nu} = 580 \quad (3.3)$$

Mit:

Re_{krit} : kritische Reynoldszahl [-]

v : Fließgeschwindigkeit [m/s]

ν : kinematische Viskosität [m²/s]

r_{hy} : hydraulischer Radius [m]

Die Reynoldszahl ist der Fließgeschwindigkeit und dem hydraulischen Radius proportional (vgl. Gl. 3.3). Deshalb wirkt sich die Verminderung dieser beiden Größen vorteilhaft auf die Durchströmung des Beckens aus. Um Strömungsturbulenzen zu vermeiden, sollten Beckenwände möglichst glatt und die Beckenräume nicht mit Einbauten (z.B. Pfeiler) versehen sein. Es lässt sich aber in der Regel nicht verhindern, dass in Becken turbulente Strömungsbedingungen herrschen (ATV, 1997).

Der hydraulische Radius wirkt sich auch auf die Froude-Zahl aus, die als Maß für die Stabilität der Strömung in einem Durchlaufbecken angesehen werden kann (ATV, 1997). (Vgl. Gl. 3.4)

$$\text{Fr}^2 = \frac{v^2}{g \cdot r_{\text{hy}}} \quad (3.4)$$

Mit:

Fr : Froude-Zahl [-]

v : Fließgeschwindigkeit [m/s]

g : Erdbeschleunigung [m/s²]

r_{hy} : hydraulischer Radius [m]

Nach Camp (1936) führt eine steigende Froude-Zahl dazu, dass die mittlere hydraulische Aufenthaltszeit sich immer mehr der theoretischen Aufenthaltszeit in einem Becken annähert (vgl. Abb. 3.3)

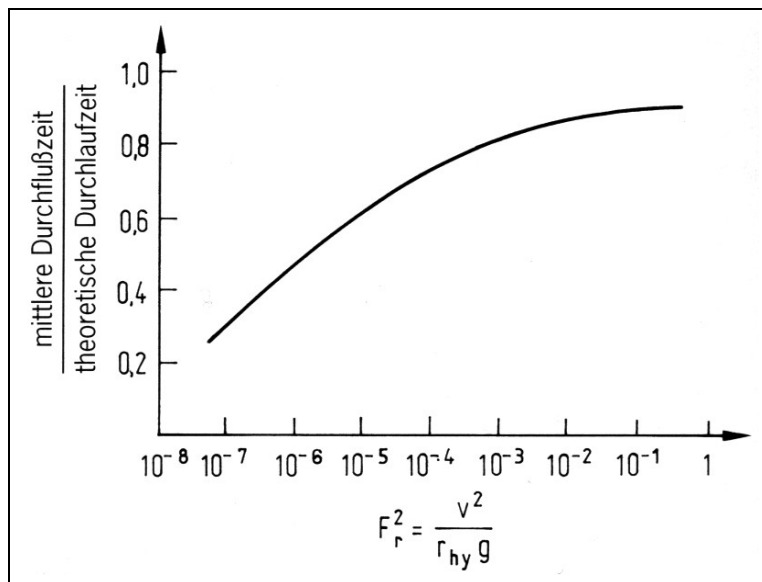


Abb. 3.3: Verhältnis der mittleren zur theoretischen hydraulischen Aufenthaltszeit in Absetzbecken in Abhängigkeit von der Froude-Zahl (Camp, 1936)

In der Realität wird die Durchströmung von Durchlaufbecken zur Mischwasserbehandlung von zahlreichen weiteren Faktoren beeinflusst, die sich auf Turbulenz und Strömungsstabilität auswirken. Dies sind insbesondere die zeitliche und örtliche Variabilität des zufließenden Volumens und der zufließenden Frachten bei Mischwasserbeschickung.

Bei der Planung von Durchlaufbecken zur Regenwasserbehandlung in Mischsystemen wird aufgrund der schwer kalkulierbaren Sedimentationswirkung unter dynamischen Bedingungen auf allgemeine gestalterische Hinweise zur konstruktiven Ausführung und Ausrüstung zurückgegriffen. Neben gezielten Strömungsuntersuchungen an Durchlaufbecken von Muth (1992), beruhen die Hinweise meist auf Erfahrungswerten aus einer Vielzahl von Anwendungsfällen..

Hinweise hierzu geben neben dem ATV Arbeitsblatt A 128 (ATV, 1992), das, wie bereits erwähnt, Oberflächenbeschickung und Fließgeschwindigkeit begrenzt, auch das ATV Arbeitsblatt A 166 (ATV, 1999b) „Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausführung“ sowie das zugeordnete Merkblatt ATV M 176 (ATV-DVWK 2001) „Hinweise und Beispiele zur konstruktiven Gestaltung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung“.

So wird in ATV A 166 (ATV, 1999b) die Einhaltung bestimmter Proportionen bei der Wahl der relativen Abmessungen von Rechteckbecken empfohlen, um eine optimale Sedimentation zu erreichen (vgl. Tab. 3.1)

Tabelle 3.1: Relative Abmessungen der Absetzräume von Durchlaufbecken für optimale Sedimentationswirkung (ATV, 1999b)

L:H	L:B	B:H
10 bis 15	3 bis 4,5	2 bis 4

3.2 Wirkung von hydrodynamischen Abscheidern

Neben der Speicherung von Regen- oder Mischwasser gewährleisten hydrodynamische Abscheider auch eine effiziente Rückhaltung absetzbarer Stoffe und eine weitgehende Selbstreinigung nach einem Einstauereignis (Weiß u. Brombach, 2000). Auch während des Einstaus werden abgesetzte Partikel kontinuierlich zur Kläranlage weitergeleitet. Dadurch wird eine Remobilisierung bereits abgelagerter Sedimente vermieden (Geiger u. Ustohal, 1998).

Bei allen Ausführungsformen hydrodynamischer Abscheider wird der Zulauf tangential in die Wirbelkammer geleitet, die einen runden Grundriss aufweist. Der Drosselabfluss befindet sich am Boden der Abscheider im Bereich des Zentrums. Liegt bei Mischwasserbeschickung die Zuflussmenge über der gedrosselten Ablaufmenge, füllt sich die Wirbelkammer bis das Abwasser schließlich über eine Überlaufschwelle entlastet wird (Hübner, 1997).

In der Überlaufphase stellt das entstehende Strömungsfeld eine Überlagerung von Zylinderrotation und sekundärer Zirkulation dar. Der zufließende Volumenstrom wird durch die Wand der Abscheiderkammer auf eine kreisförmige Bahn gelenkt. Dadurch bildet sich die dominierende Rotationsbewegung des Wasserkörpers aus. Sowohl die erzeugte Fliehkraft als auch die Reibung des Wassers an Kammerwand und -sohle führen zur Entstehung von Sekundärströmungen, die durch Überlaufgestaltung, Einbauten und andere spezifische geometrische Randbedingungen beeinflusst werden. Diese Sekundärströmungen unterstützen die Sedimentationswirkung dieser Bauwerke. Durch das Strömungsfeld in hydrodynamischen Abscheidern werden Kurzschlussströmungen weitgehend vermieden (Hübner, 1997).

Der Ablaufstrom mit erhöhten Konzentrationen an absetzbaren Stoffen wird zur Kläranlage weitergeleitet, während der überlaufende Mischwasserstrom vorgereinigt ins Gewässer oder eine nachfolgende Behandlungsstufe eingeleitet wird.

Da die dreidimensionalen Strömungsfelder, die in hydrodynamischen Abscheidern während eines Überlaufereignisses vorliegen, nur schwer zu erfassen sind, liegen bisher hierzu keine detaillierten Erkenntnisse vor (Hübner, 1997). Durchgeführte Untersuchungen konzentrieren sich entweder auf die Betrachtung von Modellen hydrodynamischer Abscheider (z.B. Hübner, 1997, Luyckx et al., 1998; Alkhaddar et al. 1999) oder auf eine dreidimensionale Strömungssimulation (z.B. Tyack u. Fenner, 1999; Saul u. Svejkovski, 1994). Diese Studien beschränken sich dabei auf die Untersuchung stationärer Abflussbedingungen und gelöster Tracersubstanzen bzw. bestimmter Partikelgruppen vorgegebener Größe und Dichte.

Das Wirkprinzip von Grobstoffabscheidern (vgl. Abb. 2.3.1, S. 14), die von Hübner (1997) auch Zyklonabscheider genannt werden, lässt sich mit dem von Rundsandfängen vergleichen. Durch die tangential einströmende Flüssigkeit wird eine Sekundärströmung hervorgerufen, die im äußeren Bereich der Behälterwand nach unten, am Boden zur Mitte hin und in der Behältermitte nach oben gerichtet ist (Geiger u. Hübner, 1994).

In seinen Untersuchungen kommt Balmforth (1986) zu dem Ergebnis, dass im Vortex Overflow (vgl. Abb. 2.3, S. 16) während der Füllphase eine reine Rotationsströmung vorliegt. Läuft das Bauwerk über, bildet sich im Zentrum ein Potentialwirbel aus, dessen Volumen mit zunehmender Beschickung steigt. Anhand von Modellrechnungen ziehen Saul und Svejovsky (1994) den Schluss, dass das dominierende Strömungsfeld als Wirbelsenke beschrieben werden kann. Im Gegensatz zur Rotationsströmung nimmt die Tangentialgeschwindigkeit in der Wirbelsenke zur Mitte hin zu. Weiterhin ist das Strömungsfeld im Bereich des Überlaufs extrem verzerrt und weist radiale Komponenten auf. Saul und Svejovsky (1994) kommen auch zu dem Ergebnis, dass Totzonen bzw. Zonen langsamer Geschwindigkeit entstehen können.

Die Strömungsverhältnisse in der Abscheiderkammer des Storm KingTM (vgl. Abb. 2.2, S. 15) setzen sich aus einer spiralförmig nach unten gerichteten Strömung im Außenbereich und einer aufsteigenden Spiralströmung im inneren Bereich zusammen (Andoh u. Smisson, 1994) (vgl. Abb. 3.4). Dabei werden die innere und die äußere Strömungszone von einer Scherzone getrennt. Zur Erzeugung und Stabilisierung dieser Strömungen tragen der Kegel im Zentrum des Bauwerks, die integrierte Tauchwand sowie der Ringschlitz bei, der als Überlauf dient.

Sowohl Tyack und Fenner (1998) als auch Luyckx et al. (1998) und Alkhaddar et al. (1999) führen Tracerversuche an hydrodynamischen Abscheidern des Typs Storm KingTM bzw. einem dem Storm KingTM sehr ähnlichen Grit KingTM durch, um Aufenthaltszeiten zu ermitteln. Luyckx et al. (1998) stellen bei ihren Versuchen fest, dass die Höhe und der Zeitpunkt des Auftretens der Maximalkonzentrationen in Ab- und Überlauf sehr unterschiedlich sein kann. Bei geringer Beschickung liegt die maximale Überlaufkonzentration über der maximalen Ablaufkonzentration und tritt früher auf. Die Überlaufkonzentration sinkt danach schnell und liegt im weiteren Verlauf erheblich unterhalb der Konzentration im Ablauf. Bei höheren Beschickungen gleichen sich die Konzentrationsverläufe einander an. Es findet demnach nur noch eine Volumenaufteilung ohne zusätzliche Rückhaltewirkung statt. Sie stellen weiterhin fest, dass der Anteil des aktivierten Speichervolumens am gesamten Bauwerksvolumen mit steigender Beschickung zunimmt. Bei den Versuchen von Tyack und Fenner (1998) ergeben sich für die ab- und überlaufenden Ströme unterschiedliche Aufenthaltszeiten, wobei die ablaufbezogene Aufenthaltszeit immer höher ist als die überlaufbezogene. Sie schließen daraus auf einen gesteigerten Feststoffrückhalt in dem Bauwerk. Vergleiche mit Modellversuchen ohne Ablauf zeigen, dass der Ablaufstrom wesentlich zu einer Steigerung der Rückhaltewirkung beiträgt. Infolge des Drosselabflusses können Schmutzstoffe, die einmal in den zentralen Bereich des Ablaufkonus gelangt sind, nicht zurück in das Hauptströmungsfeld gelangen. Im Gegensatz zu den zuvor genannten Untersuchungen ergeben die Versuche von Alkhaddar et al. (1999), dass bei geringen Beschickungen die Aufenthaltszeit des überlaufenden Volumenstroms im hydrodynamischen Abscheider erheblich über der des ablaufenden Volumenstroms liegen kann. Mit zunehmender Beschickung dreht sich dieses Verhältnis um. Dabei tritt die maximale Konzentration im Überlauf meist vor der im Ablauf auf (vgl. Tabelle 3.2, S. 33). Doch auch Alkhaddar et

al. (1999) beobachten wie Tyack und Fenner (1998) sowie Luyckx et al. (1998), dass die maximale Überlaufkonzentration zeitlich vor der maximalen Konzentration im Ablauf auftritt. Die Untersuchungsergebnisse von Alkhaddar et al. (1999) weisen weiterhin darauf hin, dass in dem vorhandenen Strömungsfeld Vorgänge dominieren, die mit einer vorherrschenden Propfen- bzw. Verdrängungsströmung und einem gewissen Anteil an Kurzschlussströmungen umschrieben werden können. Dadurch werden die Resultate zuvor durchgeführter Untersuchungen von Andoh und Harper (1993) bestätigt. Auf die Untersuchungsergebnisse von Alkhaddar et al. (1999) wird in den folgenden Abschnitten noch im Detail eingegangen.

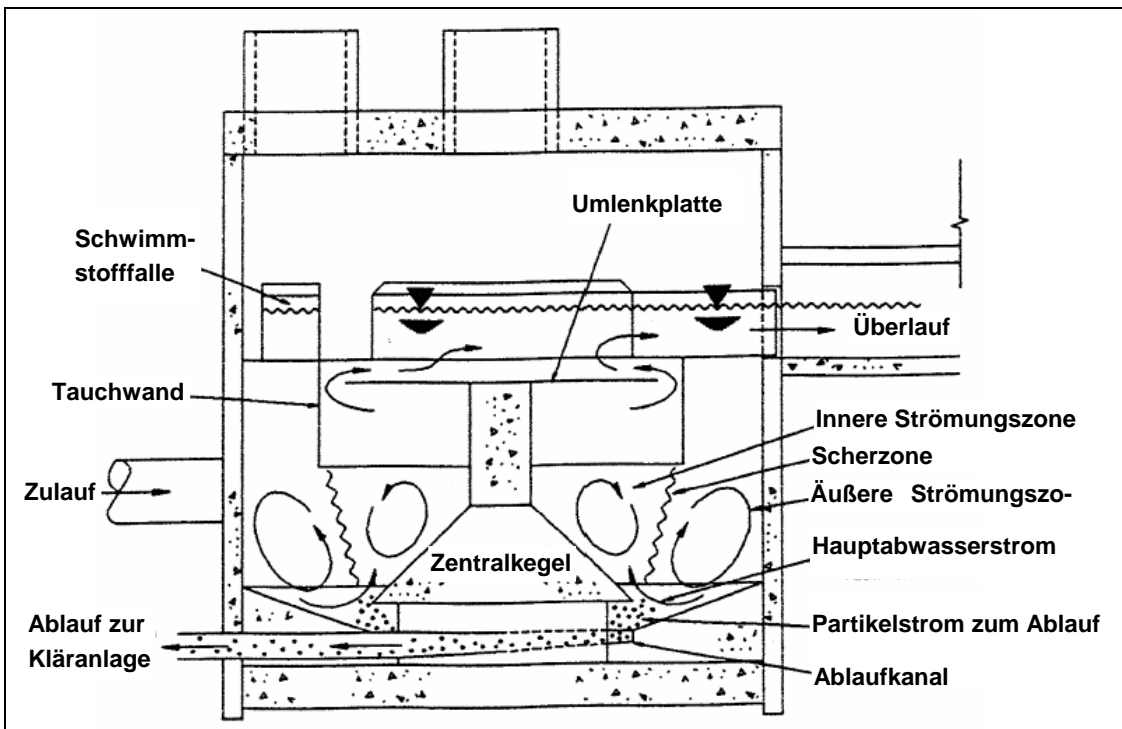


Abb. 3.4: Querschnitt durch einen Wirbelabscheider des Typs Storm King™ bei Mischwasserbeschickung (Andoh u. Smisson, 1994)

In dieser Arbeit stehen, neben Durchlaufbecken im Nebenschluss, Wirbelabscheider des Typs FluidSep™ im Mittelpunkt des Interesses. In diesen Abscheidern wird die niedrige Turbulenz der Wirbelströmung durch den tangentialen Zulauf mit großem Durchmesser erreicht. Dadurch bleibt die Eintrittsgeschwindigkeit relativ gering (Weiß, 1997). Im gefüllten Wirbelabscheider dominiert die Strömung einer turbulenzarmen Wirbelsenke. Der Wasserspiegel ist fast waagrecht und hat in der Mitte einen tief nach unten reichenden Strudel (Weiß u. Brombach, 2000) (s. Abb. 3.5). Das turbulenzarme Strömungsfeld fördert die Sedimentation absetzbarer Stoffe sowie das Aufsteigen von Schwimmstoffen. Die resultierende Fliehkraft erzeugt eine Sekundärströmung, die am Boden des Wirbelabscheiders zum Zentrum gerichtet ist. Durch diese Sekundärströmung werden Sedimente zum Ablaufsumpf und weiter in Richtung Kläranlage befördert. Den Überlauf bildet eine etwa auf halbem Wirbelkammerradius angeordnete Ringschwelle, wodurch das Überlaufwasser senkrecht nach oben entweicht. Ein zylindrisches Leitblech mit konischem Unterteil stabilisiert die Wirbelströmung. Zusätzlich ver-

hindert es einerseits, dass absetzbare Stoffe in das Überlaufwasser geraten und dient andererseits dazu, Schwimmstoffe in das als Falle dienende Luftkissen zu leiten (vgl. Abb. 3.5). Die gesammelten Schwimmstoffe werden bei der Entleerung zur Kläranlage geleitet (Weiß u. Brombach, 2000).

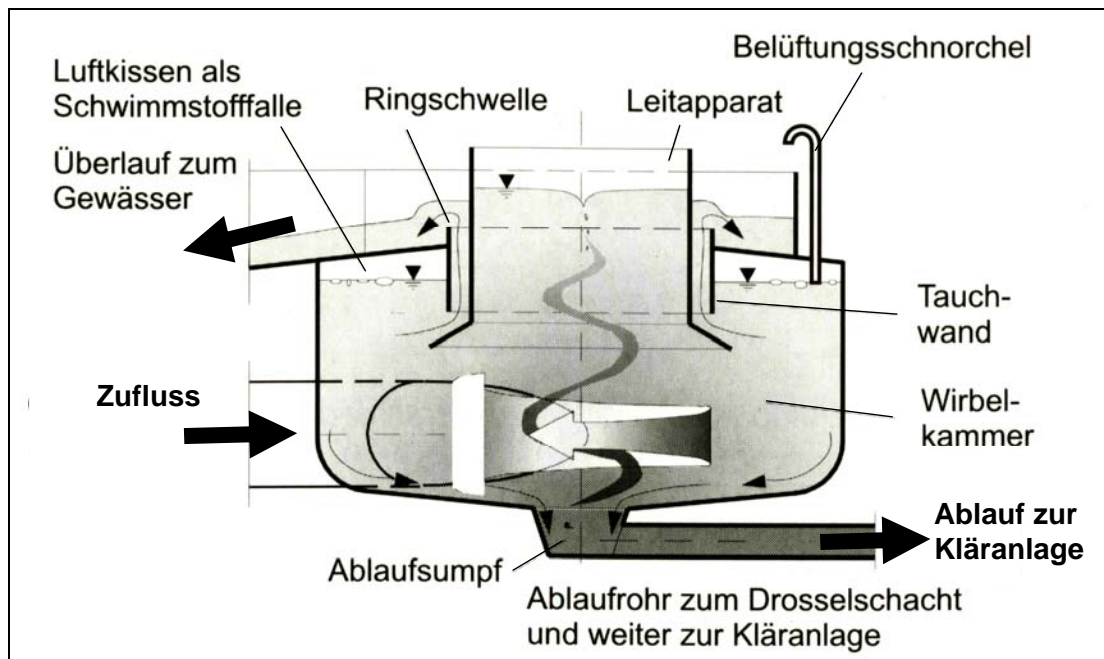


Abb. 3.5: Querschnitt durch einen Wirbelabscheider des Typs FluidSep™ bei Mischwasserbeschickung (Weiß u. Brombach, 2000)

Die Ergebnisse der bisher durchgeführten Untersuchungen von hydrodynamischen Abscheidern lassen den Schluss zu, dass diese bei gleicher Oberflächenbeschickung eine höhere Reinigungswirkung aufweisen können als Absetzbecken. Diese Wirkung ist auf die konstruktive Gestaltung dieser Bauwerke zurückzuführen. Sie ist jedoch gerade aufgrund der unterschiedlichen Ausführungsformen der hydrodynamischen Abscheider nur schwer allgemein gültig zu beschreiben. Dies macht individuelle Untersuchungen in Abhängigkeit vom Abscheidertyp und von den maßgebenden Sedimenteigenschaften erforderlich (Hübner, 1997).

3.3 Grundlagen der frachtbezogenen Bilanzierung von Wirkungsgrad und Effektivität

Grundsätzlich ist der Wirkungsgrad eine Kennzahl zur Bewertung von Energieumwandlungsprozessen. Er wird aus dem Verhältnis von Nutzleistung zu aufgewendeter Leistung in einer Bezugszeitspanne berechnet (Brockhaus, 1997). Der Wirkungsgrad wird durch den griechischen Buchstaben η bezeichnet und liegt in einem Wertebereich von 0 bis <1 bzw. 0% bis $<100\%$. Je höher der Wirkungsgrad desto höher der Anteil der genutzten Leistung. Im Interesse einer nachhaltigen Nutzung aufgebracht Leistung ist demnach ein möglichst hoher Wirkungsgrad anzustreben. Andererseits lassen sich mit Hilfe des Wirkungsgrades verschiedene Vorgänge, bei denen es zu einer Energieumwandlung kommt, in Bezug auf ihre Leistungsnutzung vergleichen.

Auch in Bezug auf Reinigungsvorgänge in der Abwassertechnik kann ein Wirkungsgrad zur Beurteilung von Trennprozessen herangezogen werden. Geiger und Hübner (1994) haben sich ausführlich mit unterschiedlichen Ansätzen zur Beurteilung der Reinigungswirkung von Entlastungsbauwerken auseinandergesetzt.

Im Folgenden wird ein Ansatz von Rietema (1957) aufgegriffen, der sich als einer der Ersten mit der Verfahrenseffizienz bei der Aufspaltung des Volumenstroms eines Zweiphasengemischs in zwei getrennte Volumenströme detailliert auseinandergesetzt hat. Daraus resultiert der frachtbezogene Wirkungsgrad einer Anlage zur Mischwasserbehandlung, in der neben einer hydraulischen Volumenstromaufteilung auch eine optimierte Stoffrückhaltung erfolgen soll. Er ergibt sich nach Rietema (1957) aus dem Verhältnis der Frachtsumme im Drosselablauf zur Frachtsumme im Zulauf der Anlage (vgl. Gl. 3.5).

$$\eta_{F,S} = \frac{B_{S,AB}}{B_{S,ZU}} = \frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{AB,i} \cdot \bar{c}_{S,AB,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i} \cdot \bar{c}_{S,ZU,i}} \quad (3.5)$$

Mit:

- $\eta_{F,S}$: Frachtbezogener Wirkungsgrad für den Stoff S [%]
- $B_{S,AB}$: Ablaufracht im Drosselabfluss im Bilanzierungszeitraum [kg]
- $B_{S,ZU}$: Zulaufracht im Bilanzierungszeitraum [kg]
- $\bar{Q}_{AB,i}$: Mittlere Abflussmenge in der Drossel im Zeitintervall i [l/s]
- $\bar{c}_{S,AB,i}$: Mittlere Abflusskonzentration in der Drossel im Zeitintervall i [mg/l]
- $\bar{Q}_{ZU,i}$: Mittlere Zulaufmenge im Zeitintervall i [l/s]
- $\bar{c}_{S,ZU,i}$: Mittlere Zulaufkonzentration im Zeitintervall i [mg/l]
- n: Anzahl der Zeitintervalle i innerhalb des Bilanzierungszeitraums

In seinen Untersuchungen erkennt Rietema jedoch auch, dass der frachtbezogene Wirkungsgrad einer Anlage nichts über deren tatsächliche Reinigungswirkung aussagt, wenn in der Anlage gleichzeitig eine Aufteilung eines Zuflussvolumenstroms in zwei ablaufende Volumenströme vorgenommen wird. Daher führte er einen Wirkungsgrad ein, der berücksichtigt, ob die Stoffaufteilung der Volumenaufteilung ein zwei Ströme entspricht, oder eine zusätzliche Reinigungs- bzw. Rückhaltewirkung in einer Behandlungsanlage auftritt. Zur Bezeichnung dieser neuen Kenngröße der Effizienz von Stoffaufteilungsprozessen prägen Geiger und Hübner den Begriff Effektivität. Allgemein steht der Terminus Effektivität synonym für Wirksamkeit bzw. Leistungsfähigkeit (Brockhaus, 1997). Da bei der Mischwasserbehandlung den Volumenanteil der betrachteten Schmutzstofffrachten am gesamten Volumenstrom vernachlässigt werden kann, ergibt sich die Effektivität aus der Differenz zwischen dem frachtbezogenen Wirkungsgrad und dem hydraulischen Wirkungsgrad (s. Gl. 3.6).

$$E_{F,S} = \frac{B_{S,AB}}{B_{S,ZU}} - \frac{V_{AB}}{V_{ZU}} = \frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{AB,i} \cdot \bar{c}_{S,AB,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i} \cdot \bar{c}_{S,ZU,i}} - \frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{AB,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i}} = \eta_{F,S} - \eta_{H_2O} \quad (3.6)$$

Mit:

- $E_{F,S}$: frachtbezogene Effektivität für den Stoff S [%]
- $B_{S,AB}$: Ablauffracht in der Drossel im Bilanzierungszeitraum [kg]
- $B_{S,ZU}$: Zulauffracht im Bilanzierungszeitraum [kg]
- $V_{S,AB}$: Hydraulisches Ablaufvolumen durch die Drossel im Bilanzierungszeitraum [m³]
- $V_{S,ZU}$: Hydraulisches Zulaufvolumen im Bilanzierungszeitraum [m³]
- $\bar{Q}_{AB,i}$: Mittlere Ablaufmenge in der Drossel im Zeitintervall i [l/s]
- $\bar{c}_{S,AB,i}$: Mittlere Ablaufkonzentration in der Drossel im Zeitintervall i [mg/l]
- $\bar{Q}_{ZU,i}$: Mittlere Zulaufmenge im Zeitintervall i [l/s]
- $\bar{c}_{S,ZU,i}$: Mittlere Zulaufkonzentration im Zeitintervall i [mg/l]
- n: Anzahl der Zeitintervalle i innerhalb des Bilanzierungszeitraums [-]
- $\eta_{F,S}$: Frachtbezogener Wirkungsgrad für den Stoff S [%]
- η_{H_2O} : Hydraulischer Wirkungsgrad als Verhältnis von Ablauf- zu Zulaufvolumen [%]

Der hydraulische Wirkungsgrad ist bestimmt durch das Verhältnis des zur Kläranlage weitergeführten Abflussvolumens zum gesamten Zuflussvolumen im Bilanzierungszeitraum. Tritt bei einer Anlage eine negative Effektivität auf, weist dies entweder auf eine Frachtanreicherung innerhalb der Anlage, beispielsweise durch Sedimente, oder im Überlauf der Anlage hin.

Bei der Berechnung von Wirkungsgraden und Effektivitäten ist die Wahl des maßgebenden Bilanzierungszeitraums von sehr großer Bedeutung. Dies gilt insbesondere für Anlagen mit einer sehr dynamischen hydraulischen und stofflichen Beschickung, wie beispielsweise Anlagen zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem. Die Wahl des geeigneten Bilanzierungszeitraums hängt allerdings entscheidend von den verfügbaren Messwerten ab, anhand derer die Berechnungen der Wirkungsgrade und Effektivitäten durchgeführt werden.

Geiger und Hübner (1994) nutzten in ihren Untersuchungen von Kombinationsbauwerken aus hydrodynamischer Abscheiderstufe („Hydrozyklone“) mit nachgeschaltetem Durchlaufbecken Messwerte im Über- und Ablauf der Abscheiderstufe sowie im Klärüberlauf der Durchlaufbeckenstufe. Bei der Berechnung der Wirkungsgrade und Effektivitäten gingen sie davon aus, dass sich die maßgeblichen Zulaufgrößen aus der Summe der im Ab- und Überlauf gemessenen Werte ergeben. Als entscheidenden Bilanzierungszeitraum, in dem Frachten und Durchflussvolumen berücksichtigt werden, verwenden sie den Zeitraum des Überlaufs des Abscheiders. Ähnlich gehen Brombach et al. (1993) in ihrer Untersuchung der ersten in Deutschland gebauten Wirbelabscheideranlage vor.

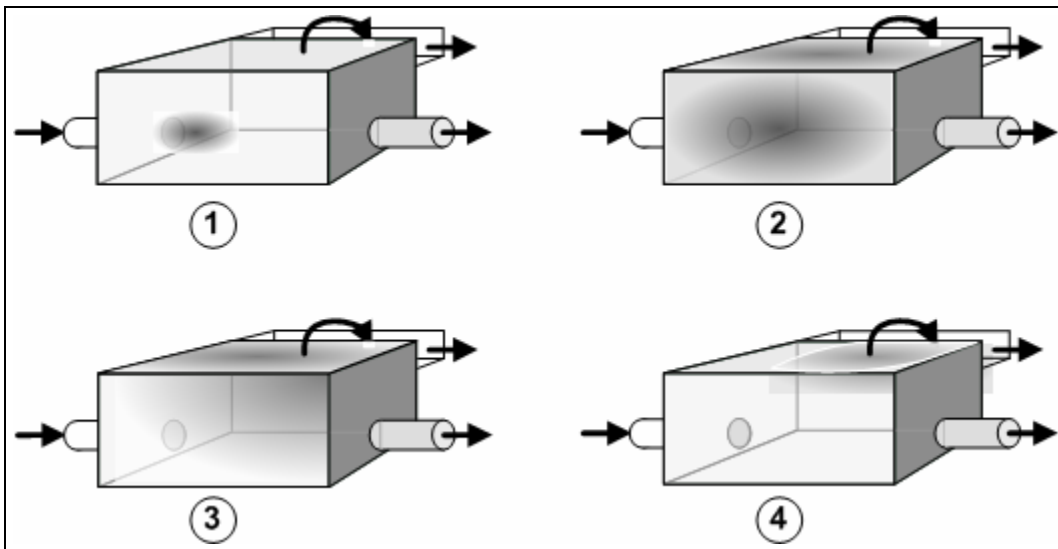


Abb.: 3.6: Schema der Verteilung von Stofffrachten in einem Entlastungsbauwerk bei $t_{AB} < t_{Ü}$

Dabei wird allerdings vorausgesetzt, dass zum einen die Aufenthaltszeit der Stoffe in dem Abscheider der theoretischen hydraulischen Aufenthaltszeit entspricht und zum andern die auf den Ablauf bezogene Aufenthaltszeit der Stoffe der auf den Überlauf bezogenen entspricht. Beides sind jedoch vereinfachende Annahmen, die nicht das tatsächliche Verhalten von Speicherbauwerken im Allgemeinen und von hydrodynamischen Abscheidern im Speziellen widerspiegeln. Die von Geiger und Hübner (1994) untersuchten hydrodynamischen Abscheider weisen allerdings nur ein geringes Volumen bei relativ hoher hydraulischer Beschickung auf. Dies führt dazu, dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Aufenthaltszeiten in der Regel klein sind. In diesem Fall müsste auch der Fehler bei der Effektivitätsberechnung relativ gering sein. Das ist bei Bauwerken mit höherem spezifischem Speichervolumen und entsprechend höheren Aufenthaltszeiten bei Mischwasserbeschickungen nicht unbedingt der Fall.

Durch ihre Versuche mit einem gelösten Tracerstoff an einem hydrodynamischen Abscheider im Labormaßstab wiesen Alkhaddar et al. (1999) nicht nur nach, dass die hydraulische Aufenthaltszeit in hydrodynamischen Abscheidern bei geringer Beschickung und hohem hydraulischem Wirkungsgrad erheblich von der Aufenthaltszeit der Stoffe abweichen kann, sondern auch, dass diese Aufenthaltszeiten jeweils, bezogen auf Ab- und Überlauf, extrem voneinander abweichen können. Abbildung 3.6 illustriert die mögliche Verteilung einer Stofffracht in einem Entlastungsbauwerk auf Ab- und Überlauf, wenn die ablaufbezogene Aufenthaltszeit t_{AB} geringer ist als die überlaufbezogene $t_{Ü}$. Die in Tabelle 3.1 zusammengefassten Ergebnisse von Alkhaddar et al. (1999) verdeutlichen den Umfang, den diese Abweichungen annehmen können. So beträgt die Abweichung der hydraulischen Aufenthaltszeit von der stofflichen, bezogen auf den Überlauf, bis zu 20% und die Abweichung der Aufenthaltszeit der Stoffe im Ablauf von der im Überlauf, bezogen auf den Überlauf, bis zu 40%. Weiterhin fällt bei den Ergebnissen der Untersuchung von Alkhaddar et al. (1999) auf, dass bei gleicher hydraulischer Zulaufmenge die Konzentrationsspitze im Überlauf des Modellabscheiders unabhängig von den Abflussaufteilungen nahezu zum gleichen Zeitpunkt auftritt.

Infolge der Abweichung der stoffbezogenen Aufenthaltszeit zwischen Ab- und Überlauf bei hydrodynamischen Abscheidern, kann es beim Vorgehen nach Geiger und Hübner (1994) zu einer Unterschätzung der Reinigungswirkung und damit zu einer negativen Effektivität, aber auch zu einer Überschätzung der Reinigungswirkung und einer zu hohen resultierenden Effektivität kommen. Eine Überschätzung der Reinigungswirkung kann auftreten, wenn eine hohe Zulaufkonzentration vor einem Überlaufereignis aufgrund der längeren stoffbezogenen Aufenthaltszeit bei hohen Beschickungen im Ablauf noch erfasst wird, im Überlauf jedoch nicht. Andererseits kann es zu einer Unterschätzung der Rückhaltewirkung kommen, wenn sich noch steigende Konzentrationen im Zulauf innerhalb des Bilanzierungszeitraums auf die Überlauffracht auswirkt, während ihr Einfluss auf den Ablauf unberücksichtigt bleibt, da sie außerhalb des berücksichtigten Zeitrahmens auftreten.

Es ist davon auszugehen, dass diese mögliche Verfälschung der Wirkungsgrade und Effektivitäten sich insbesondere bei geringen Anlagenbeschickungen bemerkbar macht, die in der Regel am Ende von Entlastungsphasen auftreten. Das ist vor allem damit zu begründen, dass gerade in dieser Phase die absoluten Unterschiede zwischen den einzelnen Aufenthaltszeiten am größten sind. Dies geht aus Tabelle 3.2 hervor.

Tabelle 3.2: Aufenthaltszeiten in einem hydrodynamischen Abscheider im Labormaßstab in Abhängigkeit von der Beschickung nach Alkhaddar et al. (1999)

Q_{ZU}	q_A	$\overline{t_{A,H_2O}}$	η_{H_2O}	$\overline{t_{A,B,\ddot{U}}}$	$\overline{t_{A,B,AB}}$	$t_{c_{max,\ddot{U}}}$
l/s	m/h	min	%	min	min	min; s
0,75	6,1	10,31	20	12,84	11,50	6,50 min
			40	11,93	8,79	7,00 min
1,00	8,1	7,73	20	8,90	8,73	4,33 min
			40	9,77	7,14	4,00 min
2,00	16,3	3,87	20	3,86	5,15	1,75 min
			40	3,96	4,26	1,75 min
4,00	32,6	1,93	20	2,07	2,76	50 s
			40	2,07	2,45	50 s
6,00	48,9	1,29	20	1,54	2,15	40 s
			40	1,55	1,70	40 s

- Q_{ZU} : Zulaufmenge
 q_A : Oberflächenbeschickung
 $\overline{t_{A,H_2O}}$: Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit
 η_{H_2O} : Hydraulischer Wirkungsgrad als Verhältnis von Ablauf- zu Zulaufvolumen [%]
 $\overline{t_{A,B,\ddot{U}}}$: Mittlere Aufenthaltszeit der Stoffe bezogen auf den Überlauf
 $\overline{t_{A,B,AB}}$: Mittlere Aufenthaltszeit der Stoffe bezogen auf den Ablauf
 $t_{c_{max,\ddot{U}}}$: Dauer von Tracerzugabe bis zum Erreichen der maximalen Überlaufkonzentration

Wird bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung nicht auf Ab- und Überlaufmengen und –frachten zurückgegriffen, sondern auf Werte, die in Zu- und Überlauf gemessen wurden, sind andere Bilanzierungszeiträume relevant, ein Bilanzierungszeit-

raum für den Zulauf und einer für den Überlauf. Für die Überlaufbilanzierung wird, wie bei Geiger und Hübner (1994), die gesamte Überlaufperiode berücksichtigt. Bei der Zulaufbilanzierung muss ein anderer Zeitraum betrachtet werden, da einerseits zu Beginn der Überlaufphase die relevanten Überlauffrachten bereits zugeflossen sind und andererseits Frachten, die am Ende der Überlaufphase zufließen, nicht mehr in den Überlauf gelangen.

In den Tabellen 3.3 und 3.4 sind Resultate der Wirkungsgrads- und Effektivitätsberechnungen für hydrodynamische Abscheider von zwei bereits durchgeführten Untersuchungen aufgeführt. Es zeigt sich, dass die auftretenden Wirkungsgrade aller Anlagen hinsichtlich der untersuchten Stoffe und Parameter eine erhebliche Bandbreite aufweisen. Die maximalen und minimalen Effektivitäten weichen meist in weitaus geringerem Umfang voneinander ab. Dies unterstreicht den Einfluss der hydraulischen Aufteilung auf die Rückhaltewirkung der untersuchten Anlagen. Bei den Bilanzierungen von Geiger und Hübner (1994) ist die Tendenz zu einer Überschätzung der Effektivität bezüglich des Ammoniumstickstoffs vorhanden. Dies weist darauf hin, dass die Ablaufkonzentrationen zu lange Zeit berücksichtigt wurden.

Bei der Betrachtung der Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken können ähnliche Effekte auftreten. Da die in der Entlastungsphase vollständig gefüllten Becken nicht vollständig durchströmt sind und sich „Totzonen“ bilden, kann es auch hier zu Abweichungen der realen hydraulischen und der stoffbezogenen Aufenthaltszeit von der theoretischen hydraulischen Aufenthaltszeit kommen, die sich auf das gesamte aktivierte Speichervolumen bezieht.

Tabelle 3.3: Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtwirkungsgrade für hydrodynamische Abscheider in anderen Untersuchungen

Standort	Tengen ¹	Schwerte-Westhofen ²	Ruhrinsel Raffelberg ²
CSB (Min.–Max.) [%]	29,7 – 91,9	22,3 – 81,4	20,6 – 73,2
CSB (Gesamt) [%]	42,0	46,1	49,9
Beprobte Ereignisse	5	12	16
AFS (Min.–Max.) [%]	32,1 – 91,2	19,4 – 83,0	20,2– 73,2
AFS (Gesamt) [%]	45,7	34,3	51,5
Beprobte Ereignisse	5	11	20
ASS (Min.–Max.) [%]	28,5 – 96,4	–	27,1 – 84,6
ASS (Gesamt) [%]	45,0	–	56,6
Beprobte Ereignisse	5	0	21
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	32,4 – 75,6	52,5
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	57,0	52,5
Beprobte Ereignisse	0	9	1

¹ Brombach et al. (1993)

² Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

Tabelle 3.4: Spanne der Effektivitäten und Gesamteffektivität für hydrodynamische Abscheider in anderen Untersuchungen

Standort	Tengen ¹	Schwerte-Westhofen ²	Ruhrinsel Raffelberg ²
CSB (Min.–Max.) [%]	-9,6 – 10,0	1,3 – 6,0	-4,9 – 19,0
CSB (Gesamt) [%]	3,0	-2,5	-0,6
Beprobte Ereignisse	5	12	16
AFS (Min.–Max.) [%]	-7,1 – 15,8	-1,4% – 5,9	-5,1 – 20,2
AFS (Gesamt) [%]	6,6	-13,9	0,9
Beprobte Ereignisse	5	11	20
ASS (Min.–Max.) [%]	-10,8 – 18,6	–	1,0 – 28,9
ASS (Gesamt) [%]	5,9	–	5,5
Beprobte Ereignisse	5	0	21
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	-5,8 – 2,3	-7,1%
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	6,1	-7,1
Beprobte Ereignisse	0	9	1

¹ Brombach et al. (1993)

² Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

Bei der Untersuchung der Reinigungswirkung der Durchlaufbeckenstufe des von ihnen betrachteten Kombinationsbauwerks gingen Geiger und Hübner (1994) davon aus, dass die gesamte Fracht, die dem Becken vor dem Anspringen des Klärüberlaufs zufließt, aufgrund der Fangwirkung zurückgehalten wird. Nach ihrem Ansatz ist erst die danach zufließende Fracht den Sedimentationsprozessen im Becken unterworfen. Den gleichen Ansatz verfolgen Schäfer et al. (1997). Dagegen geht Rietsch (2001) von der Annahme aus, dass durch die Fangwirkung das dem Becken vor Ende der Entlastung zufließende Volumen und die darin enthaltenen Frachten zurückgehalten werden. Er setzt damit eine Verdrängungsströmung voraus, die zu einer Verdrängung des im Becken befindlichen Mischwasservolumens durch die nachströmenden Mischwassermengen in den Klärüberlauf führt. Dies hat jedoch auf die in den Tabellen 3.5 und 3.6 zusammengefassten Wirkungsgrade und Effektivitäten, die sich auf die Fang- und die Sedimentationsphase beziehen, keinen Einfluss. Die von Onderlinden und Timmer (1988) untersuchten Bauwerke weisen eine hohe Effektivität auf, die sich nur in relativ geringem Umfang von den entsprechenden Wirkungsgraden unterscheidet. Dies deutet auf einen hohen Anteil an leicht absetzbaren CSB- und AFS-Frachten hin. Auch die hohen Wirkungsgrade, die in den übrigen Untersuchungen festgestellt wurden, belegen die hohe vorhandene Rückhaltewirkung der Anlagen. Die große Differenz zwischen Wirkungsgraden und Effektivitäten zeigt jedoch, dass ein großer Anteil dieser Wirkung auf die Fangwirkung der Bauwerke zurückgeführt werden kann.

Tabelle 3.5: Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen

Standort	N.N. ¹	Amerfoort ²	Kerkrade ²	Schwerte-Westhofen ³	Ruhrinsel Raffelberg ³	Neureut ^{4/5}
CSB (Min.–Max.) [%]	13,0 – 95,6	–	–	63,9 – 73,1	–	52,3 – 58,4 ⁴
CSB (Gesamt) [%]	56,2	69,0	62,0	68,0	–	–
Beprobte Ereignisse	10	17	25	2	–	2
AFS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	–	50,2 – 76,0	62,4 – 80,0 ⁵
AFS (Gesamt) [%]	–	76,0	64,8	–	66,4	70,8
Beprobte Ereignisse	–	17	25	–	3	3
ASS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	–	84,0 – 87,1	88,7 ⁴
ASS (Gesamt) [%]	–	–	–	–	85,7	88,7
Beprobte Ereignisse	–	–	–	–	3	1
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	–	–	60,5 – 70,7	–	26,7 – 38,0 ⁴
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	–	–	65,2	–	–
Beprobte Ereignisse	–	–	–	2	–	2

¹ Rietsch (2001)

² Onderlinden und Timmer (1988)

³ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

⁴ Brombach und Michelbach (1997)

⁵ Schäfer, M.; Hahn, H. H.; Xantopoulos, C. (1997)

Tabelle 3.6: Spanne der Effektivitäten und Gesamteffektivitäten für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen

Standort	Amerfoort ¹	Kerkrade ¹	Schwerte-Westhofen ²	Ruhrinsel Raffelberg ²	Neureut ^{3/4}
CSB (Min.–Max.) [%]	–	–	8,6 – 25,8	–	17,0 – 20,7 ³
CSB (Gesamt) [%]	45,8	51,2	20,1	–	–
Beprobte Ereignisse	17	25	2	–	2
AFS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	14,2 – 19,0	39,2 – 53,1 ⁴
AFS (Gesamt) [%]	56,2	57,0	–	20,2	49,5
Beprobte Ereignisse	17	25	–	3	2
ASS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	30,1 – 48,0	53,4 ³
ASS (Gesamt) [%]	–	–	–	39,6	53,4
Beprobte Ereignisse	17	25	–	3	1
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	–	6,2 – 22,5	–	-8,6 – 0,2 ³
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	–	17,3	–	–
Beprobte Ereignisse	17	25	2	–	2

¹ Onderlinden und Timmer (1988)

² Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

³ Brombach und Michelbach (1997)

⁴ Schäfer, M.; Hahn, H. H.; Xantopoulos, C. (1997)

Tabelle 3.7: Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade in der Sedimentationsphase für Durchlaufbecken im Nebenschluss (ohne TB) in anderen Untersuchungen

Standort	N.N. ¹	Schwerte- Westhofen ²	Ruhrinsel Raffelberg ²
Bauwerkstyp	DB im Nebenschluss	Kombinationsbauwerke	
CSB (Min.–Max.) [%]	1,8 – 81,4	-0,8 – 2,9	–
CSB (Gesamt) [%]	27,6	–	–
Beprobte Ereignisse	10	2	–
AFS (Min.–Max.) [%]	–	–	6,7 – 18,0
AFS (Gesamt) [%]	–	–	–
Beprobte Ereignisse	–	–	3
ASS (Min.–Max.) [%]	–	–	7,5 – 13,1
ASS (Gesamt) [%]	–	–	–
Beprobte Ereignisse	–	–	3
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	-6,4 – 9,7	–
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	–	–
Beprobte Ereignisse	–	2	–

¹ Rietsch (2001)

² Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

In Tabelle 3.7 sind die frachtbezogenen Wirkungsgrade anderer Untersuchungen für die Sedimentationsphase in Durchlaufbecken im Nebenschluss angegeben. Es fällt auf, dass die CSB-Wirkungsgrade nach Geiger und Hübner (1994) im unteren Bereich der Wertespanne liegen, die Rietsch (2001) an dem von ihm untersuchten Bauwerk feststellte. Dies könnte an der unterschiedlichen Differenzierung zwischen Fang- und Sedimentationsphase liegen. Bei Geiger und Hübner (1994) wird die Sedimentationswirkung tendenziell unterschätzt, da sie davon ausgehen, dass sich zunächst die Fangphase auswirkt. In der anschließenden Sedimentationsphase wird der Wirkungsgrad aus dem in der Tendenz eher verdünnten Mischwasserzufluss und dem Überlauf, der noch vom eher stärker verschmutzten Zufluss zu Ereignisbeginn (Spülstoß) beeinflusst ist, berechnet. Auf einen unkorrekt gewählten Bilanzierungszeitraum weisen auch die von Geiger und Hübner festgestellten Wirkungsgrade für Ammoniumstickstoff hin. Es ist allerdings nur schwer abschätzbar, wie repräsentativ diese Ergebnisse sind, da nur zwei bzw. drei Ereignisse beprobt wurden.

Neben der Rückhaltewirkung der Wirbelabscheiderstufe und der Durchlaufbeckenstufe des RÜB Bexbach/Rothmühle soll auch eine Einstufung der Wirkung der Gesamtanlage vorgenommen werden. Vergleichswerte hierzu liefern die Wirkungsgrade und Effektivitäten, die in den Tabellen 3.8 und 3.9 aufgeführt sind. Sie beruhen auf entsprechenden Auswertungen von Durchlaufbecken im Nebenschluss inklusive der vorgeschalteten Trennbauwerke. Neben konventionellen Trennbauwerken sind auch zwei Bauwerke mit Abscheiderstufe („Hydrozyklone“) als Trennbauwerk aufgeführt.

Sofern ein Vergleich zwischen den Wirkungsgraden verschiedener Anlagen für gleiche Parameter möglich ist, wird ersichtlich, dass konventionelle Durchlaufbecken im Nebenschluss und die aufgeführten Kombinationsbauwerke aus Hydrozyklon- und Durchlaufbeckenstufe ähnliche Größenordnungen aufweisen. Stellt man die Effektivitäten der beiden Anlagentypen gegenüber, ergibt sich für die Kombinationsbauwerke eine wirkungsvollere Rückhaltung von Schmutzstoffen.

Tabelle 3.8: Spanne der frachtbezogenen Wirkungsgrade und Gesamtfrachtwirkungsgrade für Durchlaufbecken im Nebenschluss (inkl. TB) mit konventionellen bzw. mit hydrodynamischen Abscheidern als Trennbauwerken in anderen Untersuchungen

Standort	Neureut ¹	N.N. ²	Schwerte- Westhofen ³	Ruhrinsel Raffelberg ³
Bauwerkstyp	DB im Nebenschluss inkl. TB		Kombinationsbauwerke	
CSB (Min.–Max.) [%]	–	34,9 – 96,9	83,3 – 89,3	–
CSB (Gesamt) [%]	–	69,3	86,2	–
Beprobte Ereignisse	–	10	2	–
AFS (Min.–Max.) [%]	77,8 – 95,0	–	–	84,5 – 85,6
AFS (Gesamt) [%]	86,1	–	–	85,1
Beprobte Ereignisse	3	–	–	3
ASS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	93,3 – 96,0
ASS (Gesamt) [%]	–	–	–	94,5
Beprobte Ereignisse	–	–	–	3
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	–	82,2 – 87,3	–
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	–	84,6	–
Beprobte Ereignisse	–	–	2	–

¹ Schäfer, M.; Hahn, H. H.; Xantopoulos, C. (1997)

² Rietsch (2001)

³ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

Tabelle 3.9: Spannen der Effektivitäten und Gesamteffektivitäten für Durchlaufbecken im Nebenschluss (inkl. TB) und für Kombinationsbauwerke aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken in anderen Untersuchungen

Standort	Neureut ¹	N.N. ²	Schwerte- Westhofen ²	Ruhrinsel Raffelberg ²
Bauwerkstyp	DB im Nebenschluss inkl. TB		Kombinationsbauwerke	
CSB (Min.–Max.) [%]	–	1,4 – 65,3	31,0 – 35,3	–
CSB (Gesamt) [%]	–	19,3	32,5	–
Beprobte Ereignisse	–	10	2	–
AFS (Min.–Max.) [%]	13,4 – 29,6	–	–	35,9 – 45,6
AFS (Gesamt) [%]	23,7	–	–	35,5
Beprobte Ereignisse	3	–	–	3
ASS (Min.–Max.) [%]	–	–	–	48,1 – 53,6
ASS (Gesamt) [%]	–	–	–	45,3
Beprobte Ereignisse	–	–	–	3
NH ₄ -N (Min.–Max.) [%]	–	–	21,6 – 31,5	–
NH ₄ -N (Gesamt) [%]	–	–	30,8	–
Beprobte Ereignisse	–	–	2	–

¹ Schäfer, M.; Hahn, H. H.; Xantopoulos, C. (1997)

² Rietsch (2001)

³ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

3.4 Grundlagen der konzentrationsbezogenen Bilanzierung

Eine weitere Möglichkeit der Einstufung der Reinigungswirkung von Regenwasserbehandlungsanlagen im Mischsystem bietet die Berechnung der auftretenden konzentrationsbezogenen Wirkungsgrade. Da durch Mischwasserentlastungen auch hohe Entlastungskonzentrationen zu kritischen Belastungssituationen von Gewässern führen können, ist eine Beurteilung der Auswirkung von Behandlungsmaßnahmen auf Abflusskonzentrationen nicht zu vernachlässigen.

Einen Ansatz hierzu bietet der Konzentrationswirkungsgrad, den Brombach (1987) vorschlägt (vgl. Gl. 3.7). Mit Hilfe dieses Wirkungsgrads kann die Aufkonzentrierung infolge der Frachtanreicherung im Ablauf von Behandlungsanlagen betrachtet werden.

Da bei der durchgeführten Untersuchung jedoch eher die Entwicklung der Konzentrationen entlang des Strömungswegs in das als Vorfluter dienende Gewässer interessant ist, wird auf eine nähere Auseinandersetzung mit diesem Konzentrationswirkungsgrad verzichtet.

$$\eta_{C,S,Brombach} = \frac{\bar{c}_{S,AB}}{\bar{c}_{S,ZU}} = \frac{\frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{AB,i} \cdot \bar{c}_{S,AB,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i}}}{\frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i} \cdot \bar{c}_{S,ZU,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i}}} \quad (3.7)$$

Mit:

$\eta_{C,S,Brombach}$: Konzentrationswirkungsgrad nach Brombach (1987) [%]

$\bar{c}_{S,AB,i}$: Mittlere Ablaufkonzentration im Zeitintervall i [mg/l]

$\bar{c}_{S,ZU,i}$: Mittlere Zulaufkonzentration im Zeitintervall i [mg/l]

$\bar{Q}_{AB,i}$: Mittlere Ablaufmenge im Zeitintervall i [l/s]

$\bar{Q}_{ZU,i}$: Mittlere Zulaufmenge im Zeitintervall i [l/s]

n: Anzahl der Zeitintervalle i innerhalb des Bilanzierungszeitraums [-]

Eine bessere Möglichkeit, den Konzentrationsrückgang infolge von Behandlungsmaßnahmen vom Zulauf zum Überlauf ins Gewässer zu veranschaulichen, bietet der Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967) (s. Gl. 3.8). Dieser Wirkungsgrad setzt den Konzentrationsunterschied zwischen der mittleren Zulauf- und der mittleren Überlaufkonzentration ins Verhältnis zur mittleren Zulaufkonzentration. Er repräsentiert somit die relative mittlere Änderung der Konzentration durch die Behandlung, bezogen auf den Anlagenüberlauf.

$$\eta_{C,S,Smisson} = \frac{\bar{c}_{S,ZU} - \bar{c}_{S,U}}{\bar{c}_{S,ZU}} = \frac{\frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i} \cdot \bar{c}_{S,ZU,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i}} - \frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{U,i} \cdot \bar{c}_{S,U,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{U,i}}}{\frac{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i} \cdot \bar{c}_{S,ZU,i}}{\sum_{i=1}^n \bar{Q}_{ZU,i}}} \quad (3.8)$$

Mit:

$\eta_{C,S,Smisson}$: Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967) [%]

$\bar{c}_{S,ZU,i}$: Mittlere Zulaufkonzentration im Zeitintervall i [mg/l]

$\bar{c}_{S,U,i}$: Mittlere Überlaufkonzentration im Zeitintervall i [mg/l]

$\bar{Q}_{AB,i}$: Mittlere Ablaufmenge im Zeitintervall i [l/s]

$\bar{Q}_{ZU,i}$: Mittlere Zulaufmenge im Zeitintervall i [l/s]

n: Anzahl der Zeitintervalle i innerhalb des Bilanzierungszeitraums [-]

Eine Auswahl von Konzentrationswirkungsgraden nach Smisson (1967), die im Rahmen anderer Untersuchungen von hydrodynamischen Abscheidern in Mischsystemen ermittelt wurden, ist aus Tabelle 3.10 ersichtlich. Bei allen Stoffen und Parametern fällt auf, dass die Spanne der Konzentrationswirkungsgrade von einer Konzentrationsanreicherung im Überlauf bis zu einer Konzentrationsanreicherung im Ablauf eine ähnliche Größenordnung erreicht. Bei den von Geiger und Hübner (1994) beprobten hydrodynamischen Abscheidern in Schwerte-Westhofen und auf der Ruhrinsel Raffelberg ergibt sich sogar für den Gesamtkonzentrationswirkungsgrad bei allen Ereignissen eine Konzentrationsanreicherung im Überlauf. Dies könnte auf Ungenauigkeiten bei der Wahl des Bilanzierungszeitraums zurückzuführen sein.

Die Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Durchlaufbecken im Nebenschluss sowie Kombinationsbauwerke aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken in den Tabellen 3.11 und 3.12, belegen - bis auf einige Ausnahmen - die beträchtliche Wirkung der Anlagen als „Konzentrationspuffer“.

Tabelle 3.10: Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für hydrodynamische Abscheider in anderen Untersuchungen

Standort	Tengen ¹	Schwerte-Westhofen ²	Ruhrinsel Raffelberg ²
CSB (Min.–Max.)	-15,7% – 55,2%	-16,7% – 16,7%	-28,4% – 33,7%
CSB (Gesamt)	4,9%	-4,9%	-1,2%
Beprobte Ereignisse	5	12	16
AFS (Min.–Max.)	6,5% – 51,2%	-26,3% – 12,4	-27,6% – 37,5%
AFS (Gesamt)	10,9%	26,9%	1,9%
Beprobte Ereignisse	5	11	21
ASS (Min.–Max.)	-17,7% – 80,3%	–	-25,9% – 61,9%
ASS (Gesamt)	9,7%	–	7,2%
Beprobte Ereignisse	5	–	20
NH ₄ -N (Min.–Max.)	–	-25,7% – 17,5%	17,6%
NH ₄ -N (Gesamt)	–	12,4	17,6%
Beprobte Ereignisse	–	9	1

¹ Brombach et al. (1992)

² Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

Tabelle 3.11: Spannen der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Durchlaufbecken im Nebenschluss in anderen Untersuchungen

Standort	Schwerte- Westhofen ¹	Ruhrinsel Raffelberg ¹	Neureut ²	Etzenroth ²
CSB (Min.–Max.)	15,0% – 41,7%	–	–	–
CSB (Gesamt)	38,6%	–	37,1%	-40,4%
Beprobte Ereignisse	2	–	6	3
AFS (Min.–Max.)	–	22,1% – 44,2%	–	–
AFS (Gesamt)	–	37,6	64,3%	20,9%
Beprobte Ereignisse	–	3	6	3
ASS (Min.–Max.)	–	69,9% – 75,0%	–	–
ASS (Gesamt)	–	73,5%	80,0%	46,3
Beprobte Ereignisse	–	3	6	3
NH ₄ -N (Min.–Max.)	17,4% – 36,3%	–	–	–
NH ₄ -N (Gesamt)	33,2%	–	-10,3%	-9,7%
Beprobte Ereignisse	2	–	6	3
GV (Min.–Max.)	–	–	–	–
GV (Gesamt)	–	–	-20,5%	-6,3%
Beprobte Ereignisse	–	–	6	3

¹ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

² Brombach und Michelbach (1997)

Tabelle 3.12: Spannen der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Kombinationsbauwerke aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken in anderen Untersuchungen

Standort	Schwerte- Westhofen ¹	Ruhrinsel Raffelberg ¹	Niederhofen ²
CSB (Min.–Max.)	26,1% – 46,4%	–	–
CSB (Gesamt)	42,9%	–	37,3%
Beprobte Ereignisse	2	–	7
AFS (Min.–Max.)	–	37,8% – 51,1%	–
AFS (Gesamt)	–	45,1%	–
Beprobte Ereignisse	–	3	–
ASS (Min.–Max.)	–	71,7% – 87,6%	–
ASS (Gesamt)	–	81,1%	73,2%
Beprobte Ereignisse	–	3	7
NH ₄ -N (Min.–Max.)	11,7% – 42,8%	–	–
NH ₄ -N (Gesamt)	35,9%	–	-14,8%
Beprobte Ereignisse	2	–	7

¹ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

² Brombach und Michelbach (1997)

Für kritische Gewässerbelastungen sind in starkem Maße kurzfristig auftretende Konzentrationsspitzen ausschlaggebend. Daher kann auch der auf die Maximalkonzentration

onen bezogene Wirkungsgrad interessant sein (vgl. Gl. 3.9). Dieser Wirkungsgrad orientiert sich an der Definition des Konzentrationswirkungsgrads nach Smisson (1967), mit dem Unterschied, dass statt der mittleren Konzentrationen die maximal auftretenden Werte angesetzt werden.

$$\eta_{C,S,max} = \frac{C_{S,ZU,max} - C_{S,\ddot{U},max}}{C_{S,ZU,max}} \quad (3.9)$$

Mit:

$\eta_{C,S,max}$: Wirkungsgrad bezogen auf Maximalkonzentrationen im Bilanzierungszeitraum [%]

$\bar{C}_{S,ZU,max}$: Maximale Zulaufkonzentration im Bilanzierungszeitraum [mg/l]

$\bar{C}_{S,\ddot{U},i}$: Maximale Überlaufkonzentration im Bilanzierungszeitraum [mg/l]

Leider stehen im Rahmen der dokumentierten Ergebnisse anderer Untersuchungen keine Informationen zu Maximalkonzentrationen im Zulauf der Anlagen zur Verfügung. Daher ist keine Auswertung des auf Maximalkonzentrationen bezogenen Wirkungsgrades möglich. Als Vergleichswerte können aber die in anderen Untersuchungen gemessenen maximalen Überlaufkonzentrationen dienen, die in Tabelle 3.13 aufgeführt sind.

Ein allgemeines Problem bei der Zusammenstellung von Vergleichswerten für Wirkungsgrade und Effektivitäten großtechnischer Anlagen in der Literatur stellt die Datenbasis dar, auf der die jeweiligen Auswertungen beruhen. Meist stehen nur Ergebnisse für wenige beprobte Ereignisse zur Verfügung. Informationen zur Dynamik der hydraulischen und stofflichen Belastungen, die während der ausgewerteten Mischwasserbeschickungsereignisse auftraten, sind meist nicht verfügbar. Neben den bereits erwähnten Schwierigkeiten bei der Wahl des maßgebenden Bilanzierungszeitraums stellen die Totzeiten zwischen den Probennahmen ein Problem bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsermittlung dar. Während die Messung von Abflüssen meist in recht feiner Diskretisierung vorliegt, werden die Proben zur Konzentrations- und Frachtbestimmung oft nur in einem Zeitabstand von mehreren Minuten genommen. Hier könnte der Einsatz der in immer ausgereifterer Form verfügbaren Onlinemesstechnik zur Erfassung der Abflussqualität bei zukünftigen Untersuchungen der Rückhaltewirkung von Bauwerken zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem eine wachsende Rolle spielen.

Tabelle 3.13: Mittlere und maximale Entlastungskonzentrationen für Durchlaufbecken und Kombinationsbauwerke aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken in anderen Untersuchungen

Standort	Kadenbach ¹	Arzbach ¹	Neureut ²	Etzenroth ²	Niederhofen ²	Schwerte-Westhofen ³	Ruhrinsel Raffelberg ³
Bauwerkstyp	DB im Hauptschluss		DB im Nebenschluss		Kombinationsbauwerke		
CSB (Max.) [mg/l]	144	137	–	–	–	–	–
CSB (Mittel) [mg/l]	34	40	104	90,3	95	65	–
Beprobte Ereignisse	67	28	6	3	7	2	–
AFS (Max.) [mg/l]	650	870	–	–	–	–	–
AFS (Mittel) [mg/l]	134	89	92	112	–	–	133
Beprobte Ereignisse	67	28	6	3	–	–	3
ASS (Max.) [ml/l]	–	–	–	–	–	–	–
ASS (Mittel) [ml/l]	–	–	0,8	1,4	0,6	–	1,8
Beprobte Ereignisse	–	–	6	3	7	–	3
pH (Max.) [-]	7,7	7,5	–	–	–	–	–
pH (Mittel) [-]	7,0	7,0	7,1	6,6	7,3	–	–
Beprobte Ereignisse	67	28	6	3	7	–	–
NH ₄ -N (Max.) [mg/l]	5,9	6,9	–	–	–	–	–
NH ₄ -N (Mittel) [mg/l]	1,7	2,1	6,0	2,8	3,0	2,4	–
Beprobte Ereignisse	67	28	6	3	7	2	–
GV Max.) [mg/l]	520	830	–	–	–	–	–
GV (Mittel) [mg/l]	124	84	52	65	–	–	–
Beprobte Ereignisse	67	28	6	3	–	–	–

¹ Fischer (1998)

² Brombach und Michelbach (1997)

³ Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

3.5 Bewertung der vorliegenden Erkenntnisse

Im Vergleich zu der Anzahl an Bauwerken zur Mischwasserbehandlung, die alleine in der Bundesrepublik Deutschland in Betrieb sind, liegen nur relativ wenige Untersuchungen zu deren Rückhalte- und Reinigungswirkung vor. Anhand des frachtbezogenen Wirkungsgrads kann die Rückhaltewirkung verschiedener Bauwerke miteinander verglichen werden. Mit Hilfe der Effektivität kann ermittelt werden in welchem Umfang zusätzlich zur Rückhaltung eine Reinigungswirkung auftritt, die über eine Aufteilung des Abflussvolumens hinausgeht. Um eine bessere, vergleichende Einstufung der vorhandenen Wirkung verschiedener Bauwerke vorzunehmen, kann die Angabe des jeweils vorhandenen spezifischen Speichervolumens sinnvoll sein. Das spezifische Speichervolumen ist allerdings in vielen Fällen nicht angegeben oder bei vorentlasteten Zuflüssen zu den Bauwerken wenig aussagekräftig. Daher wird auf dessen Angabe hier verzichtet. Ein detaillierter Vergleich der Bauwerkswirkungen wird auch dadurch erschwert, dass die Anzahl, Dauer und Stärke der Mischwasserzuflussereignisse, die den Berechnun-

gen der einzelnen Studien zugrunde liegen, sehr unterschiedlich ist. Eine vergleichende qualitative Wertung ist dennoch möglich.

Es zeigt sich, dass die frachtbezogenen Wirkungsgrade der verschiedenen Bauwerke eines Typs in Bezug auf einen Stoffparameter häufig eine ähnliche Größenordnung aufweisen. Dies gilt auch für die frachtbezogenen Effektivitäten. Insbesondere bei den hydrodynamischen Abscheidern trägt dabei der gleiche Bilanzierungsansatz, den Geiger und Hübner (1994) und Brombach et al. (1993) gewählt haben, zur Vergleichbarkeit bei. Aufgrund des von Alkhaddar et al. (1999) festgestellten Unterschieds zwischen hydraulischer und stofflicher Aufenthaltszeit zum Einen und der Differenz zwischen überlauf- und ablaufbezogener stofflicher Aufenthaltszeit zum Anderen können die berechneten Absolutwerte allerdings fehlerhaft sein. Die Gesamtwirkungsgrade und die Gesamteffektivitäten der Durchlaufbecken im Nebenschluss, die aus den aufgeführten Untersuchungen hervorgehen, sind durchaus miteinander vergleichbar, da sowohl die berücksichtigten Stoffströme als auch die eingehenden Bilanzierungszeiten unter gleichen Gesichtspunkten gewählt sind. Dies gilt nicht für das Verhalten der Durchlaufbecken während der Sedimentationsphase, da Unterschiede beim Ansatz der Fangphase bestehen.

Konzentrationsbezogene Wirkungsgrade unter Ansatz mittlerer Konzentrationen sind bei der Beurteilung der Rückhaltewirkung wenig hilfreich, da die Volumenanteile der jeweiligen Stoffströme nicht in die Bewertung eingehen. Sinnvoll könnte die Angabe eines Wirkungsgrades bezogen auf die Maximalkonzentrationen sein, insbesondere wenn zur Einhaltung einer bestimmten Gewässerqualität eine spezifische maximale Emissionskonzentration festgelegt wird. Liegen zusätzlich Informationen zu den Konzentrationsspitzen im Zulauf einer Anlage vor, könnte die Einhaltung eines Maximalkonzentrationswirkungsgrads zur Gewährleistung der Gewässerqualität gefordert werden.

4. Regenüberlaufbecken Bexbach/Rothmühle

4.1 Einzugsgebiet des RÜB Bexbach/Rothmühle

Das kanalisierte Einzugsgebiet der Regenwasserbehandlungsanlage RÜB Bexbach/Rothmühle, dessen Konzeption und Betrieb in Abschnitt 4.4 beschrieben wird, umfasst nach N.N. (1995) eine Fläche von rund 512 ha. Davon werden etwa 40 ha im Trennsystem entwässert. Von den übrigen 472 ha, die im Mischsystem entwässert werden, sind rund 226 ha befestigt. Das kanalisierte Einzugsgebiet liegt in der Gemarkung der Stadt Bexbach und verteilt sich auf deren Ortsteile Bexbach, Oberbexbach sowie Frankenholz. Jüngste Erhebungen ergeben für das Gebiet eine Einwohnerzahl von 13.752 sowie einen industriell/gewerblichen Abwasseranfall von 1.100 EGW (Priebe, 2002).

Tabelle 4.1: Daten des Einzugsgebiets Bexbach (N.N., 1995; Priebe, 2002)

$A_{E,k}$	$A_{E,b}$	$A_{E,Tr}$	I_G	E	EGW
ha	ha	ha	n. A 118	-	-
512	472	40	2 / 3	13.752	1.100

Nach der Siedlungsstruktur ist das Einzugsgebiet als suburban bis ländlich einzustufen. Die an die Kanalisation angeschlossenen Flächen sind den Geländeneigungsgruppen 2 und 3 zuzuordnen (mittleres Geländegefälle zwischen 1% und 4% bzw. 4% bis 10%). Die längste Fließzeit im Entwässerungssystem beträgt etwa 60 Minuten. Die Zuflüsse zur betrachteten Regenwasserbehandlungsanlage sind durch drei Stauraumkanäle mit einem Gesamtspeichervolumen von 201 m³ sowie durch 15 Regenüberläufe vorentlastet. Alle Entlastungsbauwerke entlasten direkt oder indirekt in den Bexbach. Die Bemessung der Drosselabflüsse der Regenüberläufe orientiert sich aufgrund der Gewässersituation des Bexbachs an dem jeweiligen kritischen Mischwasserabfluss. Die kritischen Regenspenden, auf denen die Drosselabflüsse basieren, schwanken dabei zwischen 10 und 15 l/(s ha_{A_{E,b}}). Die Drosselabflüsse der drei vorhandenen Stauraumkanäle sind auf relativ hohe Regenabflussspenden q_r zwischen 3,7 und 9,1 l/(s ha) eingestellt.

Direkt an das untersuchte Regenüberlaufbecken ist eine kanalisierte Fläche von ca. 26 ha ohne Vorentlastung angeschlossen, wovon lediglich rund 4 ha im Mischsystem entwässert werden. Die an das Bauwerk angeschlossene, nicht vorentlastete befestigte Fläche beträgt nur ca. 2,5 ha.

4.2 Abflussmengen bei Trockenwetter

4.2.1 Methodik der Bestimmung von Abflussmengen bei Trockenwetter

Die Abflüsse aus dem Einzugsgebiet bei Trockenwetter wurden mittels einer stationären Abflussbeziehung aus dem im Zulaufkanal zum RÜB Bexbach/Rozhmühle per Ultraschall gemessenen Wasserstand berechnet. Aufgrund der insbesondere bei Trockenwetter in den Nachtstunden sehr geringen Wasserstände lieferte die Ultraschallmessung der Fließgeschwindigkeiten nach dem Korrelationsverfahren keine plausiblen Werte. Deshalb konnte der Trockenwetterabfluss nicht direkt durch den Messumformer OCM Pro der Firma Nivus ermittelt werden. Es bedurfte einer Korrektur der Werte. Dazu wurde das über die stationäre Abflussbeziehung bestimmte Abflussvolumen mit dem Volumen verglichen, das vom unterhalb des Bauwerks gelegenen Pumpwerk zur Kläranlage Neunkirchen-Wellesweiler gefördert wird. Dieses Volumen ist das Ergebnis einer magnetisch induktiven Durchflussmessung (MID) mit einem Gerät des Typs Promag 44 der Firma Endress+Hauser erfasst. Da die MID unter den vorliegenden Bedingungen eine höhere Messgenauigkeit zugerechnet wird, wurden die Abflusswerte, die sich aus der stationären Abflussbeziehung im Zulauf der Anlage ergeben, mit Hilfe eines Korrekturwerts an das gepumpte Volumen angepasst. Der Korrekturwert ergibt sich aus der Wasserstandsdifferenz ΔW , um die der gemessene Wasserstand erhöht bzw. erniedrigt werden muss, damit das stationär bestimmte Zuflussvolumen mit dem berechneten Abflussvolumen in Richtung Kläranlage übereinstimmt. Für die Monate Juni, Juli und August 2002, in denen mit einer kombinierten Wasserstands-/Fließgeschwindigkeitssonde im Zulauf gemessen wurde, betrug der mittlere Korrekturwert $-0,008$ m. Abbildung 4.1 zeigt den Unterschied zwischen den direkt gemessenen Durchflusswerten und den stationär berechneten sowie den stationär berechneten korrigierten Durchflusswerten.

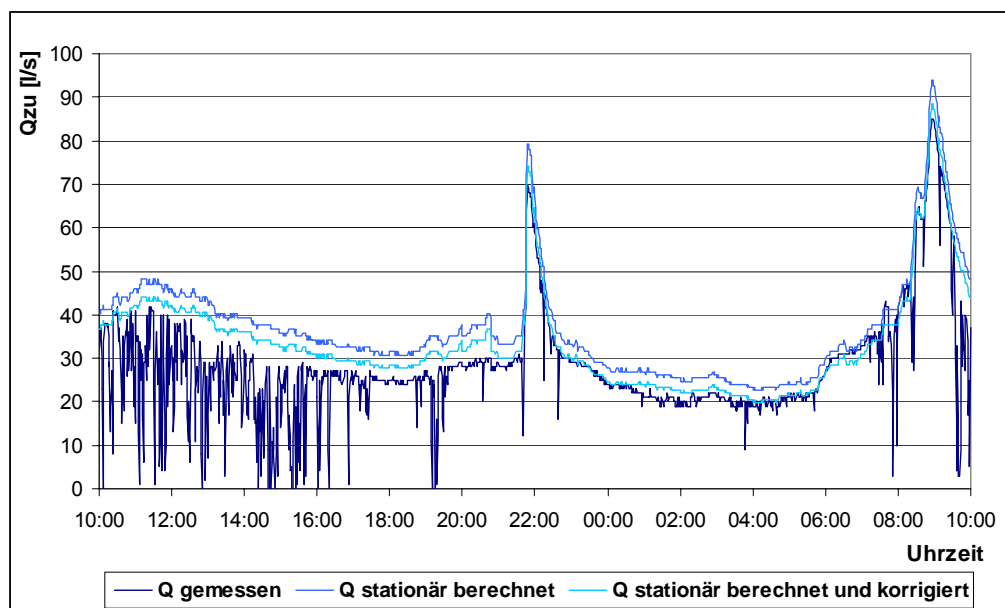


Abb. 4.1: Gemessener, stationär berechneter sowie stationär berechneter und korrigierter Trockenwetterabfluss im Verlauf des 9. Juni 2002

Es ist erkennbar, dass die Durchflussmessung bei geringen Wasserständen im Bereich bis ca. 40 l/s auffallend viele Messfehler (Nullmessungen) aufweist. In diesem Bereich ist der Unterschied zwischen Durchflussmessung und stationär berechneten Werten auch am deutlichsten ausgeprägt. Warum die Anzahl der Messfehler zeitweise auch bei geringen Wasserständen abnimmt konnte nicht geklärt werden. Bei höheren Zuflüssen, die auch während Mischwasserzuflussereignissen auftreten, verringert sich der Unterschied zwischen gemessenen und stationär berechneten Durchflusswerten. Dies belegt, dass die Durchflussmessung OCM Pro bei erhöhtem Zufluss plausible Messwerte liefert. Alle folgenden Aussagen zu Trockenwetterabflussmengen in den Sommermonaten 2002 beziehen sich auf die korrigierten Abflusswerte.

Nach der Montage von zwei getrennten Sonden zur Messung des Wasserstands und der Fließgeschwindigkeit im Zulauf der Anlage im Dezember 2002 wurde die Wasserstandsmessung so kalibriert, dass der Korrekturwert entfallen konnte.

4.2.2 Tagesgänge der Abflusswerte bei Trockenwetter

Entsprechend der Charakteristik des Einzugsgebiets weisen die Tagesgänge der Abflüsse bei Trockenwetter zum einen Verläufe auf, die eher städtischen Gebieten zugeordnet werden, zum anderen aber auch Eigenschaften vornehmlich ländlicher Gebiete. In Abbildung 4.2 sind die Trockenwettertagesgänge des Abflusses zweier langer Trockenwetterperioden als Minutenmittelwerte aufgetragen. Vor diesen Trockenperioden vom 9. bis 18. Juni 2002 und vom 4. bis 14. Dezember 2002 lagen weitere 4 bzw. 2 Tage ohne nennenswerte Niederschläge.

An einigen Vormittagen, wie z.B. am 12. Juni und am 5. Dezember 2002, sind ausgeprägte Abflussspitzen zu erkennen. Maximalabflüsse, die in dieser Größenordnung vom Tagesmittel abweichen, werden bei täglicher Wiederkehr eher ländlichen Gebieten zugeordnet. Ihr Auftreten hier lässt auf kurze Einzeleinleitungen, die wahrscheinlich gewerblich/industriellen Ursprungs sind, schließen. Die Verläufe der übrigen Tagesgänge weisen ein Abflussminimum in den frühen Morgenstunden und tagsüber ein Plateau erhöhten Abflusses auf. Ähnliche Verläufe werden städtischen bzw. großstädtischen Einzugsgebieten zugeordnet.

Weiterhin fällt auf, dass im Verlauf der Trockenperioden das Nachtminimum des Abflusses fortschreitend abnimmt. Dadurch wird der Einfluss andauernder Trockenwetterphasen auf den Fremdwasserabfluss deutlich. Das im Juni gemessene Nachtminimum liegt dabei von vornherein auf einem geringeren Niveau als die entsprechenden Werte im Dezember. Verantwortlich hierfür ist die jeweilige Niederschlagsvorgeschichte. Dies geht aus den Aufzeichnungen des nächstgelegenen Niederschlagsschreibers auf dem Gelände der Abwasserreinigungsanlage NK-Wellesweiler hervor. Innerhalb von 4 bzw. 8 Wochen vor Beginn der Messperiode im Juni registrierte dieser Niederschlagshöhen von rund 37 mm bzw. 108 mm. Dem stehen Niederschlagshöhen von rund 115 mm bzw. 312 mm in den gleichen Zeiträumen vor Beginn der Messperiode im Dezember gegenüber.

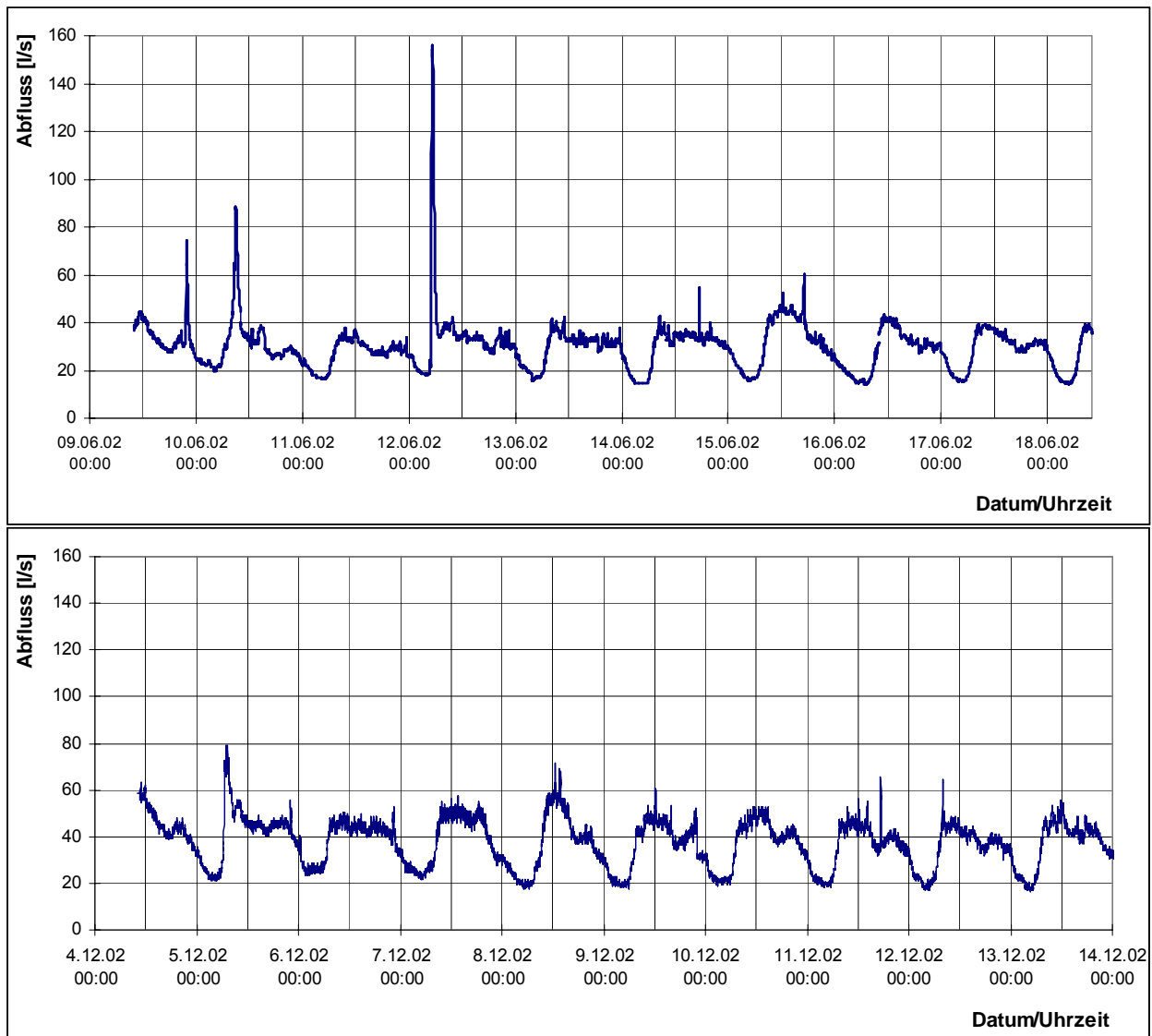


Abb. 4.2: Tagesgänge des Trockenwetterabflusses in den Zeiträumen 9. bis 18. Juni 2002 und 4. bis 14. Dezember 2002

Der eher städtisch geprägte Verlauf des Abflusses bei Trockenwetter wird durch Abbildung 4.3 bestätigt. Durch die Berücksichtigung einer aus 14 Trockenwettergängen gemittelten Ganglinie geht der Einfluss vereinzelt auftretender Abflussspitzen im Verlauf eines Tages stark zurück. Nur Abflussspitzen, die in Bezug auf das gesamte tägliche Abflussvolumen relevant sind, werden dargestellt. Vergleichswerte für den anteiligen Tagesgang des Abflusses in Bexbach liefern entsprechende Werte für einen Stadtteil von „Braunschweig BS I“, die auf der Basis von Ergebnissen einer umfangreichen Messkampagne von Oumeraci et al. (1993) und Schulz et al. (1995) berechnet wurden. Bei dem Einzugsgebiet „Braunschweig BS I“ handelt es sich um einen Stadtteil von Braunschweig, der eine ähnliche Einwohnerzahl (11.500 E), kleine Gewerbebetriebe und einen vergleichbaren Fremdwasseranteil am Trockenwetterabfluss (30%) aufweist. Aus Abbildung 3.3 geht hervor, dass die Ganglinienwerte von Bexbach und „Braunschweig BS I“ einen sehr ähnlichen Verlauf zeigen. Dies weist darauf hin, dass die Ganglinie des Trockenwetterabflusses in Bexbach einen eher urban geprägten Charakter aufweist.

Die angegebene Ganglinie für das Einzugsgebiet Bexbach resultiert dabei aus einem mittleren Verlauf des Trockenwetterabflusses für zwei komplett über Messwerte erfasste Wochen, nämlich der Zeiträume vom 9. bis 15. Juni 2002 und 4. bis 10. Dezember 2002. In diese Messperioden fallen weder Schulferien noch Feiertage. Die berücksichtigte Datengrundlage wird als ausreichend repräsentativ angesehen. Die berechnete mittlere Trockenwetterabflussganglinie kann daher als Eingangswert für die vorgesehenen Einzelereignis- und Langzeitsimulationen dienen. Weiterhin kann auf der Basis der hier ausgewerteten Trockenwetterdaten der Einfluss des Trockenwetterabflusses auf die im weiteren Projektverlauf messtechnisch erfassten Entlastungsereignisse abgeschätzt werden.

Da sich aus den in Abbildung 4.3 dargestellten Messwerten nicht auf charakteristische Verläufe für einzelne Wochentage oder Werk- bzw. Wochenendtage schließen lässt, wird auf diesbezügliche Differenzierung verzichtet.

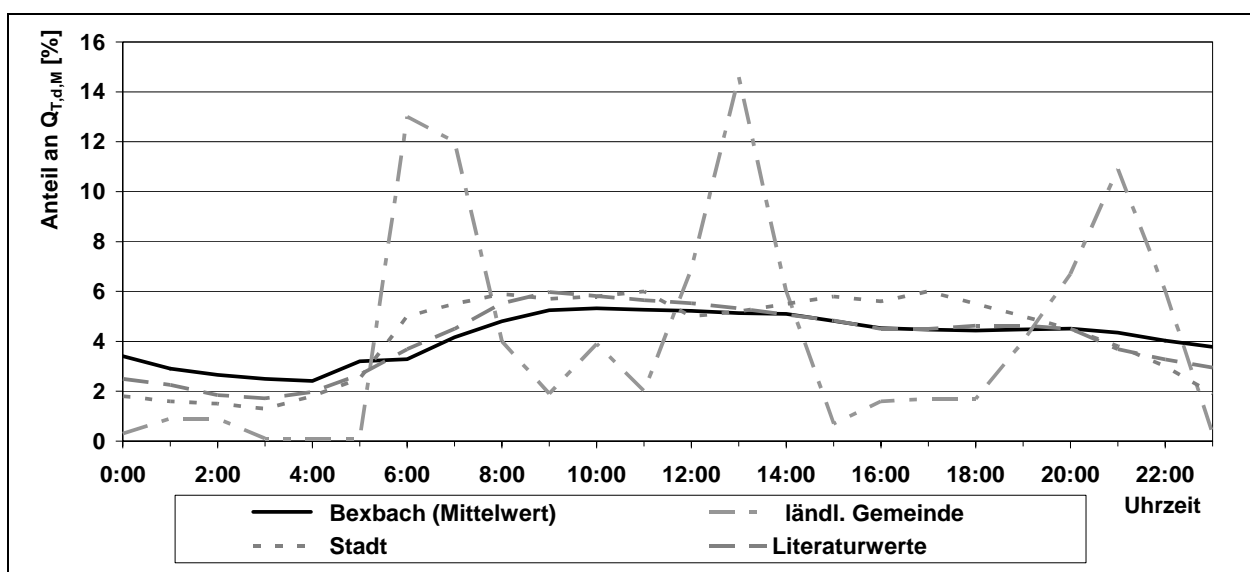


Abb. 4.3: Anteil des mittleren stündlichen am mittleren täglichen Trockenwetterabfluss im Tagesverlauf für Bexbach, eine ländliche Gemeinde, eine Stadt nach Kumpf et al. (1964) und für Literaturwerte (Oumeraci et al., 1993; Schulz et al., 1995)

4.2.3 Kennwerte der Abflüsse bei Trockenwetter

Die wesentlichen Abflusskennwerte des Trockenwetterabflusses der Stadt Bexbach für die bereits bei der Bestimmung des mittleren Abflusstagesgangs in Abschnitt 4.2.2 berücksichtigten Zeiträume sind in Tabelle 4.2 zusammengefasst.

Der Fremdwasseranfall im Beobachtungszeitraum 2003 wurde analog der Methode des gleitenden Minimums nach Brombach et al. (2001) bestimmt. Statt des minimalen Abflusses der vorangegangenen 21 Tage wird hier allerdings der geringste Abfluss des betreffenden Monats zugrunde gelegt. Es wird vorausgesetzt, dass dieser minimale Abfluss, der in der Regel nachts auftritt, sich aus dem Fremdwasserabfluss und dem minimalen täglichen Schmutzwasserabfluss zusammensetzt. Es wurde eine minimale

Schmutzwasserabflussspende von 0,3 l/(s 1000E) angesetzt. Daraus ergibt sich für den betreffenden Zeitraum ein Fremdwasserabfluss von 4 l/s. Das entspricht einem Anteil von ca. 12,5% am mittleren Trockenwetterabfluss. Dieser Wert liegt unter den Durchschnittswert in der Bundesrepublik Deutschland, der nach Brombach (2001) 29% beträgt. Der für Bexbach ermittelte Fremdwasserzuschlag zum Schmutzwasserabfluss von etwa 14% ist damit erheblich geringer als der von Brombach (2001) für das Saarland im Mittel angegebene Wert von 90%-100%.

Tabelle 4.2: Abflusskennwerte bei Trockenwetter im Jahr 2003

Mittl. TW-Abfluss	Min. TW-Abfluss	Max. TW-Abfluss	Fremdwasserabfluss	Einw.-spez. tägl. Schmutzwasseranfall	Einw.-spez. tägl. Wasserverbrauch	Spitzenwert Einw.-spez. Schmutzwasseranfall
$Q_{T,M}^1$	$Q_{T,min}^1$	$Q_{T,max}^1$	Q_F^1	$w_{S,d}^1$	w_d^3	$q_{s,x}$
l/s	l/s	l/s	l/s	l/(E d) ²	l/(E d)	l/(s 1000E) ²
32	9	62	4	145	137	3,3

¹ Werte auf volle Liter gerundet

² Bezogen auf Einwohner (E) und Einwohnergleichwerte (EGW)

³ Nach Angaben von Herrn Klein (Stadtwerke Bexbach) Wasserverbrauch in Bexbach 2001 rd. 50 m³/(E a)

Unter Berücksichtigung des Fremdwasserabflusses von 4 l/s ergibt sich ein spezifischer Schmutzwasseranfall q_s von 165 l pro Einwohner bzw. Einwohnergleichwert und Tag. Dieser Wert liegt über dem spezifischen Wasserverbrauch w_d in Bexbach, der im Jahr 2001 137 l/(E d) betrug. Der erhöhte Wert der Schmutzwasserabflussspende weist darauf hin, dass der gewerblich/industrielle Verbrauch wahrscheinlich mehr als 137 l pro Einwohnergleichwert und Tag beträgt. Der resultierende Spitzenwert der Schmutzwasserabflussspende liegt mit 3,3 l/(s 1000E) unter dem Spitzenwert von 4,0 l/(s 1000E), der in ATV A 118 (ATV, 1999a) als Faustwert genannt wird.

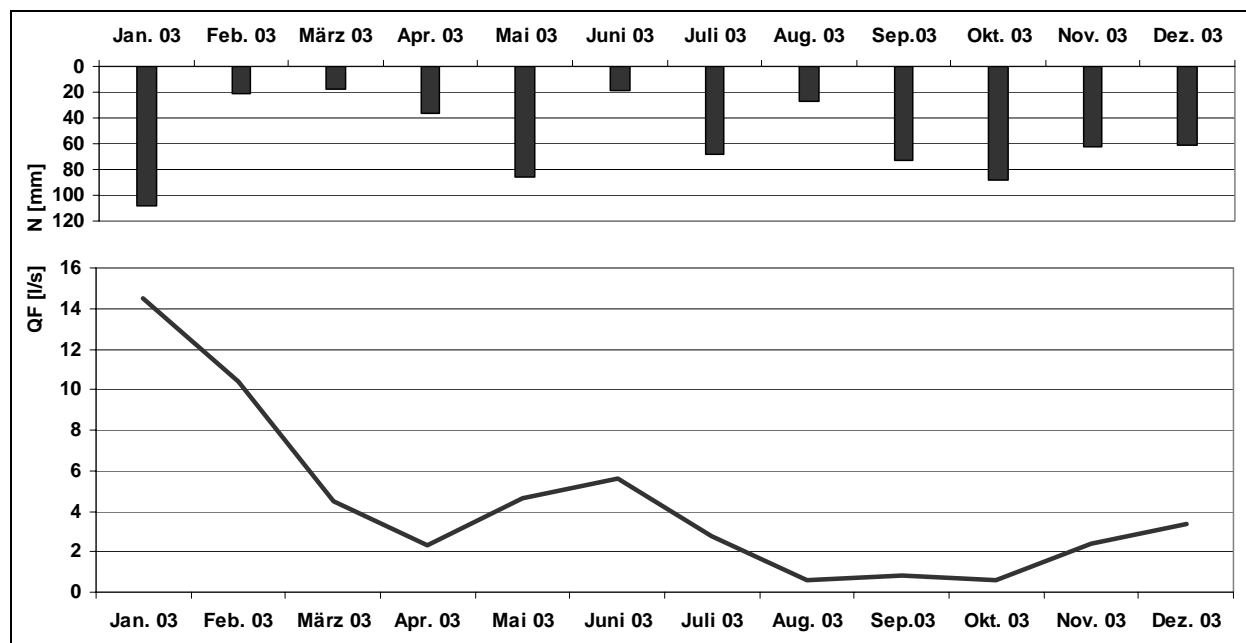


Abb. 4.4: Verlauf der Niederschlagshöhe und des Fremdwasserabflusses im Zulauf von RÜB Bexbach/Rothmühle im Jahr 2003

Die im Jahr 2003 beobachteten monatsbezogenen Fremdwasserabflüsse zeigen signifikante Schwankungen im Jahresverlauf. Dies geht aus den Angaben in Abbildung 4.4 hervor. Der Fremdwasserabfluss im Januar 2003 liegt um ein Vielfaches über dem Fremdwasserabfluss in den Sommer- und Herbstmonaten. Dieses ist auf die erhöhte Niederschlagstätigkeit im Dezember 2002 und Januar 2003, wie bereits in Abschnitt 4.2.2 beschrieben wurde, zurückzuführen.

4.3 Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses

4.3.1 Bestimmungsmethodik der Abflusszusammensetzung bei Trockenwetter

Die Beurteilung der Zusammensetzung der Trockenwetterabflüsse im Einzugsgebiet Bexbach erfolgt anhand typischer Verschmutzungsparameter für kommunales Abwasser. Eine wichtige Rolle spielt hierbei der Parameter chemischer Sauerstoffbedarf (CSB). Er umfasst organische Verbindungen und wird als maßgeblicher Parameter in einigen Richtlinien der Mischwasserbehandlung und der Abwasserreinigung (z.B. ATV, 1992 u. ATV-DVWK, 2000) genannt. Ein weiterer charakteristischer Schmutzwasserinhaltsstoff, dessen Quelle im Wesentlichen menschliche Ausscheidungen sind, ist das Ammonium (NH_4). Es ist eine leicht lösliche Verbindung und kann im Schmutzwasserabfluss in hohen Konzentrationen auftreten. Die Ammoniumkonzentrationen in Oberflächen- und Mischwasserabflüssen liegen in der Regel um ein Vielfaches unter den Schmutzwasserkonzentrationen.

Die Regenwasserbehandlung im Mischsystem nach dem derzeitigen Stand der Technik setzt ihren Schwerpunkt auf den Rückhalt von Feststoffen. Da dieser entsprechend häufig als Qualitätskriterium zur Beurteilung der Wirkung von Regenwasserbehandlungsanlagen in Mischsystemen herangezogen wurde (vgl. Abschnitt 5), umfasste das Untersuchungsprogramm auch die feststoffbezogenen Parameter abfiltrierbare Stoffe (AFS) und absetzbare Stoffe (ASS). In gewissem Umfang wurde auch dem organischen Anteil der Feststoffe (gemessen als Glühverlust GV des AFS) Aufmerksamkeit gewidmet.

Die Trockenwetterbeprobung fand im Zulauf zur Gesamtanlage statt. Dazu wurde ein gekühlter Probennehmer ASP 2000 (Firma Endress+Hauser) verwendet. Der Probennahmeschlauch auf kürzestem Weg in das Zulaufgerinne montiert, um die Gefahr von Verstopfungen zu minimieren. Bei der Auswahl des Ortes der Probennahme wurde auf eine Stelle mit möglichst gleichmäßiger Fließgeschwindigkeit ohne Schlammablagerungen geachtet. Insgesamt fand in den Jahren 2001 und 2002 eine Beprobung von 6 Tagesgängen an verschiedenen Wochentagen statt. Dabei wurden sowohl Werk- als auch Wochenendtage mit einbezogen, um mögliche Veränderungen der Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses im Wochenverlauf erfassen zu können. Ein Tagesgang umfasste einen Zeitraum von 24 Stunden. Innerhalb dieses Zeitraums wurden 12 Proben als 2-Stunden-Mischproben mit einem Probenvolumen von je 2 l genommen. Die Proben wurden vor Ort auf ihren pH-Wert und ihre Leitfähigkeit (LF) untersucht und danach umgehend in gekühlten Transportbehältern zur weiteren Analyse transportiert. Die

Analysen der fünf betrachteten Parameter (AFS, ASS, GV, CSB, NH₄) wurden nach den Vorschriften der DEV-Methodensammlung durchgeführt.

4.3.2 Tagesgänge der Abflusszusammensetzung bei Trockenwetter

Die Ganglinien der im Zulauf zum RÜB Bexbach/Rothmühle gemessenen Abflusskonzentrationen bei Trockenwetter für die verschiedenen Parameter sind in den Abbildungen 4.5 bis 4.8 dargestellt. Zum Vergleich werden entsprechende Werte herangezogen, die im Rahmen einer umfangreichen Messkampagne von Oumeraci et al. (1993) und Schulz et al. im Trockenwetterabfluss des Stadtteils „Braunschweig BS I“ gemessen wurden (vgl. Abschnitt 4.2.2).

Der Vergleich der eigenen Messwerte der AFS-Konzentrationen mit den Braunschweiger Werten in Abbildung 4.5 zeigt, dass beide in einem ähnlichen Wertebereich liegen.

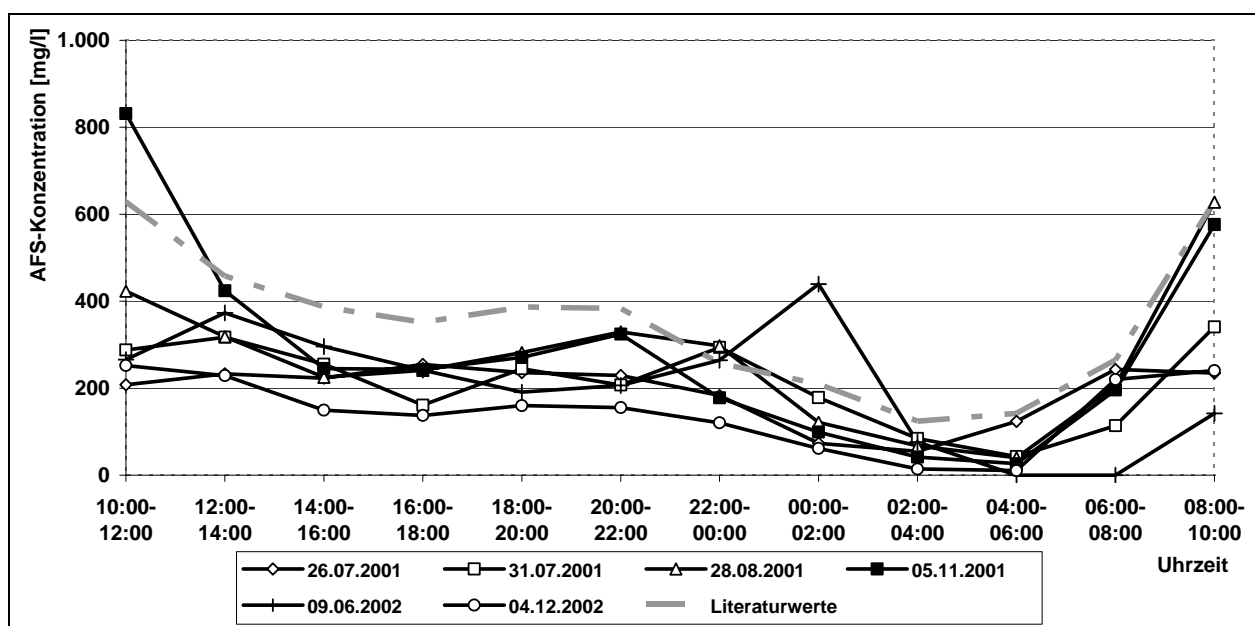


Abb. 4.5: Tagesgänge der AFS-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Oumeraci et al., 1993; Schulz et al., 1995)

Der Anteil organischer Verbindungen an den abfiltrierbaren Stoffen kann anhand des Glühverlusts (GV) erfasst werden. Eine Gegenüberstellung der Abbildungen 4.5 und 4.6 zeigt, dass die Konzentrationen an organischen Verbindungen, die partikulär vorliegen oder an Feststoffe adsorbiert sind, qualitativ einen ähnlichen Verlauf haben wie die entsprechenden AFS-Ganglinien. Dies spricht dafür, dass die Anteile organischer Verbindungen an der gesamten Feststofffracht im Tagesverlauf relativ konstant sind. Vergleichbare Literaturwerte für die Änderung des Glühverlusts im Tagesverlauf lagen nicht vor.

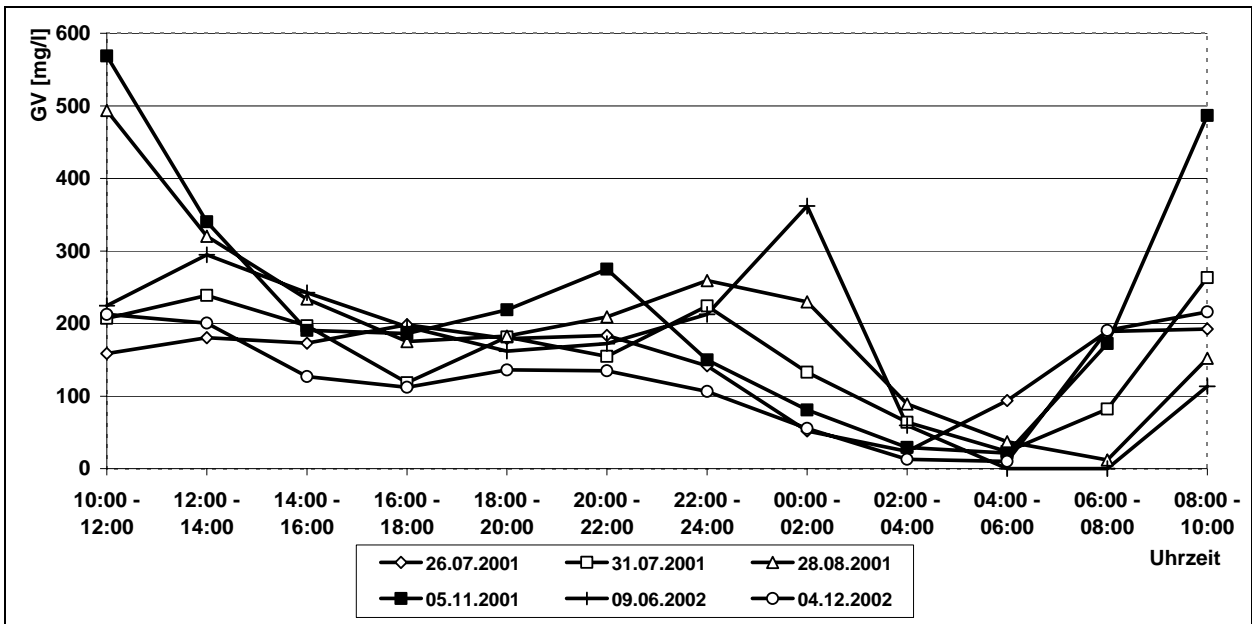


Abb. 4.6: Tagesgänge der GV-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle

Beim Vergleich der gemessenen ASS-Konzentrationen mit den Literaturdaten fällt auf, dass die täglichen Veränderungen im Untersuchungsgebiet wesentlich stärker ausgeprägt sind (s. Abb. 4.7). Dies liegt vor allem an den vielfältigen Fehlermöglichkeiten der ASS-Untersuchung, die bei der Probennahme (z.B. homogene Verteilung einer Probe auf drei Teilproben) und bei der Bestimmung (z.B. vielfältige Einflussfaktoren wie Temperatur und Zeit) auftreten.

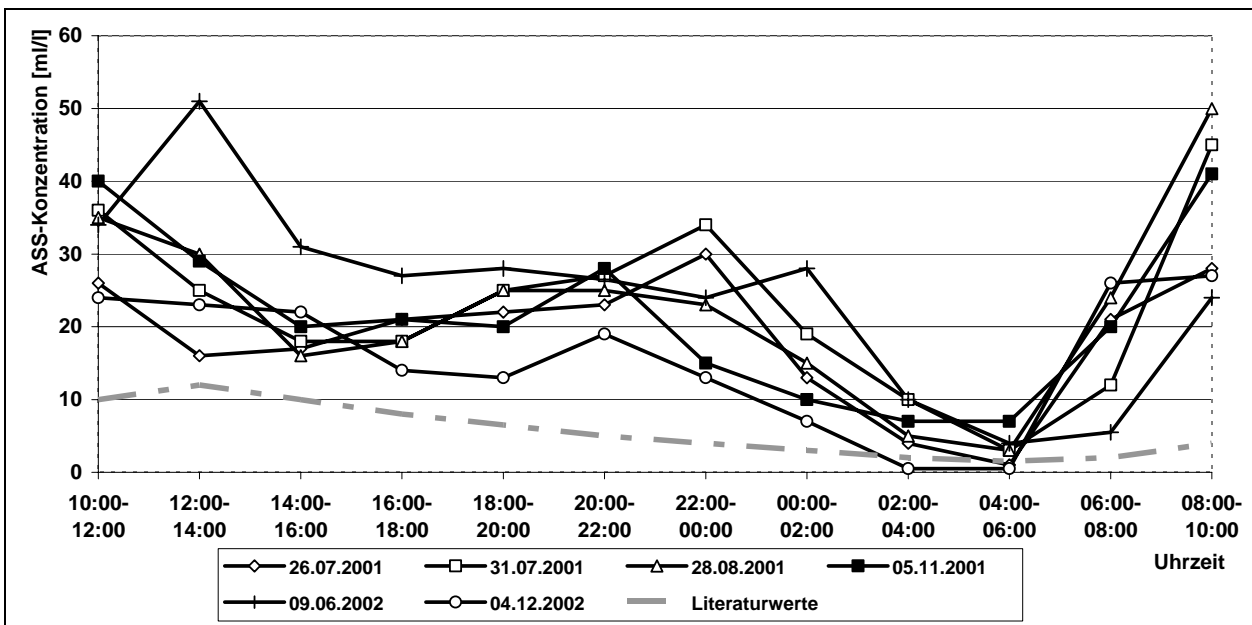


Abb. 4.7: Tagesgänge der ASS-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Imhoff, 1990)

Auch die absoluten Konzentrationen sind höher, als sie in der Literatur beschrieben werden. Ein Grund für diesen Unterschied könnte der Beprobungsort sein. Während im Untersuchungsgebiet Bexbach die Proben im Kanal und ohne Saugkorb vor der An-

saugöffnung des Probennehmerschlauchs gezogen wurden, werden Zulaufproben der Kläranlage häufig im Zulauf zur Vorklärung oder im Zulauf zur Belebung gezogen. Damit ist es möglich, dass ein Teil der absetzbaren Stoffe schon in der mechanischen Vorbehandlung entfernt wurde, was zu niedrigeren ASS-Werten im Tagesverlauf führt.

Bei den typischen Schmutzwasserparametern CSB und Ammonium liegen die ermittelten Tagesgangwerte in den Bereichen der Braunschweiger Werte (s. Abb. 4.8 u. 4.9).

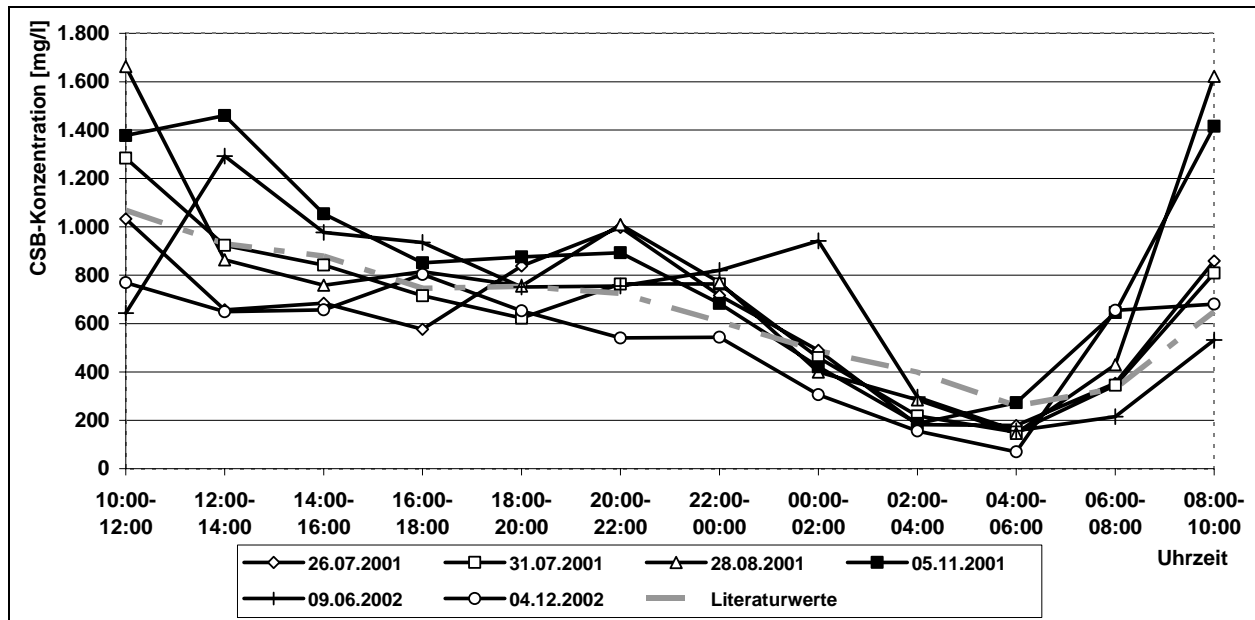


Abb. 4.8: Tagesgänge der CSB-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Oumeraci et al., 1993; Schulz et al., 1995)

Bei allen betrachteten Parameter lassen sich zu den beprobten Tagesgängen im Einzugsgebiet Bexbach die folgenden Aussagen zusammenfassen: In der Tendenz sind alle Tagesgangwerte - von Einzelwerten abgesehen - untereinander recht homogen. Kleinere Abweichungen in den Konzentrationen können durch Einzeleinleitungen, wie sie häufiger in den Nachtstunden stattfinden, auftreten. Drastische wöchentliche und jahreszeitliche Schwankungen sind nicht zu erwarten. Mehr oder weniger sind bei allen Parametern zwei Spitzen im Tagesverlauf zwischen 8:00-10:00 Uhr und 20:00-22:00 Uhr zu beobachten.

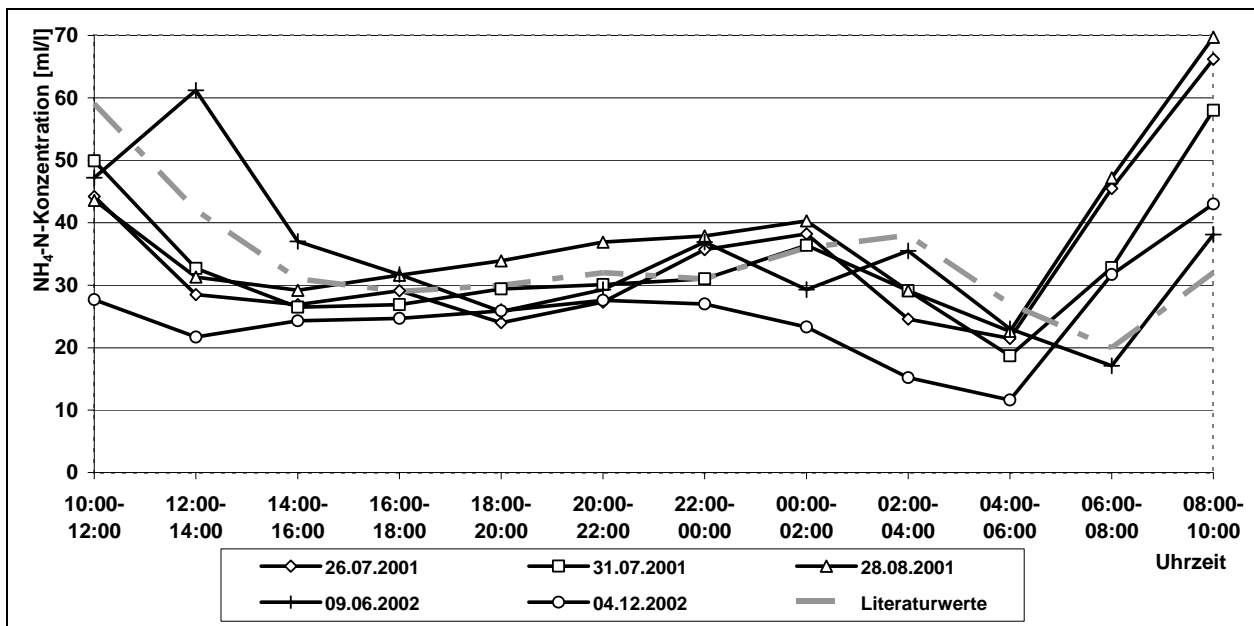


Abb. 4.9: Tagesgänge der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Trockenwetterabfluss am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturwerten (Henze et al., 1997)

4.3.3 Kennwerte der Abflusszusammensetzung bei Trockenwetter

Neben den Tagesgängen wurden mittlere Tageskonzentrationen für sechs Zuflusstage berechnet und in Tabelle 4.3 zusammengestellt. Darüber hinaus sind auch weitere Parameter wie die Leitfähigkeit, der pH-Wert und der Anteil an organischen Feststoffen (GV) aufgeführt.

Tabelle 4.3: Mittlere Tageskonzentrationen im Trockenwetterabfluss (6 Tagesgänge) am RÜB Bexbach/Rothmühle im Vergleich mit Literaturdaten

	Untersuchungsprogramm Bexbach						Abwasser, Literatur (Henze et al., 1997)		
	26.07.2001	31.07.2001	28.08.2001	05.11.2001	09.06.2002	04.12.2002	konzentriert	moderat	verdünnt
ASS [ml/l]	18	23	22	18	24	16	10	7	4
AFS [mg/l]	191	211	265	288	250	146	450	300	190
GV [mg/l]	141	154	186	230	204	128	320	210	140
CSB [mg/l]	630	658	793	845	693	540	740	530	320
$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	34	33	38	n.b.	34	25	50	30	18
LF [$\mu\text{s/cm}$]	1.072	1.115	1.054	1.080	938	775	1.200	1.000	800
pH-Wert [-]	7,6	7,7	7,8	8,0	7,9	7,6	7-8	7-8	7-8

n.b.: nicht bestimmt; LF: Leitfähigkeit

Betrachtet man die mittleren Tageskonzentrationen so ist wiederum eine vergleichsweise hohe Homogenität der Daten im Jahresverlauf zu erkennen. Lediglich der Messtag am 4. Dezember 2002 liefert etwas geringere Konzentrationsdaten bei fast allen Schmutzstoffparametern. Die Vergleichswerte für die Schmutzwasserbelastung von Henze et al.

(1997) ermöglichen eine qualitative Einstufung der Belastung des Trockenwetterabflusses aus Bexbach in konzentriertes, moderates und verdünntes Abwasser.

Insgesamt kann die Trockenwetterbelastung im Zulauf zur untersuchten Anlage RÜB Bexbach/Rothmühle für viele Qualitätsparameter als moderat bis konzentriert bezeichnet werden. Der Tagesverlauf der Trockenwetter-Konzentrationsganglinien zeigt das typische Verhalten eines vorwiegend ländlichen Einzugsgebiets. Weiterhin deuten die überwiegend hohen mittleren Tageskonzentrationen verschiedener Schmutzstoffparameter an, dass der verdünnende Fremdwassereinfluss nur von untergeordneter Bedeutung ist.

4.4 Konzeption und Betrieb des untersuchten Kombinationsbauwerks RÜB Bexbach/Rothmühle

Die untersuchte Regenwasserbehandlungsanlage in Bexbach/Rothmühle besteht aus zwei Durchlaufbecken im Nebenschluss mit zwei vorgeschalteten Wirbelabscheidern als Trennbauwerke. Ein Schema des kombinierten Bauwerks sowie die Fließwege innerhalb der Anlage unter verschiedenen Belastungsbedingungen sind in Abbildung 4.10 dargestellt. Die Wirbelabscheider weisen jeweils einen Durchmesser von 20 m, bei einem Speichervolumen von ca. 220 m³ auf. Jedes der Durchlaufbecken hat eine Breite von etwa 10 m, eine Länge von 45 m und eine mittlere Tiefe von 2,8 m. Das Volumen der beiden Becken bis OK Klärüberlaufschwelle beträgt jeweils ca. 1.300 m³.

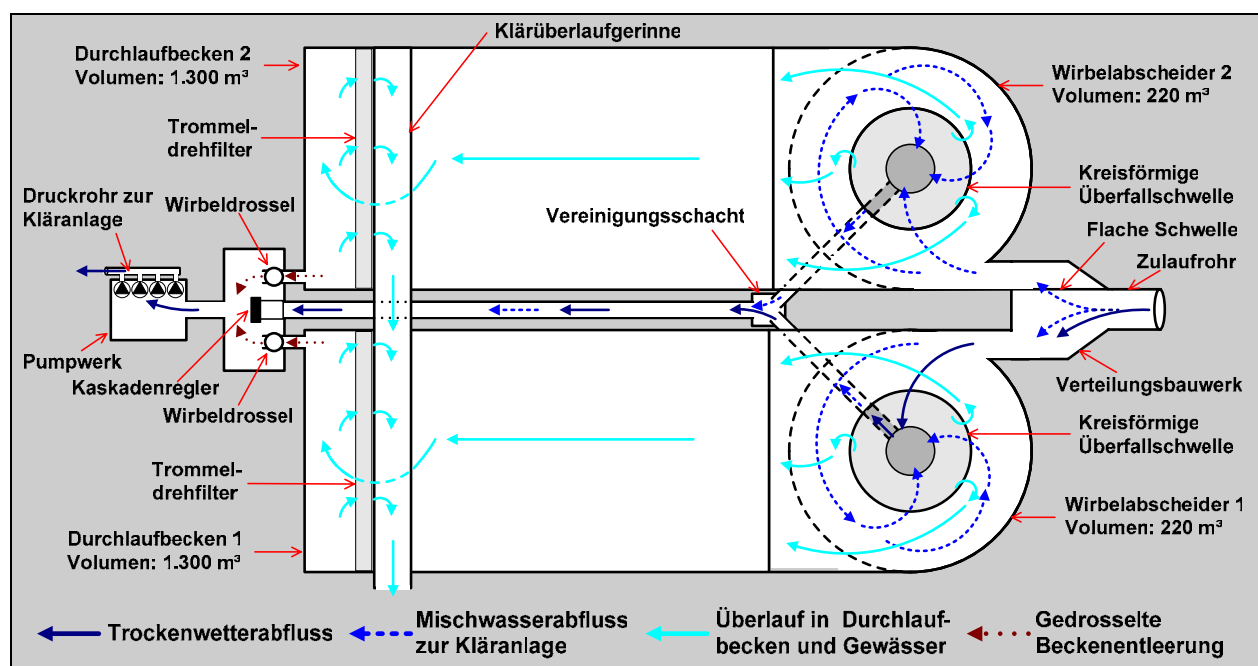


Abb. 4.10: Schema der untersuchten Regenwasserbehandlungsanlage und der internen Fließwege unter verschiedenen Belastungsbedingungen

Der Zufluss zur Anlage wird zunächst durch ein Verteilerbauwerk geleitet. Die hier vorhandene Schwelle gewährleistet, dass der Trockenwetterabfluss nur durch Wirbelabscheider 1 und über dessen Ablauf zum unterhalb liegenden Pumpwerk geleitet wird. Dadurch werden Ablagerungen bei Trockenwetter vermindert, zu denen eine gleichzei-

tige Beaufschlagung beider Wirbelabscheider führen könnte. Die Schwelle im Verteilerbauwerk, die ab einem Zufluss von ca. 200 l/s oder ab einem Wasserstand von etwa 2 m in Wirbelabscheider 1 überströmt wird, ermöglicht die Beaufschlagung von Wirbelabscheider 2 bei erhöhter Mischwasserbeschickung. Das, abgesehen von der Überfallschwelle, symmetrisch ausgeführte Verteilerbauwerk bewirkt dann eine nahezu gleichmäßige Verteilung des Zuflussvolumens auf die beiden Wirbelabscheider. Dies zeigt z.B. der kurz nach Beginn der Beschickung von Wirbelabscheider 2 nahezu identische Wasserstandsverlauf während des Mischwasserzuflussereignisses am 1. August 2002 in Abb. 4.11.

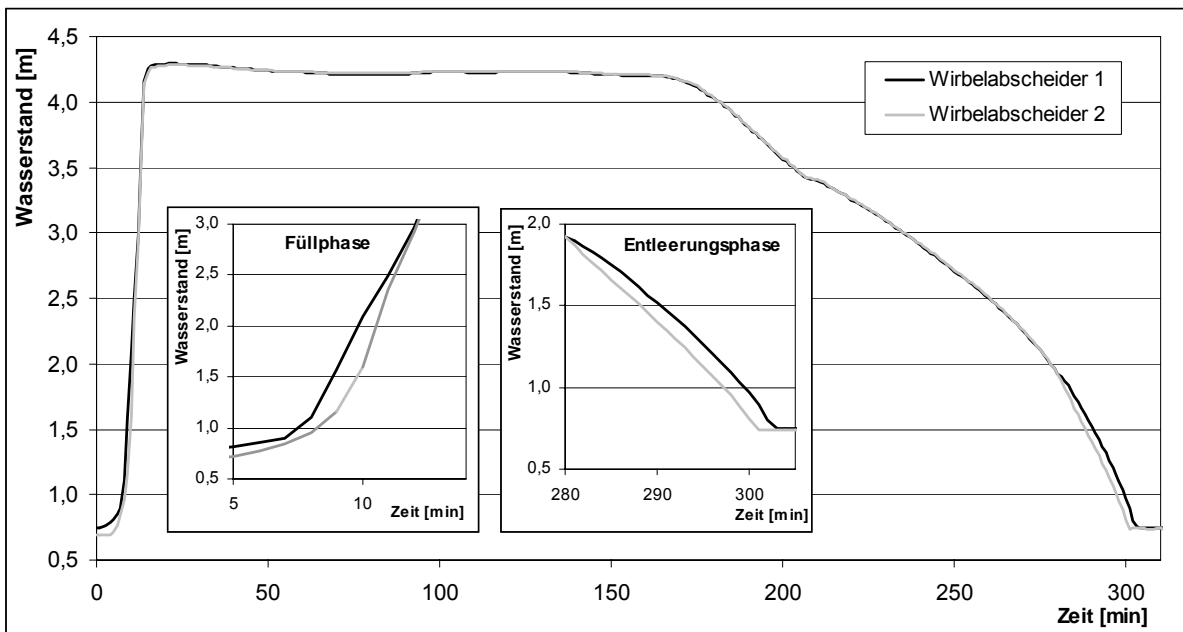


Abb. 4.11: Wasserstandsverläufe in den Wirbelabscheidern während des Mischwasserzuflussereignisses am 01.08.2002

Die Abläufe beider Wirbelabscheider werden in einem Vereinigungsschacht zusammengeführt, bevor sie zum unterhalb gelegenen Pumpwerk geleitet werden. Die in den Vereinigungsschacht mündenden Ablaufrohre der Wirbelabscheider sind mit Rückstauklappen versehen. Durch diese Rückstausicherung am Ablaufrohr von Wirbelabscheider 2 wird ein Rückfluss von Mischwasser in diesen Wirbelabscheider vom Vereinigungsschacht her zu Beginn von Mischwasserzuflussereignissen vermieden. Die Rückstauklappe am Ablaufrohr von Wirbelabscheider 1 ist aus Gründen der hydraulischen Symmetrie angebracht.

In der Wirbelabscheiderstufe der Anlage sollen insbesondere leicht absetzbare Stoffe zurückgehalten werden. Diese Rückhaltewirkung der Wirbelabscheider beruht auf den besonderen Strömungsverhältnissen in dem Bauwerk (Abschnitt 3.2, S. 26). Während eines Mischwasserzuflussereignisses werden zunächst die beiden parallel angeordneten Wirbelabscheider befüllt. Bei Regenereignissen geringer Intensität und daraus resultierenden schwächeren Mischwasserzuflüssen kommt es nur zum Einstau der Wirbelabscheiderstufe der Anlage. Insbesondere leichter absetzbare Stoffe, die sich aufgrund der Strömungsbedingungen während eines solchen Ereignisses in den Wirbelab-

scheiden absetzen, werden bei Entleerung der Wirbelabscheider durch die erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten und die daraus resultierenden Sohlschubspannungen über den Ablauf der Wirbelabscheider zum unterhalb liegenden Pumpwerk geleitet. Dadurch wird eine Ablagerung absetzbarer Stoffe in den Durchlaufbecken oder der betriebliche Aufwand zum Reinigen bzw. Spülen der Becken nach kleineren Mischwasserzuflussereignissen vermieden.

Kommt es zum Überlaufen der Wirbelabscheider, werden durch die jeweils überlaufenden Abflussvolumina die beiden im Nebenschluss angeordneten Durchlaufbecken mit vorbehandeltem Mischwasser beschickt. Sind auch die Durchlaufbecken gefüllt, werden die in den Überlaufschlitzen zum Klärüberlaufgerinne angeordneten Biegeklappen durch den hydrostatischen Wasserdruck in den Becken geöffnet und es kommt zur Entlastung in das Gewässer. Bevor das Mischwasser zu den Überlaufschlitzen gelangt, muss es die vorgeschalteten Trommeldrehfilter durchströmen. Die Trommeldrehfilter weisen eine Schlitzweite von ca. 5 mm auf und tragen zur Rückhaltung grober Schwimmstoffe bei. Sie befinden sich in der Entlastungsphase permanent in Rotation. Der Filterrückstand wird durch ebenfalls rotierende Abreinigungsbürsten von den Filtern entfernt und fällt zurück in die Becken. Neben dieser Entfernung der Schwimmstoffe, die ansonsten beim Austrag eine ästhetische Beeinträchtigung des Erscheinungsbilds von Gewässern verursachen können, soll das Durchströmen des Mischwassers durch die Becken, bevor es entlastet wird, zu einer zusätzlichen Entfernung absetzbarer Stoffe führen. Die in den Überlaufschlitzen angeordneten Biegeklappen verhindern andererseits ein Fluten der Becken im Falle eines Einstaus von der Seite des Gewässers.

Liegen nach Ende des Mischwasserzuflussereignisses im Zulauf zur Anlage wieder Trockenwetterbedingungen vor, beginnt zunächst die Entleerung der Wirbelabscheider. Diese wird durch den Leerlaufstoß, der zur Selbstreinigung der Wirbelabscheider führt, abgeschlossen. Danach werden nacheinander beide Durchlaufbecken entleert. Die Entleerung erfolgt jeweils über eine Wirbeldrossel in einen Vorschacht, der über eine kurze Haltung mit dem Sumpf des unterhalb liegenden Pumpwerks verbunden ist. Zu Beginn eines neuen Mischwasserzuflussereignisses werden die Beckenabläufe ab einem bestimmten Wasserstand in den Wirbelabscheidern wieder geschlossen. In den Vorschacht mündet auch die Haltung, die den Ablauf der beiden Wirbelabscheider vom Vereinigungsschacht aus unter den Durchlaufbecken hindurchleitet. Während der Beckenentleerung kann es insbesondere beim Ausfall einzelner Pumpen des Pumpwerks unterhalb zu einem Einstau des Vorschachts kommen.

Um unter solchen Bedingungen einen Rückfluss des Beckeninhalts bis in die Wirbelabscheider zu vermeiden, wird der Auslauf der von den Wirbelabscheidern kommenden Haltung durch einen im Vorschacht montierten, schwimmergesteuerten Schieber (Kaskadenregler) verschlossen. Der Kaskadenregler bewirkt außerdem, dass während des Mischwasserzuflusses, nach dem Einstau des Pumpensumpfs und des Vorschachts, nur so viel Abflussvolumen aus den Wirbelabscheidern in den Vorschacht nachströmen kann, wie durch die Pumpen weiter zur Kläranlage gefördert wird. Da der gepumpte Abfluss relativ genau durch eine magnetisch induktive Durchflussmessung (MID) erfasst

wird, ist dieser Effekt speziell zur Bestimmung der Abflüsse aus den beiden Wirbelabscheidern hilfreich.

Im Pumpwerk unterhalb der untersuchten Regenwasserbehandlungsanlage werden insgesamt vier parallel geschaltete Kreiselpumpen betrieben. Sie weisen jeweils einen konstanten Förderstrom auf. Bei Mischwasserzufluss sind drei dieser Pumpen in Betrieb. Eine Pumpe wird als Reserve vorgehalten. Es handelt sich um zwei Pumpen mit einer Förderleistung unter Betriebsbedingungen von je ca. 90 l/s und um zwei Pumpen mit einer Leistung von je etwa 75 l/s.

5. Messprogramm zur Untersuchung der Reinigungsleistung des Regenüberlaufbeckens Bexbach/Rothmühle

Nach dem Bau der Regenwasserbehandlungsanlage RÜB Bexbach/Rothmühle wurde eine Reihe von Einrichtungen zur Wasserstands- und Durchflussmessung an charakteristischen Punkten des Bauwerks installiert. Einen Überblick über die Verteilung der Messeinrichtungen auf die Gesamtstruktur gibt Abbildung 5.1. Die hier gemessenen Werte werden kontinuierlich an eine zentrale Speichereinheit weitergemeldet und dort als Minutenmittelwerte abgespeichert. Die Untersuchung umfasst außerdem zeitproportionale Probennahmen im Zulauf, im Vereinigungsschacht der Wirbelabscheiderabläufe, an der Ringschwelle des Wirbelabscheiders 1 und im Klärüberlauf während einer Reihe von Entlastungsereignissen (vgl. Abb. 5.1).

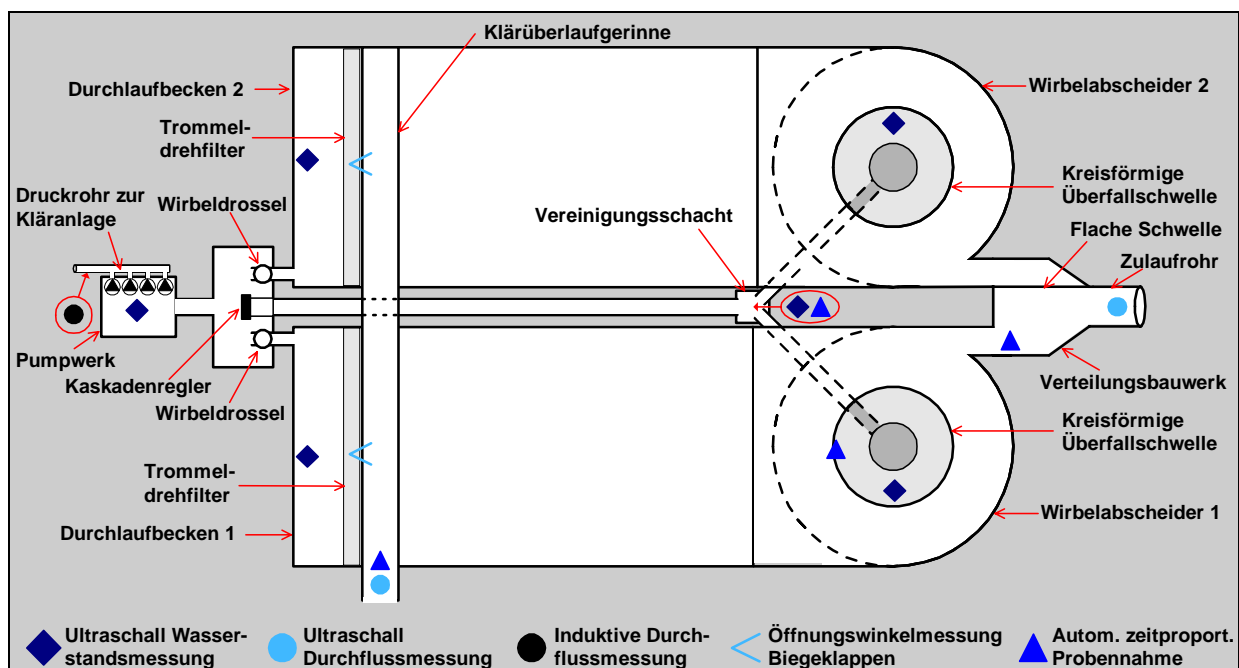


Abb. 5.1: Positionen von Wasserstands- und Durchflussmessstellen sowie Probennahmeorten am RÜB Bexbach/Rothmühle

5.1 Bestimmung der Durchflüsse bei Mischwasserzufluss

Sowohl die Zulaufmenge als auch der zur Kläranlage NK-Wellesweiler weiter gepumpte Abfluss werden direkt gemessen. Während dies im Zulaufkanal mit einem Durchflussmessgerät OCM Pro (Firma Nivus) geschieht, das auf einer Ultraschallwasserstands-messung und einer Fließgeschwindigkeitsmessung nach dem Korrelationsverfahren beruht, wird der Abfluss in der Druckleitung zur Kläranlage mittels induktiver Durchflussmessung durch das Gerät PROMAG 44 (Firma Endress+Hauser) gemessen. Aus der nach dem Dopplerverfahren im Klärüberlaufgerinne durch das Gerät OCM (Firma Nivus) gemessenen Fließgeschwindigkeit und dem ebenfalls dort gemessenen Wasserstand wird der Entlastungsabfluss berechnet. Eine weitere zu ermittelnde Abfluss-

größe stellt der Abfluss aus den Wirbelabscheidern in den Vereinigungsschacht dar. Dieser Abfluss wird in Abhängigkeit vom Belastungszustand der Anlage berechnet.

Bei freiem Auslauf des Abflusses in den Vereinigungsschacht wird die Abflussmenge aus dem Wasserstandsunterschied ΔH zwischen Wirbelabscheidern und Vereinigungsschacht berechnet. Dies geschieht unter Berücksichtigung eines funktionalen Zusammenhangs zwischen ΔH und dem Durchfluss durch die an den Ablauföffnungen im Vereinigungsschacht angebrachten Rückstauklappen FluidSwing der Firma UFT (UFT, 1999). Ist kein freier Auslauf in den Vereinigungsschacht mehr möglich, wird dies mit Hilfe einer anderen ΔH -Wirbelabscheiderablauf-Beziehung der Rückstauklappen berücksichtigt. Bei einem geringen Wasserstandsunterschied zwischen Wirbelabscheidern und Vereinigungsschacht ($\Delta H \leq 0,01$ m), der in der Regel aus einem nicht vorgesehenen Rückstau vom Pumpwerk unterhalb resultiert, ergibt sich die abfließende Wassermenge aus der Aufsummierung des gepumpten Abflusses und den aus Wasserstandsmessungen berechneten Volumenänderungen während des betrachteten Zeitintervalls im Pumpensumpf, im Vorschacht und im Vereinigungsschacht.

Die in den Wirbelabscheidern und den Durchlaufbecken gemessenen Wasserstände werden ebenfalls zur Berechnung des Verlaufs der aktivierten Speichervolumina sowie der zeitlichen Variabilität dieser Volumina verwendet. Da anhand des Wasserstands in den Wirbelabscheidern, der innerhalb der Leitbleche gemessen wird, nur ungenau auf den Wasserstand und damit die Überfallhöhe an der Ringschwelle geschlossen werden kann, führt die Anwendung der Wehrformel von Poleni zu ungenauen Ergebnissen bei der Berechnung des Überlaufvolumens der Wirbelabscheider. Auf das Überlaufvolumen wird daher mit Hilfe der zeitlichen Änderung der aktivierten Beckenvolumina sowie des Abflussvolumens über den Klärüberlauf geschlossen.

Bei den Wasserstandsmessgeräten, die in den Wirbelabscheidern, den Durchlaufbecken, dem Vereinigungsschacht und dem Pumpensumpf Verwendung finden, handelt es sich um Ultraschallsonden des Typs HydroRanger der Firma Miltronics.

5.2 Methodik der Standardbeprobung von Mischwasserzuflussereignissen

Die Bestimmung der Abflusszusammensetzung bei Mischwasserzufluss erfolgte auf der Basis automatischer zeitproportionaler Proben. Die Proben wurden im Zulauf zu Wirbelabscheider 1, hinter der Überlaufschwelle von Wirbelabscheider 1 und im Vereinigungsschacht im Bereich der Öffnung des Ablaufrohrs aus Wirbelabscheider 1 durch je einen Probennehmer des Typs ASP-Station 2000 (Firma Endress+Hauser) sowie im Klärüberlaufgerinne durch einen Probennehmer des Typs ASP-Station D2 (Firma Endress+Hauser) genommen. Die Probennahmen an den verschiedenen Bauwerkspunkten wurden dabei in Abhängigkeit von spezifischen Belastungssituationen in einzelnen Bauwerkskomponenten ausgelöst. Die Probennahme im Zulauf und im Ablauf von Wirbelabscheider 1 begann zunächst, sobald in Wirbelabscheider 1 ein Wasserstand von 1,0 m überschritten wurde. Die Probennahme endete, sobald ein Wasserstand von 0,8 m unterschritten wurde. Da dies jedoch oft zu einer Probennahme bei Ereignissen

geführt hat, die nur zu einem Einstau der Wirbelabscheiderstufe geführt haben, wurde der Einschaltzeitpunkt der Probennahme ab Herbst 2003 auf einen Wasserstand von 2 m erhöht. Die Probennahme wurde bei einem Wasserstand von 1,8 m abgeschaltet.

Die Beprobung des Wirbelabscheiderüberlaufs begann ab einem Wasserstand von 4,16 m im Wirbelabscheider und endete bei einem Wasserstand von 4,13 m. Der Beginn der Probennahme im Klärüberlauf war mit zwei Grenzbedingungen verknüpft. Die Probennahme wurde ausgelöst, wenn der Wasserstand im Becken 1 mindestens 4,17 m betrug oder wenn an der Biegeklappe 1 am ersten Klärüberlaufschlitz von Becken 1 ein Öffnungswinkel von mindestens 2° registriert wurde. Auf diese mit einer logischen Oder-Bedingung verknüpften Grenzwerte wurde zurückgegriffen, um ein Auslösen der Probennahme sicherzustellen.

Der Probennehmer wird mit erster Priorität aktiviert, wenn sich Biegeklappe 1 öffnet. Beobachtungen haben ergeben, dass diese Biegeklappe am sensibelsten auf erhöhten Beckenwasserstand reagiert und sich in aller Regel als erste öffnet. Falls sich Biegeklappe 1 infolge einer Betriebsstörung der Reinigungseinheit des vorgeschalteten Trommeldrehfilters und einer damit verbundenen Filterverlegung nicht öffnet, sollte die Probennahme spätestens ab dem vorgegebenen Beckenwasserstand beginnen. Die Probennahme im Klärüberlauf wurde deaktiviert bei einem Absinken des Beckenwasserstandes unter 4,14 m oder nach dem vollständigen Schließen von Biegeklappe 1 (Öffnungswinkel 0°). Sämtliche Grenzwertschaltungen wurden erst aktiv, wenn die Grenzwerte länger als 30 Sekunden über- bzw. unterschritten wurden.

Je Probennahmevergange wurde ein Mischwasservolumen von 500 ml gezogen und auf 24 Flaschen mit je 1 l Volumen verteilt. Bei allen beprobten Mischwasserzuflussereignissen betrug das Probennahmeintervalle 5 Minuten. Während der ersten drei beprobten Ereignisse wurde mit einem Probenvolumen von 2 l gearbeitet und es entsprechend 20-Minuten-Mischprobe analysiert. Die Auswertungen ergaben, dass Mischproben über einen solch langen Zeitraum während hochdynamischer Mischwasserbeschickungsphasen nur bedingt als Grundlage zur Berechnung der Reinigungswirkung verwendbar sind. Während 10 weiterer beprobter Ereignisse wurde Probenvolumen von 1 l gewählt, was unter den oben genannten Probennahmebedingungen 10 Minuten-Mischproben entspricht. Diese Art der Probennahme sowie das Ziehen von 2 Proben von je 500 ml Volumen alle 5 Minuten bei sechs weiteren Ereignissen führte zu Konzentrationsganglinien, die zum Zwecke der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung besser auswertbar waren.

Bei der weiteren Auswertung der Konzentrationsganglinien wurde davon ausgegangen, dass die Konzentration in den gewonnenen Mischproben jeweils für den Zeitraum von zwei Minuten vor der ersten Teilprobennahme bis drei Minuten nach der letzten Teilprobennahme der Mischprobe repräsentativ ist. Bei einer Probennahme von 1000 ml in Abständen von fünf Minuten bedeutet dies, dass die in der Probe n gemessenen Konzentrationen für die Zeitspanne von drei Minuten nach Entnahme der Probe n-1 bis zwei Minuten vor der Entnahme der Probe n+1 als mittlere Konzentrationen im Abfluss des

entsprechenden Zeitintervalls anzusetzen sind. Da nach Aktivierung der Probennahme zu Beginn eines Ereignisses fünf Minuten bis zur Entnahme der ersten Teilprobe vergehen, wird die Dauer für die erste gewonnene Konzentration als repräsentativ angesetzt und um drei Minuten bis zum Ereignisbeginn verlängert. Ähnlich wird am Ende einer Probennahme verfahren. Wurde die Probennahme am Ende eines Mischwasserzuflussereignisses aufgrund einer Grenzwertunterschreitung kurz vor Beginn einer neuen Probennahme deaktiviert, so wird die zuletzt gewonnene Mischprobe als signifikant bis zum Ereignisende angesehen.

Mit einem Probennahmezyklus von 1 l Probenvolumen alle 5 Minuten wurde eine Diskretisierungsgrenze erreicht, die aus gerätetechnischen Gründen nicht weiter verfeinert werden konnte. Einen Überblick über die beprobten Mischwasserzuflussereignisse und die entsprechende Mischprobennahme gibt Tabelle 5.1.

Nach dem Ende der Mischwasserbeschickung wurden die Proben vor Ort auf ihre Leitfähigkeit (LF) sowie ihren pH-Wert untersucht. Danach erfolgte umgehend die Umfüllung und der gekühlte Transport ins Labor des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern zur weiteren Analyse. Alle fünf weiteren Parameter (AFS, ASS, GV, CSB, NH₄) wurden nach Analysevorschriften der DEV-Methodensammlung bestimmt. Aufgrund des jeweils verfügbaren Probenvolumens bei der Auswertung der 5 bzw. 10 Minuten-Mischproben standen zur Bestimmung des absetzbaren Stoffe (ASS) statt 1 l Probenvolumen nur 500 ml zur Verfügung.

Tabelle 5.1: Übersicht über beprobte Mischwasserzuflussereignisse und jeweils gezogene Mischproben

Nr.	MW-Zuflussereignis		Mischproben
	Datum	Wirkung	min
1	10.07.2002	DBÜ	20
2	01.08.2002	DBÜ	20
3	07.08.2002	WAÜ	20
4	20.08.2002	DBÜ	10
5	02.06.2003	WAÜ	10
6	12.06.2003	WAÜ	5
7	03.07.2003I	WAÜ	5
8	03.07.2003II	WAÜ	5
9	16.07.2003	DBÜ	10
10	24.07.2003	WAÜ	10

Nr.	MW-Zuflussereignis		Mischproben
	Datum	Wirkung	min
11	30.07.2003	DBÜ	10
12	06.09.2003	DBÜ	10
13	11.09.2003	WAÜ	10
14	08.10.2003	WAÜ	10
15	13.12.2003	DBÜ	10
16	08.01.2004	DBÜ	5
17	11.01.2004	DBÜ	5
18	21.03.2004	DBÜ	5
19	10.6.2004I	DBÜ	10
20	10.6.2004II	DBÜ	10

DBÜ: Durchlaufbeckenüberlaufereignis

WAÜ: Wirbelabscheiderüberlaufereignis

5.3 Untersuchung der hydrodynamischen Abscheider- und Durchlaufbeckenstufe mit Hilfe eines Tracerversuchs

5.3.1 Grundlagen von Tracerversuchen bei der Untersuchung durchströmter Systeme

Die Beobachtung des Verhaltens von Markierungsstoffen (Tracern) innerhalb eines zu untersuchenden Systems ist eine verbreitete Methode zur Gewinnung detaillierter Erkenntnisse über in ihm ablaufende Vorgänge, die sonst nur schwer oder in begrenztem Umfang untersucht werden können. Der Anwendungsbereich solcher Tracerversuche ist breit gefächert. Er reicht von hydrologischen Untersuchungen, unter denen nach Käss et al. (1992) die hydrogeologische Beobachtung von Grundwasserströmen den größten Stellenwert einnimmt, bis zur Überprüfung von Volumenstrommessungen (ISO 9555-1, 1994), unter anderem in Kanalnetzen (Hoppe et al., 2002).

Im Bereich der siedlungswasserwirtschaftlichen Verfahrenstechnik sind Tracerversuche insbesondere zur Untersuchung der Durchströmung bzw. Aufenthaltsdauer in Vor- und Nachklärungen (z.B. Lindeborg et al., 1996), in Belebungsbecken (z.B. De Clerk et al., 1998) und in Anlagen zur Trinkwasseraufbereitung (Teefy u. Singer, 1990) durchgeführt worden. Die Untersuchung von Anlagen zur Regenwasserbehandlung mit Hilfe von Tracern beschränkte sich bisher auf den Labormaßstab. Dabei stand neben der Ermittlung der Aufenthaltszeiten (Alkhaddar et al., 1999) die Untersuchung der Feststoffrückhaltung in hydrodynamischen Abscheidern im Vordergrund (Brombach, 1987).

Vielfältig wie die Anwendungsgebiete von Tracertests sind auch die verwendeten Tracersubstanzen. Verwendet werden nach Käss et al. (1992) neben fluoreszierenden und nichtfluoreszierenden Farbstoffen auch Salze, Tenside, Geruchsstoffe, radioaktive Substanzen, Sporen, Bakterien und viele weitere Substanzen. Die Auswahl der Tracersubstanz hängt unter anderem von der zu untersuchenden Fragestellung (z.B. Fließwege, Aufenthaltszeiten) und dem zu betrachtenden Transportweg (z.B. Oberflächengewässer oder Grundwasser) ab. Entscheidend sind die Eigenschaften der Tracer, beispielsweise die Nachweisgrenze und die Gesundheits- bzw. Umweltgefährlichkeit der Substanzen ab bestimmten Konzentrationen. Vor der Applikation einer Tracersubstanz ist auch zu klären, ob dem jeweiligen Transportmedium die gewählte Tracersubstanz nicht schon aus anderen Quellen zugeführt wurde (Nullprobe).

Grundsätzlich kann man bei Tracerversuchen zwischen einer kontinuierlichen und einer diskontinuierlichen, impulsartigen Tracerzugabe unterscheiden (Hoppe et al., 2002). Je nach Fragestellung, vor deren Hintergrund ein System mittels Tracerzugabe untersucht wird, bietet sich die eine oder andere Methode der Zugabe an. Bei der Prüfung von Volumenstrommessungen können beide Methoden mit jeweils angepasster Auswertung zum Einsatz kommen (Hoppe et al., 1999). Auch bei der Untersuchung von Aufenthaltszeiten in Reaktoren kann auf beide Verfahren zurückgegriffen werden. So untersuchten Teefy und Singer (1990) mit Hilfe einer kontinuierlichen Tracerzugabe die Aufenthaltszeit in Sedimentationsbecken, die Filtern zur Aufbereitung von Oberflächenwasser zu Trinkwasser vorgeschaltet sind. Sie beobachteten dabei die Zeit, die vergeht, bis

sich im Ablauf der Becken ein gleich bleibendes Konzentrationsniveau des Tracers einstellte, das etwa dem der resultierenden Konzentration bei voller Durchmischung entsprach. Die Aufenthaltszeit in den nachgeschalteten Filtern untersuchten Teefy und Singer (1990) mittels einer impulsartigen Tracerzugabe. Bei diesem Verfahren steht diejenige Zeit im Mittelpunkt des Interesses, die vergeht, bis die Tracersubstanz nach dem Durchströmen der Anlage im Ablauf wieder ein geringes Niveau erreicht hat bzw. nicht mehr nachweisbar ist. Die Autoren konnten im Rahmen ihrer Messungen bei Impulstests zwischen 90% und 100% der zugegebenen Tracerfracht wieder im Ablauf nachweisen. Sie empfehlen mit Ergebnissen von Tracertests, die eine geringere Wiederfindungsrate als 90% aufweisen, vorsichtig umzugehen.

Alkhaddar et al. (1999) befassten sich intensiv mit der Ermittlung der Verteilung der Aufenthaltszeiten im Modell eines hydrodynamischen Abscheiders mit einem Durchmesser von 750 mm und einem Volumen von 464 l. Hierzu injizierten sie in den Zulauf des Abscheidermodells impulsartig eine bestimmte Menge einer inerten gelösten Tracersubstanz. In mehreren Versuchen variierten sie neben der Zulaufmenge die Ablaufmenge (hydr. Wirkungsgrad) und führten die Einzelversuche jeweils unter stationären Bedingungen durch. Wie schon bei ähnlichen Versuchen zuvor, die Andoh und Harper (1993) durchführten, bestätigte sich auch bei diesen Versuchen, dass die Strömungsverhältnisse in dem Modellabscheider einer Propfenströmung mit einem gewissen Anteil an Kurzschlussströmungen und voller Durchmischung entsprechen. Diese Propfenströmung erwies sich über einen weiten Beschickungsbereich, bei geringen wie bei hohen Zuflüssen, als äußerst stabil (Andoh und Harper, 1993).

Bei der Analyse der Verteilung der Aufenthaltszeiten griffen Alkhaddar et al. (1999) auf einen Ansatz von Levenspiel (1972) zurück, der bereits mehrfach in der Verfahrenstechnik im chemischen und im umwelttechnischen Bereich zur Anwendung kam (z.B. Teefy und Singer, 1990). Bei der Berechnung der mittleren Aufenthaltszeit wird von einer Verweilzeitverteilung $E(t)$ ausgegangen (s. Gl. 5.1). $E(t)$ ist dabei der Anteil an der gesamten Überlauffracht, der das System im Zeitraum zwischen t und $t+dt$ verlässt. Da der Versuch bei stationärem Volumenstrom durchgeführt wurde, kann statt der Frachten der Konzentrationsverlauf $C(t)$ angesetzt werden.

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (5.1)$$

Mit:

- $E(t)$: Verweilzeitverteilung
- t : Verstrichene Zeit nach Tracerzugabe
- C : Konzentration im Überlaufstrom

Die mittlere Aufenthaltszeit t_m der schlagartig zugegebenen Tracerfracht ergibt sich anschließend als zeitgewichtete Summe der Verweilzeitverteilung $E(t)$ im Verhältnis zur aufsummierten Verweilzeitverteilung $E(t)$ (vgl. Gl. 5.2). Da die Zeit dabei als „Hebel“ eingeht, wird von der Momentenmethode gesprochen.

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} E(t) t dt}{\int_0^{\infty} E(t) dt} \quad (5.2)$$

Mit:

t_m : Mittlere Aufenthaltszeit

$E(t)$: Verweilzeitverteilung

Bei ihren Versuchen beobachteten Alkhaddar et al. (1999) die aus dem Abscheidermodell abfließenden Ströme für eine Dauer von etwa fünf bis sechs theoretischen Aufenthaltszeiten. Dies liegt über der Dauer von drei bis vier theoretischen Aufenthaltszeiten, die Naumann und Buffham (1983) bei Anwendung der Momentenmethode empfehlen.

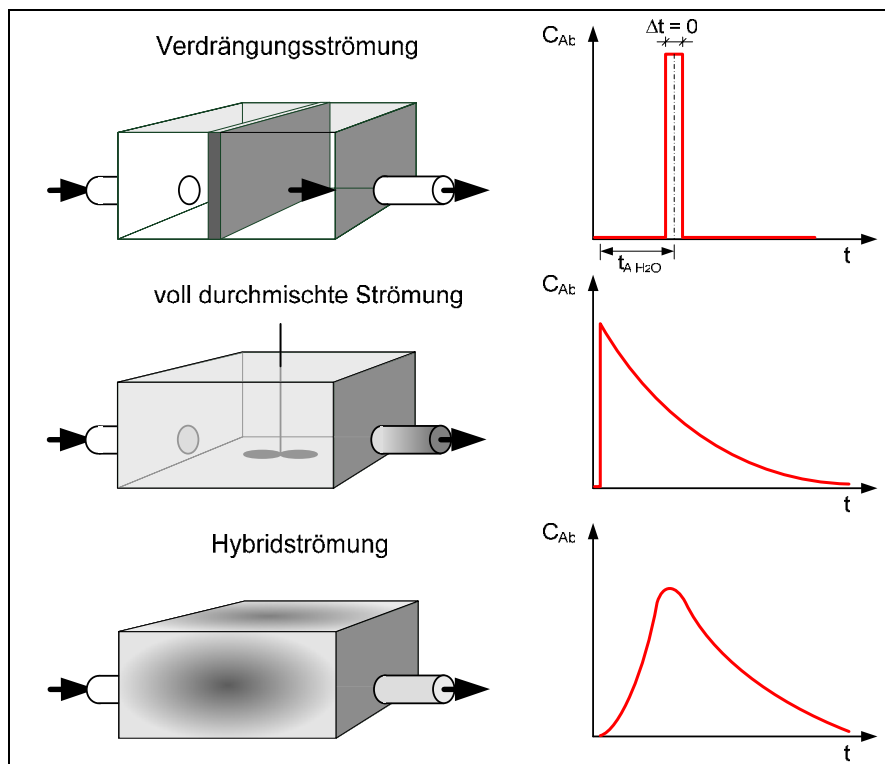


Abb. 5.2: Ablaufkonzentrationen aus Volumenelementen, die in verschiedener Form durchströmt werden nach Levenspiel (1972)

Levenspiel (1972), der sich intensiv mit der Bestimmung von Aufenthaltszeiten in durchströmten Reaktoren auseinandersetzte, unterscheidet zwischen zwei Extremen der Durchströmung. Während bei der pfropfenartigen Strömung ein Konzentrationsimpuls im Zulauf zeitversetzt im Ablauf auftritt, kommt es bei der voll durchmischten Strömung unmittelbar nach Zulauf des Konzentrationsimpulses zu einem Konzentrationsmaximum im Ablauf, das aufgrund zunehmender Durchmischung des betrachteten Volumens mit dem nachfolgenden „sauberen“ Zulauf immer weiter abnimmt (s. Abb. 5.2). Wie in Abbildung 5.2 zu erkennen ist, beschreibt der Autor neben den beiden Extremformen des voll durchmischten und des pfropfenartig durchströmten Volumens eine weitere Form, die eine Hybrid- bzw. Mischform beider Extreme darstellt. Diese Hybridströmung, die am ehesten den Strömungsverhältnissen unter realen Bedingungen entspricht, bezeichnet er

als „willkürliche“ Strömung, deren Verhalten nur schwer vorhersagbar ist. Sie weist, neben einer durch Kurzschlussströmungen verursachten ansteigenden Ablaufkonzentration, wie die Pfropfenströmung eine Maximalkonzentration und wie die voll durchmischte Strömung eine asymptotisch zur Zeitachse absinkende Konzentrationskurve auf.

Einige Verläufe der Verweilzeitverteilungen, die Alkhaddar et al. (1999) unter unterschiedlichen Randbedingungen für Ab- und Überlauf des von ihnen untersuchten Modells eines hydrodynamischen Abscheiders berechneten, sind in Abbildung 5.3 dargestellt. Die Abbildung zeigt die Verweilzeitverteilungen der Tracersubstanz nach Durchströmen des Abscheiders für den Ab- und Überlauf bei einem Volumenstrom von 2 l/s und hydraulischen Wirkungsgraden von 20% und 40%. Ein weiterer Auszug aus den Versuchsergebnissen von Alkhaddar et al. (1999) ist in Tabelle 4.2 wiedergegeben (s. S. 51).

In Abbildung 5.3 ist deutlich zu erkennen, dass die Kurven, die qualitativ auch den Verlauf der Ablaufkonzentration zeigen, am ehesten der von Levenspiel (1972) beschriebenen „willkürlichen“ Strömung entsprechen (vgl. Kurven „Ab, η_{H_2O} “, Abb. 5.2). Die von Alkhaddar et al. (1999) festgestellten Kurven weisen allerdings unter verschiedensten Belastungsbedingungen sehr ähnliche Verläufe auf. Dies lässt darauf schließen, dass hinter dieser Willkür eine gewisse Regelmäßigkeit steckt. Die Verweilzeitverteilungen weisen, insbesondere für den Überlauf, deutliche Maxima auf. Dies spiegelt den großen Einfluss, den pfropfenartige Strömungsvorgänge auf die Verhältnisse in dem Bauwerk haben, wider. Weiterhin wird sichtbar, dass die Maxima der Verweilzeitverteilungen und damit die Konzentrationsmaxima im Überlauf der Modellanlage trotz unterschiedlicher, stark voneinander abweichender hydraulischer Wirkungsgrade nahezu zum gleichen Zeitpunkt nach der Tracerzugabe in den Zulauf auftreten. Im Vergleich zu den Verweilzeitverteilungen für die Überläufe sind die Maxima der Verteilungsfunktionen für die Abläufe weniger ausgeprägt und weichen vom Zeitpunkt ihres Auftretens her stärker voneinander ab.

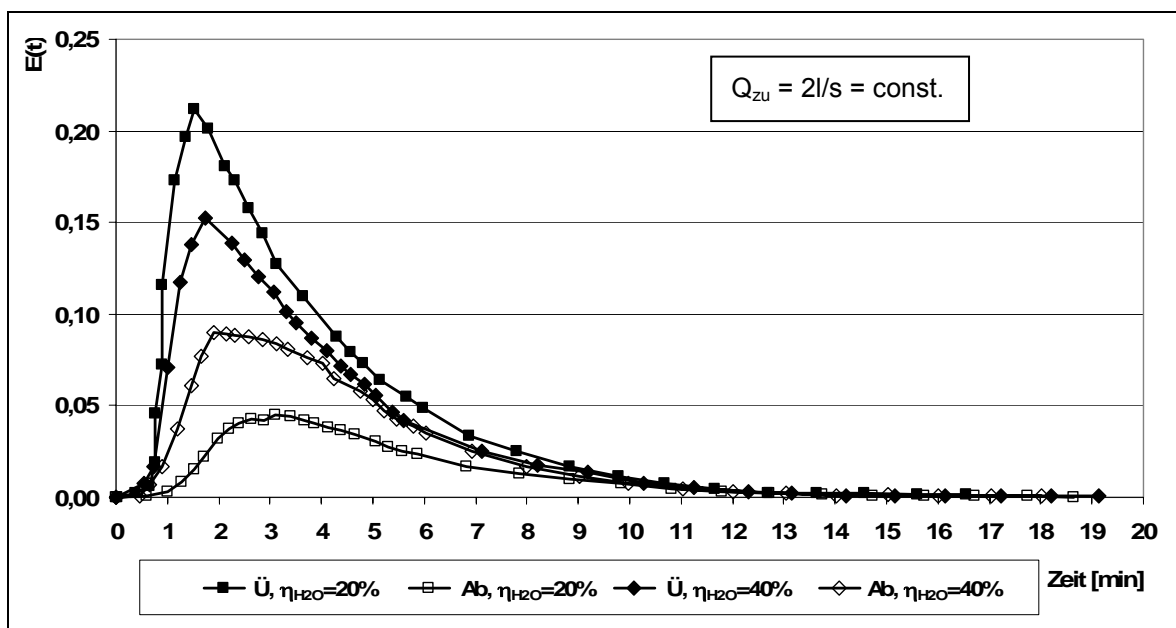


Abb.5.3: Verweilzeitverteilungen $E(t)$ im Ab- und Überlauf in Abhängigkeit vom hydraulischen Wirkungsgrad nach Alkhaddar et al. (1999)

5.3.2 Methodik der Durchführung und der Auswertung des Tracerversuchs

Zur detaillierten Untersuchung der Aufenthaltszeiten im Wirbelabscheider 1 sowie in der Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle unter dynamischen Bedingungen wurde während eines Entlastungsereignisses ein Tracerversuch durchgeführt.

Als Tracersubstanz wurde das, zu den Fluoreszeinen zählende, Uranin benutzt. Fluoreszeine sind infolge ihrer Eigenschaft bei Bestrahlung mit UV-Licht bestimmter Wellenlänge zu fluoreszieren bereits in sehr geringen Konzentrationen mit Hilfe von Fluoreszenzspektrometern nachweisbar (Käss et al., 1992). Ein Nachteil von Fluoreszeinen ist, dass sie zum Teil als Färbemittel für Kosmetika und Körperpflegemittel sowie im medizinischen Bereich zum Einsatz kommen (LfW Bayern, 2002). Daher empfiehlt es sich, vor der Applikation der Tracersubstanz Proben zur Prüfung der Hintergrundbelastung im Mischwasserabfluss zu nehmen.

Die Vorteile des Uranins als Tracer gegenüber anderen Fluoreszeinen liegen in seiner geringen Neigung zur Sorption und in seiner toxikologischen Unbedenklichkeit (LfW Bayern, 2002). Uranin weist weiterhin eine sehr hohe Löslichkeit in Wasser von 500 g/l bei 20°C auf. Während die Sichtbarkeitsgrenze anderer Fluoreszeine meist bei etwa 10^{-4} g/l liegt, ist Uranin bis zu einer Konzentration von 10^{-5} g/l optisch wahrnehmbar. Die Nachweisgrenze des Uranins mittels der Fluoreszenzspektrometrie liegt im Nanogramm-Bereich (LfW Bayern, 2002). Ein Nachteil von Uranin ist seine Lichtempfindlichkeit (LfW Bayern, 2002). Da es unter Lichteinfluss innerhalb weniger Tage zerfällt, ist unbedingt auf eine Lagerung in dunkler Umgebung zu achten.

Zu Beginn des Tracerversuchs wurde während eines Entlastungsereignisses am RÜB Bexbach/Rothmühle eine zuvor in 2 l Wasser gelöste Fracht von 350g Uranin in den Schlauch der Zulaufprobennahme injiziert. Dadurch wurde sichergestellt, dass die Tracersubstanz direkt dem Zulaufrohr von Wirbelabscheider 1 zugeführt wird. Bereits im Vorfeld wurde die Anzahl der zu ziehenden Proben im Überlauf von Wirbelabscheider 1 und an der Biegeklappe 1 am Überlauf von Durchlaufbecken 1 auf jeweils 44 Stück festgelegt. Hinzu kamen 7 Proben, die im Rahmen der Standardbeprobung aus dem Vereinigungsschacht der Wirbelabscheiderabläufe gezogen wurden, sowie 2 Nullproben vor der Tracerzugabe aus dem Anlagenzulauf, die ebenfalls auf ihre Uraninkonzentration untersucht wurden. Diese Begrenzung der Probenzahl wurde aufgrund der limitierten Verfügbarkeit des genutzten Fluoreszenzspektrometers (Fa. Perkin-Elmer) - ein Spektrometer der Arbeitsgruppe Biochemie des Fachbereichs Chemie der TU Kaiserslautern von Herrn Prof. Dr. W. E. Trommer - vorgenommen. Im Vorfeld des Versuchs wurden sowohl für den Wirbelabscheiderüberlauf als auch für den Überlauf von Durchlaufbecken 1 jeweils vier Probennahmeprogramme mit an die jeweiligen Zuflussverhältnisse und die resultierenden hydraulischen Aufenthaltszeiten in den untersuchten Bauwerkselementen zu Beginn des Versuchs angepassten Probennahmeintervallen festgelegt. Erst kurz vor der Tracerzugabe wurde entschieden, nach welchem Programm an den Probennahmepunkten vorgegangen wird. So wurde der Wirbelabscheiderüberlauf 1 bis 5 Minuten sowie 19,5 bis 26,5 Minuten nach Tracerzugabe in Minutenintervallen

beprob. Im Zeitraum dazwischen wurden Proben in Intervallen von 30 Sekunden genommen. Im Überlauf von Durchlaufbecken 1 war zunächst eine Probennahme 25 bis 68 Minuten nach Tracerinjektion vorgesehen. Da bereits vor Beginn dieses Zeitraums eine Einfärbung des Entlastungsabflusses im Klärüberlauf erkennbar war, wurde bereits nach 18 Minuten mit der Probennahme begonnen.

Eine Auswertung der in den Proben festgestellten Uraninkonzentrationen erfolgte im Hinblick auf die Aufenthaltszeit des Uranins in Wirbelabscheider 1 sowie in der Straße 1 des Bauwerks. Dabei wurde nach dem Vorbild von Alkhaddar et al. (1999) vorgegangen. Die Integrale zur Bestimmung der Verweilzeitverteilungen und der mittleren Aufenthaltszeit in den Gleichungen 5.1 und 5.2 wurden hierzu durch die Sehnen-Trapezformel substituiert (vgl. Bartsch, 1986). Daraus ergibt sich Formel 5.3 zur Berechnung der mittleren Aufenthaltszeit der überlaufenden Tracerfracht im untersuchten Wirbelabscheider bzw. in Straße 1 des RÜB.

$$t_{\bar{U},M} = \frac{\sum_{i=2}^n \left(\frac{(t_i \cdot C_{\bar{U},i} + t_{i-1} \cdot C_{\bar{U},i-1})}{2} \right) \cdot (t_i - t_{i-1})}{\sum_{i=2}^n \frac{(C_{\bar{U},i} + C_{\bar{U},i-1})}{2} \cdot (t_i - t_{i-1})} \quad (5.3)$$

Mit:

- $t_{\bar{U},M}$: Mittlere Aufenthaltszeit der überlaufenden Tracerfracht
- $t_{\bar{U},i}$: Verstrichene Zeit von Tracerzugabe bis zum Zeitintervall i
- $C_{\bar{U},i}$: Konzentration im Überlaufvolumen während Zeitintervall i
- n : Anzahl der Zeitintervalle i innerhalb des Bilanzierungszeitraums

Alkhaddar et al. (1999) wandten diese Formel auf der Grundlage von Versuchen unter stationären Abflussbedingungen an. Der variable Überlaufvolumenstrom, der unter dynamischen Zuflussbedingungen vorliegt, bleibt darin unberücksichtigt. Daher wird eine zusätzliche Auswertung vorgenommen, in der die Verweilzeitverteilung nicht wie in Gleichung 5.3 auf die Überlaufkonzentration, sondern auf die Überlauffracht bezogen wird (vgl. Gleichungen 5.4 bis 5.6). Durch die Berücksichtigung der Überlauffracht und das damit verbundene Einfließen der variablen Überlaufmenge $Q_{\bar{U}}(t)$ gehen die instationären Abflussbedingungen in die Auswertung ein.

$$G(t) = \frac{C(t) \cdot Q(t)}{\int_0^{\infty} C(t) \cdot Q(t) dt} \quad (5.4)$$

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} G(t) t dt}{\int_0^{\infty} G(t) dt} \quad (5.5)$$

$$t_M = \frac{\sum_{i=2}^n \left(\frac{(t_i C_i Q_i + t_{i-1} C_{i-1} Q_{i-1})}{2} \right) \cdot (t_i - t_{i-1})}{\sum_{i=2}^n \frac{(C_i Q_i + C_{i-1} Q_{i-1})}{2} \cdot (t_i - t_{i-1})} \quad (5.6)$$

Mit:

- G(t): Frachtbezogene Verweilzeitverteilung
 $t_{\bar{U},M}$: Mittlere Aufenthaltszeit der überlaufenden Tracerfracht
 $t_{\bar{U},i}$: Verstrichene Zeit von Tracerzugabe bis zum Zeitintervall i
 $C_{\bar{U},i}$: Konzentration im Überlaufvolumen während Zeitintervall i
 $Q_{\bar{U},i}$: Überlaufvolumen während Zeitintervall i
n: Anzahl der Zeitintervalle i innerhalb des Bilanzierungszeitraums

Neben der Aufenthaltszeit des Tracerstoffes in der Anlage stand die Auswertung des Frachtwirkungsgrads während der dynamischen Mischwasserbeschickungsphase, in der der Versuch stattfand, im Mittelpunkt des Interesses.

Für auf Wirbelabscheider 1 lag der Schwerpunkt auf der Untersuchung der Abhängigkeit des Frachtwirkungsgrads von den Änderungen der Oberflächenbeschickung, der hydraulischen Aufteilung und von der Zeitspanne, die seit der Tracerzugabe vergangen war.

Dieses Vorgehen berücksichtigt damit die drei Parameter, die schon von Geiger und Hübner (1994) als Größen mit entscheidendem Einfluss auf die Reinigungswirkung identifiziert wurden:

- Oberflächenbeschickung
- mittlere hydraulische Verweilzeit (hier Aufenthaltszeit des Stoffes)
- Abflussverhältnis (hydraulischer Wirkungsgrad)

Die Uraninfrachten im Überlauf von Wirbelabscheider 1 wurden auf Basis der Q- und C-Messungen während des Tracerversuchs in Minutenintervallen berechnet und jeweils ins Verhältnis zur injizierten Tracerfracht gesetzt. Ergebnis war ein Überlaufwirkungsgrad, der wiedergibt, welcher Anteil der gesamten Zulauffracht in der vergangenen Minute den Wirbelabscheider über die Ringschwelle verlassen hat (vgl. Gl. 5.7).

$$\eta_{\bar{U}}(t) = \frac{B_{\bar{U}}(t)}{B_{ZU,Tracer}} = \frac{C_{\bar{U}}(t) Q(t) \Delta t}{B_{ZU,Tracer}} \quad (5.7)$$

Mit:

- $\eta_{\bar{U}}(t)$: Zeitlicher Verlauf des Überlaufwirkungsgrads
 $B_{\bar{U}}(t)$: Zeitlicher Verlauf der Überlauffracht im Zeitintervall Δt_i
 $B_{ZU,Tracer}$: Zugegebene Tracerfracht
 Δt_i : Zeitintervall

Je höher der in Gleichung 5.7 eingeführte Überlaufwirkungsgrad wird desto ungünstiger ist das aus Sicht des Gewässers, da dies wachsende Emissionen der Behandlungsan-

lage widerspiegelt. Dies bedeutet, dass im Gegensatz zur Wirkungsgraddefinition nach Abschnitt 3.3 für diesen Überlaufwirkungsgrad von Mischwasserbehandlungsanlagen ein möglichst geringer Wert anzustreben ist.

Neben dem Überlaufwirkungsgrad wurden für jedes betrachtete Zeitintervall der hydraulische Wirkungsgrad sowie die Oberflächenbeschickung bestimmt. Dabei wurde der berechnete hydraulische Wirkungsgrad innerhalb des beobachteten Wertebereichs von minimal 10% bis maximal 50% auf volle 5%-Werte gerundet. Ebenso wurde mit den Werten der beobachteten Oberflächenbeschickung verfahren. Sie wurden innerhalb der sich ergebenden Wertespanne von 5m/h bis 90m/h jeweils auf volle 5m/h-Werte gerundet. Daraus ergibt sich für jedes Minutenintervall, das seit der Tracerzugabe vergangen ist, ein Überlaufwirkungsgrad, dem eindeutig eine Oberflächenbeschickungs- und eine hydraulische Wirkungsgradstufe zugeordnet werden kann. Durch diese einander zugeordneten Werte wird ein Punkt in der Wirkungsgradmatrix des entsprechenden Zeitintervalls spezifiziert (vgl. Abb. 5.4). Aus der Summe der Teilwirkungsgrade resultiert der Gesamtüberlaufwirkungsgrad für das Uranin innerhalb des Bilanzierungszeitraums.

Die Auswertung des Tracerversuchs ergibt für jede der in Abbildung 5.4 abgebildeten Matrizen ein Element, da für jedes Zeitintervall des Versuchs nur ein Überlaufwirkungsgrad bestimmt werden kann. Um eine lückenlose Wirkungsgradmatrize zu erhalten, die als Basis zur Nachbildung der Rückhaltewirkung dienen kann, müssen die fehlenden Werte sinnvoll ergänzt werden. Das Vorgehen bei der Vervollständigung der Wirkungsgradmatrizen ist in Abschnitt 8.1.2 (S. 135) erläutert.

		$\eta_{H_2O,1}$.	.	.	$\eta_{H_2O,n}$
$M_{\eta_{\bar{U},WA_1}}(t_1, \eta_{H_2O}, q_A) =$	$q_{A,1}$	$\eta_{\bar{U},WA,1,1}(t_1)$.	.	.	$\eta_{\bar{U},WA,1,n}(t_1)$

	$q_{A,m}$	$\eta_{\bar{U},WA,m,1}(t_1)$.	.	.	$\eta_{\bar{U},WA,m,n}(t_1)$
		.	.	.		
		$\eta_{H_2O,1}$.	.	.	$\eta_{H_2O,n}$
$M_{\eta_{\bar{U},WA_1}}(t_i, \eta_{H_2O}, q_A) =$	$q_{A,1}$	$\eta_{\bar{U},WA,1,1}(t_i)$.	.	.	$\eta_{\bar{U},WA,1,n}(t_i)$

	$q_{A,m}$	$\eta_{\bar{U},WA,m,1}(t_i)$.	.	.	$\eta_{\bar{U},WA,m,n}(t_i)$

Abb. 5.4: Matrizen des Überlaufwirkungsgrads von Wirbelabscheider 1 vom Zeitpunkt t_1 bis zum Zeitpunkt t_i nach Tracerzugabe

Um weiterhin von den Überlaufwirkungsgraden, die für den Tracer gelten, auf die CSB-Rückhaltewirkung des Bauwerks schließen zu können, müssen bestimmte Annahmen getroffen werden. So wird angenommen, dass sich aufgrund der Wirkung des Bauwerks auf den Parameter CSB ähnliche Beziehungen zwischen Überlaufwirkungsgrad, Aufenthaltszeit, Oberflächenbeschickung und hydraulischem Wirkungsgrad ergeben wie für Uranin. Insbesondere spezifische Strömungsvorgänge wie Kurzschlussströmungen oder Frachtspeicherung in Totzonen wirken gleichermaßen auf Uranin und auf CSB-Verbindungen.

Aufgrund absetzbarer CSB-Anteile im Mischwasserabfluss sind im Vergleich zum gelösten Uranin für den CSB in der Regel geringere Überlaufwirkungsgrade zu erwarten. Wegen der dynamischen Belastung bei Mischwasserbeschickung kann es bei merklich steigendem Anlagenzufluss zeitweise auch zu einer Remobilisierung bereits abgelagerter Partikel kommen. Da an diese in gewissem Umfang auch organische Verbindungen adsorbiert sind, die durch den CSB mit erfasst werden, kann der CSB-Überlaufwirkungsgrad zeitweise auch stark über dem des Uranins liegen. Daher wird weiterhin angenommen, dass eine Anpassung an die tatsächlichen CSB-Überlaufwirkungsgrade anhand einer Angleichung an Werte, die sich aus den Messungen bei Entlastungsereignissen ergeben, erreicht werden kann. Näheres hierzu ist in Abschnitt 8 erläutert.

Bei der Nachbildung der Reinigungswirkung der Durchlaufbeckenstufe wird ähnlich vorgegangen. Vereinfachend wirkt sich die Lage der Becken im Nebenschluss aus. Der gewählte Bilanzierungszeitraum beschränkt sich auf die Beschickungsphase der Becken, so dass der hydraulische Wirkungsgrad ohne Einfluss ist. Entsprechend ergibt sich eine zweidimensionale Überlaufwirkungsgradmatrix, in der jedem Zeitpunkt nach Auftreten der Tracersubstanz im Zulauf zu Durchlaufbecken 1 und jeder der festgelegten Oberflächenbeschickungsstufen zwischen $q_A=1\text{m/h}$ und $q_A=15\text{m/h}$ (1m/h-Diskretisierung) ein Wirkungsgrad zugeordnet wird.

		t_1	\cdot	\cdot	\cdot	t_i
		$q_{A,1}$	$\eta_{\text{Ü,WA},1,1}$	\cdot	\cdot	\cdot
$M_{\eta_{\text{Ü,DB}}}(t, q_A) =$	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot
	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot
	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot	\cdot
	$q_{A,m}$	$\eta_{\text{Ü,WA},m,1}$	\cdot	\cdot	\cdot	$\eta_{\text{Ü,WA},m,i}$

Abb. 5.5: Matrix des Überlaufwirkungsgrads von Durchlaufbecken 1 vom Zeitpunkt t_1 bis zum Zeitpunkt t_i nach Beginn des Tracerzuflusses zum Becken

Da die Tracersubstanz dem Durchlaufbecken über den Wirbelabscheiderüberlauf nicht impulsartig, sondern mit einer gewissen Verteilung zufließt, ergibt sich der jeweilige Überlaufwirkungsgrad aus dem Verhältnis der momentanen Fracht im Klärüberlauf zur aktuellen Zulauffrachtsumme. Da aufgrund des großen Anteils pfropfenartiger Strömungsvorgänge im Wirbelabscheider ein Großteil der Fracht innerhalb eines kurzen

Zeitraums zufließt und dieser lange vor dem Auftreten der Substanz im Klärüberlauf liegt, wird die auftretende Ungenauigkeit vernachlässigt. Tendenziell führt dieses Vorgehen zu einer Unterschätzung der Überlaufwirkungsgrade und damit zu einer Überschätzung der Rückhaltewirkung, da auch Zulauffrachten berücksichtigt werden, die dem Becken erst kurz zuvor zugeströmt sind. Es wird davon ausgegangen, dass diese Ungenauigkeiten anhand einer Anpassung an Messwerte aus der Standardbeprobung bei Mischwasserentlastungsereignissen ausgeglichen werden können. Wie bei Wirbelabscheider 1 steht auch hier eine Anpassung an die Rückhaltewirkung der Anlage bezogen auf den Summenparameter CSB im Vordergrund. Dies ist damit zu begründen, dass der CSB der maßgebende stoffliche Parameter zu Bemessungen von Regenüberlaufbecken nach ATV A 128 (ATV, 1992) ist.

Zusätzlich bot sich anhand der engeren Intervalle der manuellen Probennahme während des Tracerversuchs die Möglichkeit eines Vergleichs der so gewonnenen detaillierten Ganglinie der Uraninkonzentration mit der Ganglinie, die sich bei 5-minütigen Intervallen der Standardprobennahme ergeben hätte. Neben dieser qualitativen Beurteilung der sich ergebenden Konzentrationsganglinie wird auch eine Berechnung der sich jeweils ergebenden Frachtwirkungsgrade durchgeführt und diskutiert.

6. Ergebnisse der Mischwasserbeprobung

Hauptanliegen der Beprobung von Mischwasserzuflussereignissen am RÜB Bexbach/Rothmühle war die Gewinnung von Konzentrationsganglinien an ausgewählten Punkten des Bauwerks. Auf der Basis dieser festgestellten Konzentrationen kann in Verbindung mit den gemessenen bzw. teilweise berechneten Volumenströmen eine Bestimmung der mittleren der Überlaufwirkungsgrade nach Gleichung 5.7 (S. 71) für das jeweilige Ereignis erfolgen.

Die folgende nähere Betrachtung einzelner Ganglinien dient dabei auch einer qualitativen Prüfung der Plausibilität individueller Ganglinienverläufe. Sie vermittelt weiterhin einen Überblick über das Vorgehen und die Fülle der gewonnenen Daten pro beprobtem Ereignis.

6.1 Ergebnisse der Standardbeprobung von Mischwasserzuflussereignissen

Die Ergebnisse der Standardbeprobung werden beispielhaft anhand der Betrachtung der Mischwasserzuflussereignisse am 24.07. und 30.07.2003 erläutert. Während der Regen, der am 24.07.2003 auf das Einzugsgebiet fiel, nur zu einem internen Überlauf der Wirbelabscheiderstufe in die Durchlaufbeckenstufe führte, resultierte aus dem Niederschlag am 30.07.2003 eine Entlastung des RÜB Bexbach/Rothmühle in den Bexbach.

Die Untersuchung beschränkte sich auf die Betrachtung der Bauwerksstraße 1, die aus Wirbelabscheider 1 und Durchlaufbecken 1 besteht, da die Probennahmeorte im Bereich dieser Straße lagen.

6.1.1 Ergebnisse der Standardbeprobung am Beispiel des internen Überlaufereignisses am 24.07.2003

Das Regenereignis am 24.07.2003 begann um 2:35 Uhr und dauerte nur 15 Minuten an. In dieser Zeit fielen 4,4 mm Niederschlag auf das Einzugsgebiet. Der dadurch verursachte Mischwasserzufluss zum RÜB Bexbach/Rothmühle bewirkte einen Überlauf der Wirbelabscheider- in die Durchlaufbeckenstufe. Einen Überblick über das Niederschlagsgeschehen und den gemessenen Volumenstrom im Zulauf zum RÜB gibt Abbildung 6.1.

Auffällig ist ein Einbruch der Zuflussmenge auf ca. 800 l/s kurz vor Erreichen des Maximalzuflusses von etwa 2100 l/s. Anhand des ebenfalls in Abbildung 6.1 eingetragenen Zeitraums des Wirbelabscheiderüberlaufs wird sichtbar, dass das Absinken der Zuflussmenge unmittelbar vor dem Überlaufen des Wirbelabscheiders auftritt. Dieses Phänomen wurde bei einigen Mischwasserzuflussereignissen in unterschiedlicher Ausprägung beobachtet (vgl. Abb. 6.10, S. 83). Aufgrund der in dieser Phase herrschenden Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände im Bereich der Zulaufmessung ist auszuschließen, dass es sich um eine Fehlfunktion der Zulaufmessung handelt. Darauf weist auch der trotz dieses Phänomens geringe Fehler bei der Volumenbilanzierung für die betrachteten Ereignisse hin (vgl. Abschnitt 7.3, S. 109). Es besteht die Möglichkeit, dass es sich um den Einfluss eines seitlich, oberhalb des Hauptsammlers angeordneten Regenüberlaufs handelt, dessen Entlastung infolge des Rückstaus vom Hauptsammler her anspringt. Dieses Phänomen hat aller-

dings keinerlei Einfluss auf die weiteren Auswertungen im Rahmen dieser Studie, da es die quantitative Entlastungstätigkeit der Anlage hat nicht beeinträchtigt. Auch der Einfluss auf die Rückhaltewirkung des RÜB Bexbach/Rothmühle kann vernachlässigt werden, da sie auf plausiblen Messungen der Zulaufquantität und -qualität beruht.

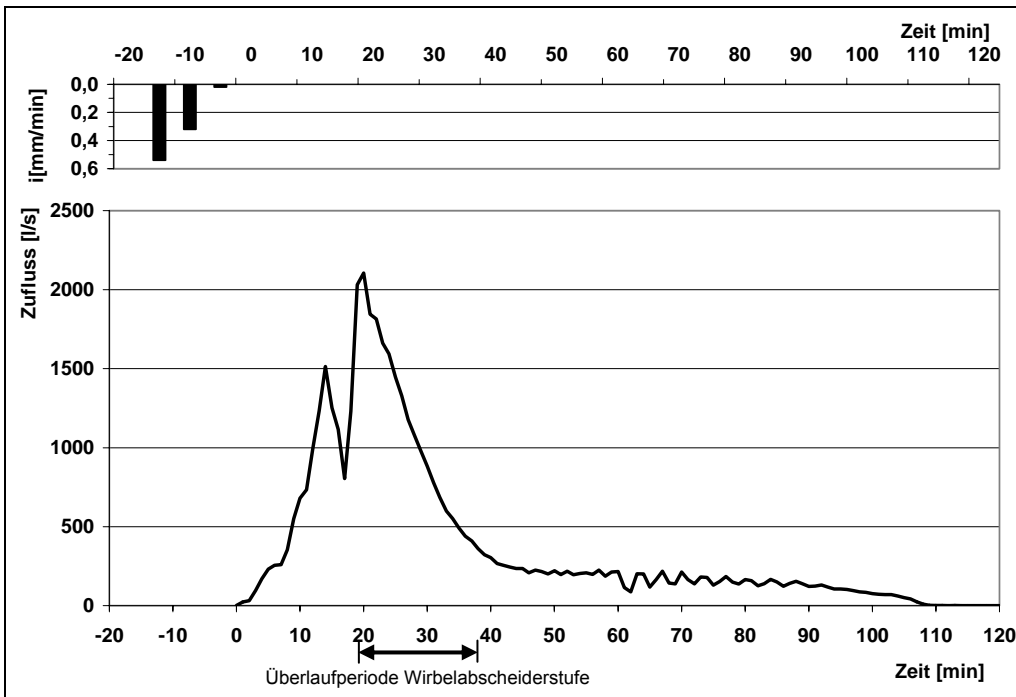


Abb. 6.1: Niederschlagsintensität und Zulaufganglinie am RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

In Abbildung 6.2 ist die Überlauffähigkeit des Wirbelabscheiders 1 während des Mischwasserzulaufereignisses am 24.07.2003 veranschaulicht. Etwa 20 Minuten nach Beginn des Mischwasserzulaufes zum Bauwerk wird die maximale Überlaufmenge von ca. 1300 l/s in Wirbelabscheider 1 erreicht.

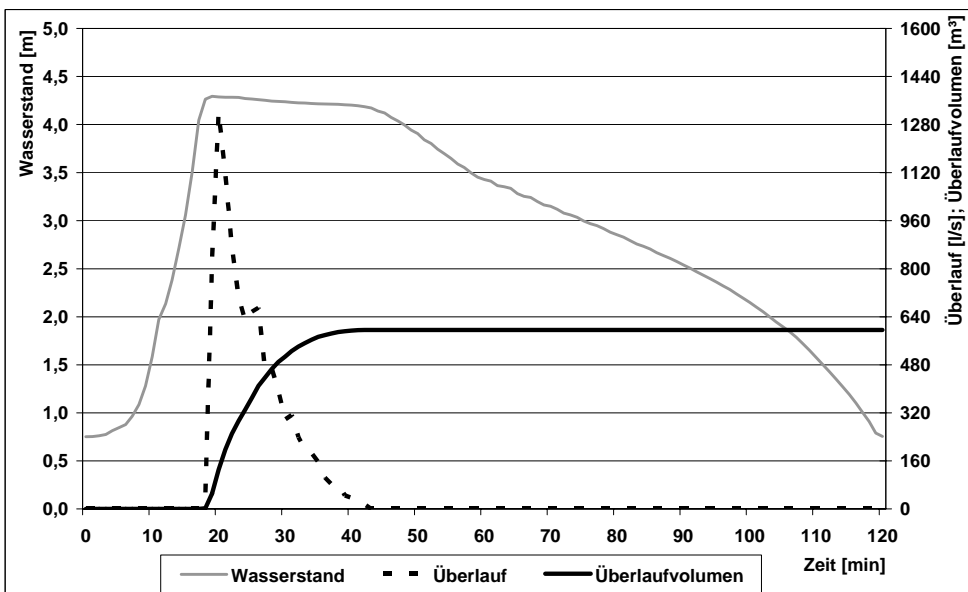


Abb. 6.2: Wasserstände, Überlaufmenge und Überlaufvolumensumme an Wirbelabscheider 1 während des Regens am 24.07.2003

Ein Vergleich mit dem Gesamtzufluss um diese Zeit (vgl. Abb. 6.1) macht deutlich, dass Wirbelabscheider 1 zu dieser Zeit mit etwas mehr als der halben Zulaufmenge zum Gesamtbauwerk beschickt wird. Die Beschickung von Durchlaufbecken 1 über den Überlauf von Wirbelabscheider 1 dauert etwa 20 Minuten an.

Abbildung 6.3 stellt die in Zu-, Ab-, und Überlauf von Wirbelabscheider 1 gemessenen CSB-Konzentrationen dar. Die Zulaufkonzentration innerhalb der ersten 50 Minuten des betrachteten Mischwasserzuflussereignisses entspricht mit ca. 700 mg/l bis 1000 mg/l etwa der zwei- bis dreifachen TW-Konzentration, die um diese Tageszeit bei den sechs erfassten Tagesgängen festgestellt wurde (vgl. Abb. 4.8, S. 81). Hier wirkt sich der vom erhöhten Abfluss von der Oberfläche und im Kanalnetz verursachte Spülstoß aus, der das Stoffpotenzial abträgt, das sich seit dem letzten nennenswerten Niederschlag 12 Tage zuvor angesammelt hatte. Dies verdeutlicht auch die aus Abbildung 6.4 ersichtliche sehr hohe Wandschubspannung im Hauptsammler oberhalb des RÜB Bexbach/Rothmühle in der Anfangsphase des Mischwasserzuflusses. Die in dieser Abbildung dargestellte Wandschubspannung wurde nach Schröder (1994) berechnet und basiert auf der Bestimmung des Energieliniengefälles in der betrachteten Haltung nach Zupke (1985) und Zanke (1993). Einen Einfluss kann auch der so genannte Verdrängungsstoß haben, durch den Trockenwetterabfluss vor der eigentlichen Welle des Mischwasserabflusses her geschoben wird. Ca. 50 bis 100 Minuten nach Beginn des Mischwasserzuflusses zur Anlage entsprechen die gemessenen Konzentrationswerte etwa den CSB-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss, die um diese Tageszeit bei ungefähr 200 mg/l liegen.

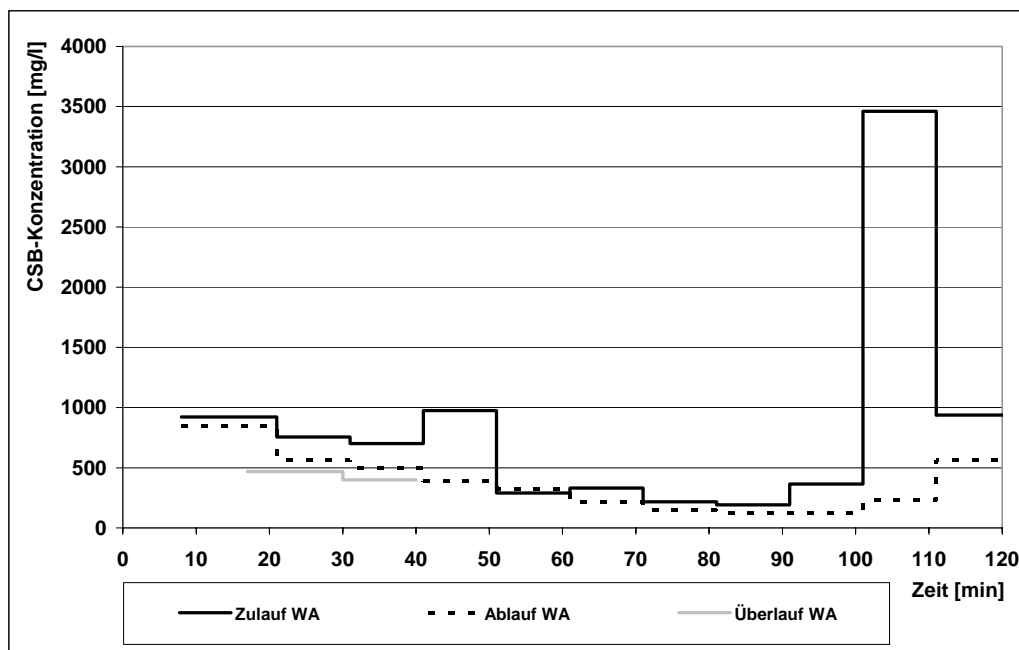


Abb. 6.3: CSB-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

Ab etwa 100 Minuten kommt es zu einem kurzzeitigen rapiden Ansteigen der CSB-Zulaufkonzentration auf den ca. 18-fachen Trockenwetterwert. Ein Blick auf Abbildung

6.2 zeigt, dass etwa um diese Zeit der Wasserstand in Wirbelabscheider 1 auf einen Wert unter 2,0 m sinkt und somit der Rückstau einfluss in den Sammler oberhalb des Bauwerks entfällt. Damit ist eine Zunahme der Fließgeschwindigkeiten in den oberhalb liegenden Kanalhaltungen verbunden. Dies führt dazu, dass leicht absetzbare Partikel, die sich dort während der Rückstauphase abgelagert haben, remobilisiert werden. Das wird auch durch die steigende Wandschubspannung in dieser Phase des Ereignisses, die in Abbildung 6.4 erkennbar ist, bestätigt.

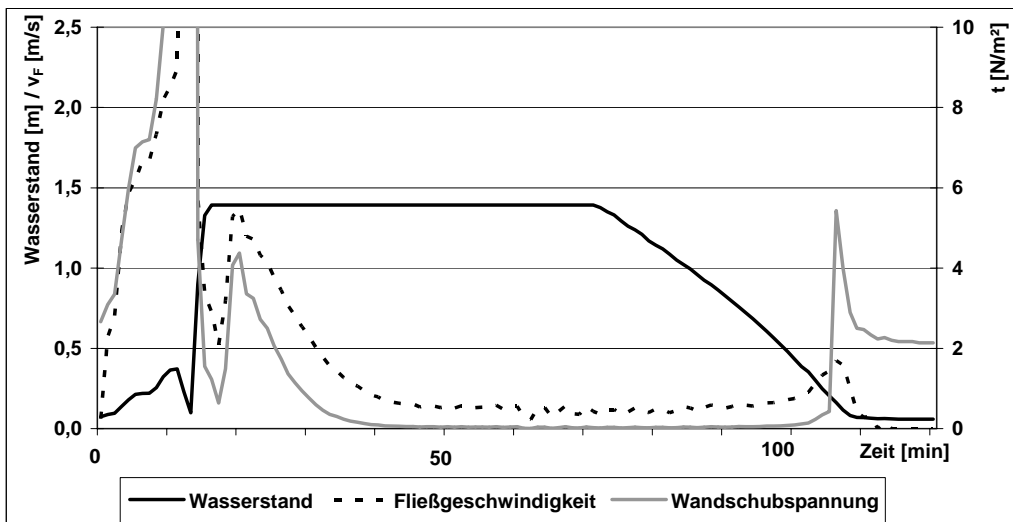


Abb. 6.4: Wasserstand, Fließgeschwindigkeit und Wandschubspannungen im Hauptsammler oberhalb des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

Sowohl die am Wirbelabscheider 1 gemessenen CSB-Konzentrationen im Ablauf als auch im Überlauf liegen während des gesamten Ereignisses weitgehend unter den Zulaufkonzentrationen, was insbesondere auf die Überlaufkonzentration zutrifft. Das spricht dafür, dass es während des Ereignisses zu Ablagerungen im Wirbelabscheider kommt, die bei dessen Entleerung durch den Leerlaufstoß infolge erhöhter Fließgeschwindigkeiten und daraus resultierender ansteigender Sohlschubspannungen ausgetragen werden. Der innerhalb weniger Minuten auftretende Leerlaufstoß in Wirbelabscheider 1 wird dabei durch die 5-minütigen Probennahmeintervalle nicht adäquat erfasst.

Aus Abbildung 6.3 ist erkennbar, dass die Ablaufkonzentration der Zulaufkonzentration zeitversetzt folgt. Dies weist auf den Einfluss der Pfropfenströmungseffekte innerhalb dieses Bauwerkselementes hin.

Die Ganglinien der ASS-Konzentrationen während des Mischwasserzuflusses am 24.07.2003 zur Anlage sind in Abbildung 6.5 dargestellt. In der Anfangsphase des Ereignisses beträgt die ASS-Konzentration im Zulauf das 2- bis 4-fache der gemessenen Trockenwetterkonzentrationen, die um diese Tageszeit im Mittel bei 5 ml/l liegen. Wie beim CSB sinkt die Zulaufkonzentration nach 50 Minuten bis etwa zur 100. Minute auf Trockenwetterniveau ab. Danach steigt sie, während des auch beim CSB beobachteten Spülstoßes, kurzzeitig auf mehr als den 21-fachen Trockenwetterwert an. Damit nimmt in dieser Phase die ASS-Konzentration im Verhältnis zur CSB-Konzentration stärker zu.

Das ist ein weiterer Hinweis darauf, dass es sich um einen Leerlaufstoß remobilisierter Ablagerungen im Kanalnetz oberhalb handelt.

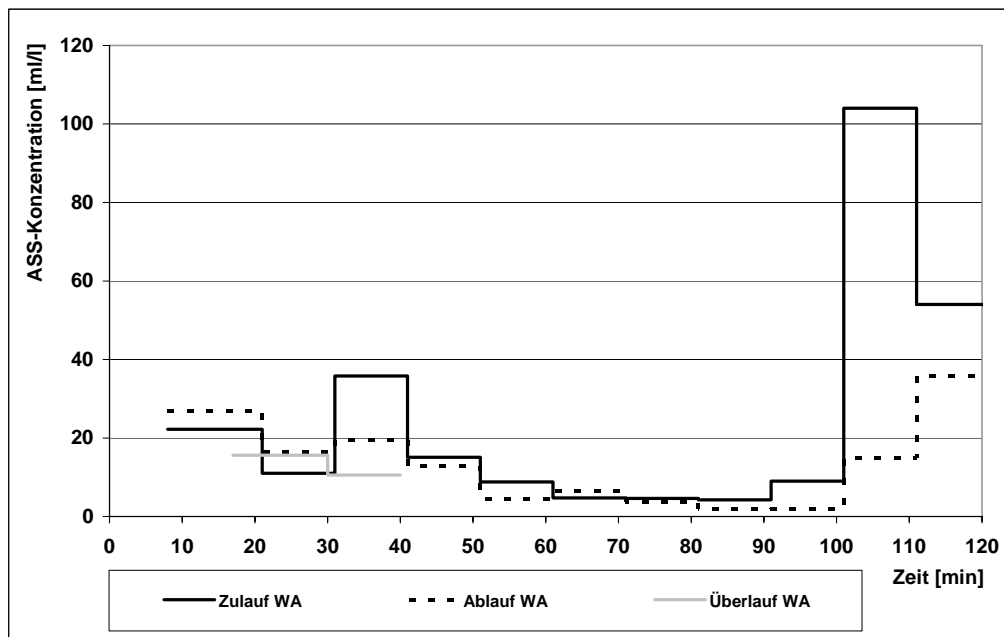


Abb. 6.5: ASS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

Wie beim CSB liegen auch beim AFS die Ab- und Überlaufkonzentrationen im Wesentlichen unter den Zulaufkonzentrationen. Eine Ausnahme bilden die Ab- und Überlaufkonzentrationen in der Zeitperiode etwa 20 bis 30 Minuten nach Ereignisbeginn. Hier machen sich die zuvor erhöhten Konzentrationen der ASS im Zulauf zeitversetzt im Ab- und Überlauf des Wirbelabscheiders bemerkbar. Es fällt weiterhin auf, dass die ASS-Konzentration im Ablauf gegen Ende des Ereignisses weitaus stärker ansteigt als die CSB-Konzentration. Offensichtlich wird der Leerlaufstoß der Wirbelabscheiderstufe durch den Parameter ASS geringfügig besser erfasst als durch den Parameter CSB.

Die Ganglinien der AFS- und Glühverlustkonzentrationen während des Mischwasserzuflussereignisses am 24.07.2003, die in den Abbildungen 6.6 und 6.7 dargestellt sind, weisen im Wesentlichen ähnliche Verläufe auf wie die zuvor diskutierten Ganglinien für CSB und ASS. Aufgrund einer Störung bei der Probenahme im Überlauf von Wirbelabscheider 1 war das verfügbare Probenvolumen für eine Auswertung der AFS bzw. des Glühverlusts (GV) zu gering. Daher sind für diese beiden Parameter nur Aussagen über Zu- und Ablaufkonzentrationen möglich.

Insbesondere beim AFS fällt auf, dass in der Periode 20 bis 50 Minuten nach Beginn des Ereignisses sehr hohe Ablaufkonzentrationen auftreten (vgl. Abb. 6.6). Ein Vergleich der Abbildungen 6.6 und 6.7 belegt einen phasenweise sehr hohen Anteil organischer Feststoffe an den AFS. Insbesondere bis 40 Minuten nach Ereignisbeginn und ab der 100. Minute liegt er bei mindestens 50%. Der Anteil des GV an den AFS beträgt zum Vergleich um diese Tageszeit im Trockenwetterabfluss im Mittel ca. 70% bzw. 44 mg/l. Etwa ab 50 bis 100 Minuten nach Ereignisbeginn sinkt die Konzentration des

GV auf Trockenwetterniveau ab. Als einziger der betrachteten Parameter bleibt die Konzentration des AFS im Zulauf zu Wirbelabscheider 1 in dieser Zeitspanne über dem mittleren Trockenwetterniveau von ca. 60 mg/l. Das weist auf eine erhöhte Immission mineralischer Feststoffe ins Kanalnetz als Folge des Abtrags von der Oberfläche während des Niederschlags hin.

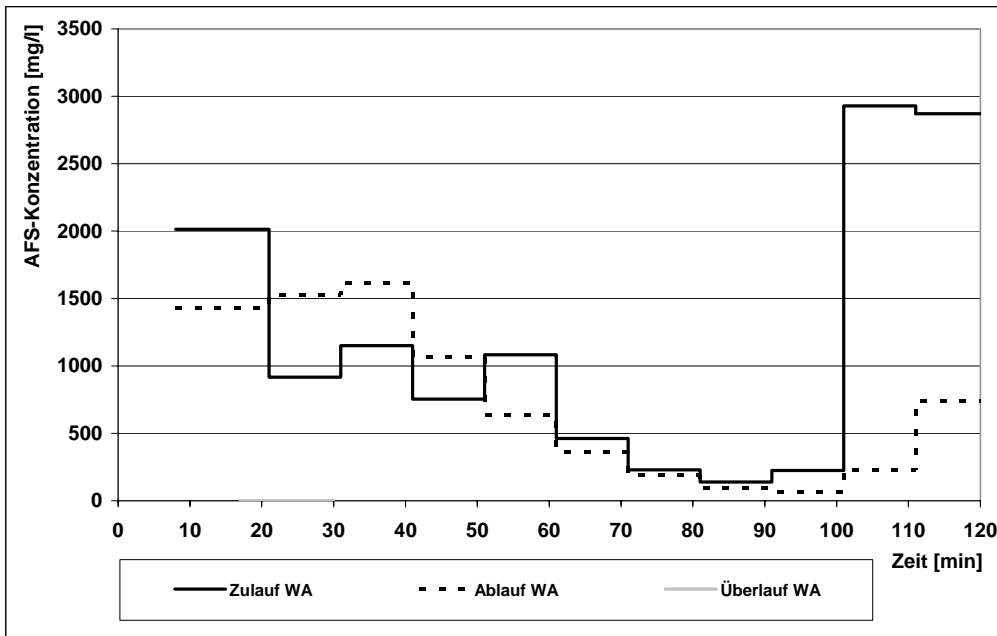


Abb. 6.6: AFS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

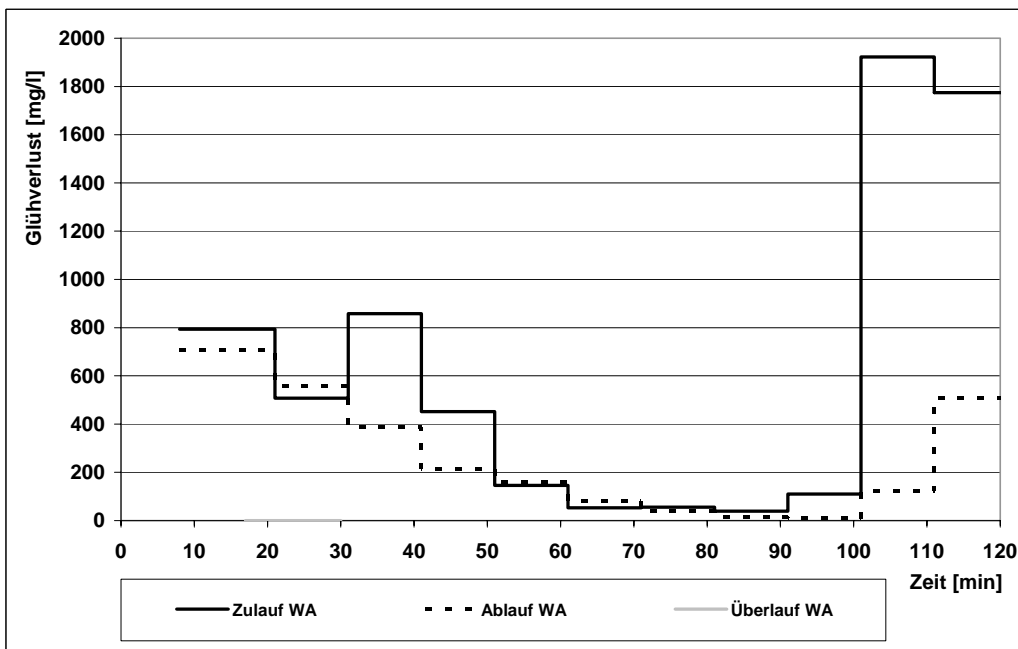


Abb. 6.7: Glühverlust (GV) an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

Ammonium (NH_4) bzw. Ammoniak (NH_3), der mit Ammonium in einer von Temperatur und pH-Wert abhängigen Beziehung korreliert, stellt einen Stoff dar, der für die Beurtei-

lung der Auswirkung von Emissionen auf die Güte des Gewässers, in das entlastet wird, äußerst relevant ist. Daher empfiehlt das BWK Merkblatt 3, eine Ammoniakstickstoffkonzentration im Gewässer unterhalb von 100 µg/l einzuhalten.

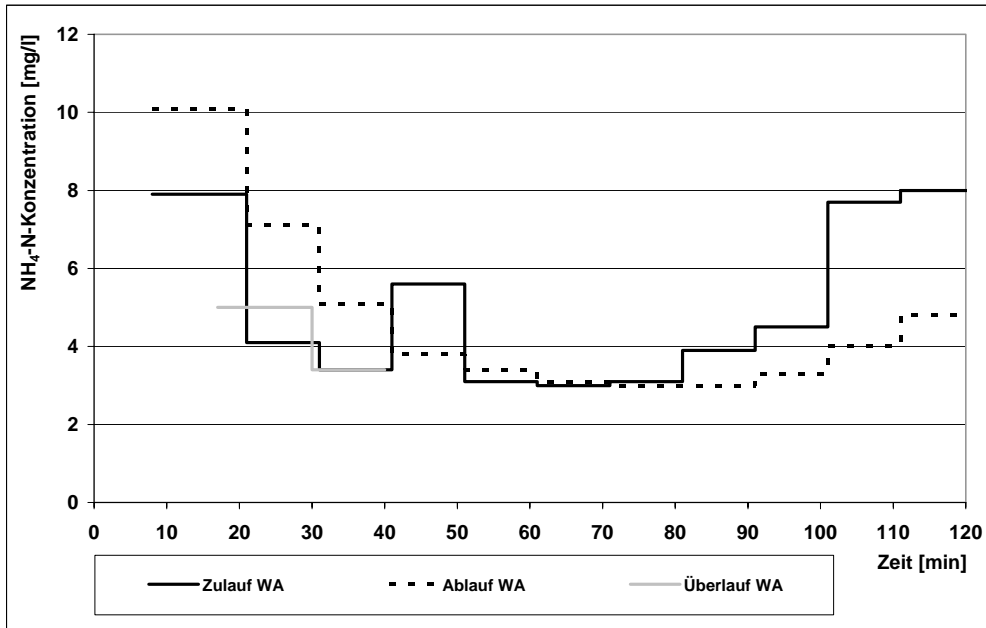


Abb. 6.8: Ammoniumstickstoffkonzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

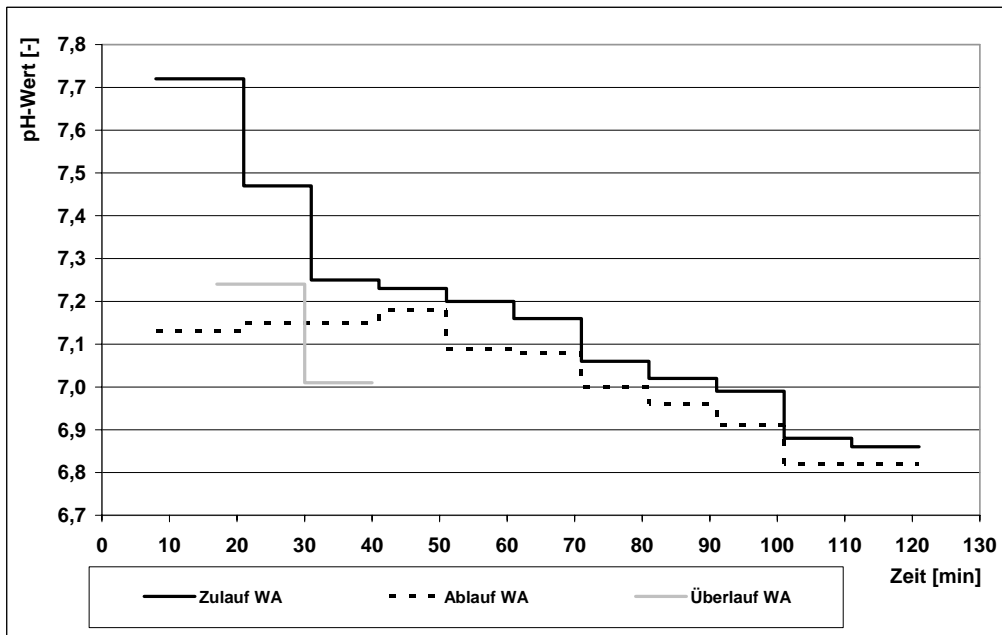


Abb. 6.9: pH-Wert an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 24.07.2003

Die funktionale Beziehung zwischen Ammoniumstickstoff, der den Stickstoffanteil im Ammonium repräsentiert, und dem Ammoniakstickstoff, der für den entsprechenden Anteil im Ammoniak steht, wurde von Emerson et al. (1975) vorgestellt (vgl. Gl. 6.1).

$$\text{NH}_3\text{-N} = \frac{1}{10^{(0,09018 + \frac{2729,92}{273,2-T} + \text{pH})} + 1} \text{NH}_4\text{-N} \quad [\text{mg/l}] \quad (6.1)$$

Mit:

T: Temperatur im betrachteten Abflussstrom

pH: pH-Wert des betrachteten Abflussstroms

Da im Rahmen der durchgeführten Messungen der Verlauf des pH-Wertes während des Ereignisses erfasst wurde (vgl. Abb. 6.9), aber keine Informationen zur Mischwassertemperatur vorlagen, sind die sich im Überlauf des Wirbelabscheiders ergebenden Konzentrationen an Ammoniakstickstoff in Tabelle 6.1 sowohl für eine Temperatur von 15°C als auch für 20°C angegeben. Es zeigt sich, dass die kritische Konzentration von 100 µg/l weit unterschritten wird.

Tabelle 6.1: Ammoniakstickstoffkonzentration im Überlauf von Wirbelabscheider 1 für Temperaturen des Mischwassers von 15°C und 20°C

	NH ₃ -N (15°C)	NH ₃ -N (20°C)
Zeitintervall	µg/l	
17. Minute - 30. Minute	24	34
31. Minute - 40. Minute	10	14

6.1.2 Ergebnisse der Standardbeprobung am Beispiel des Entlastungsereignisses am 30.07.2003

Im Verlauf des Regens, der am RÜB Bexbach/Rothmühle eine Entlastung in den Bexbach verursachte, fielen am 30.07.2003 ab 19:00 innerhalb von 150 Minuten etwa 8 mm Niederschlag.

Ein Überblick über das Niederschlagsgeschehen und die resultierende Zulaufganglinie ist in Abbildung 6.10 dargestellt. Wie am 24.07.2003 kommt es auch hier kurz vor Beginn des Wirbelabscheiderüberlaufs nach etwa 20 Minuten zu einem Rückgang der Zuflussmenge, die maximal etwa 2.800 l/s betrug. Die Lage der ebenfalls dargestellten Entlastungsphase zeigt, dass diese extrem hohe und kurze Zuflussspitze komplett vom Speichervolumen des Bauwerks aufgefangen wurde, während es erst bei deutlich reduziertem Zufluss zur Entlastung in den Bexbach kam (vgl. Abb. 6.11). Der maximale Abfluss im Klärüberlaufgerinne liegt mit ca. 1.800 l/s etwa 1.000 l/s unter dem Maximum im Zulauf der Anlage.

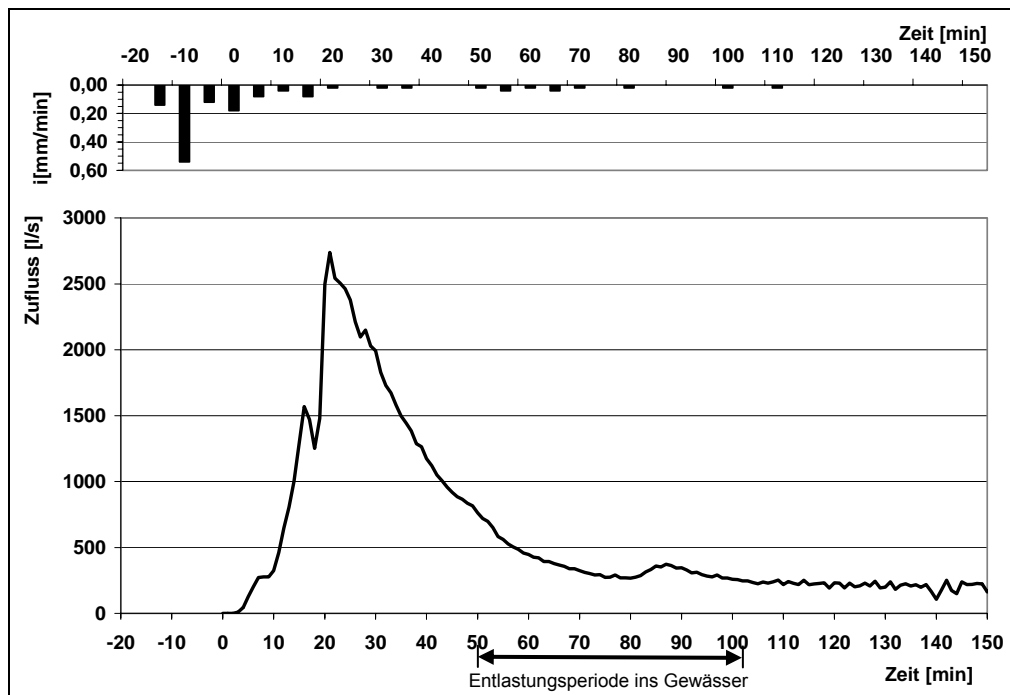


Abb. 6.10: Niederschlagsintensität und Zulaufganglinie am RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003

Wie aus Abbildung 6.11 deutlich wird, füllt sich Wirbelabscheider 1 innerhalb von ca. zehn Minuten. Durchlaufbecken 1 füllt sich nach dem Beginn des Überlaufs von Wirbelabscheider 1 ebenfalls zügig. Nach weiteren 20 Minuten springt der Klärüberlauf von Durchlaufbecken 1 an (vgl. Abb. 6.12).

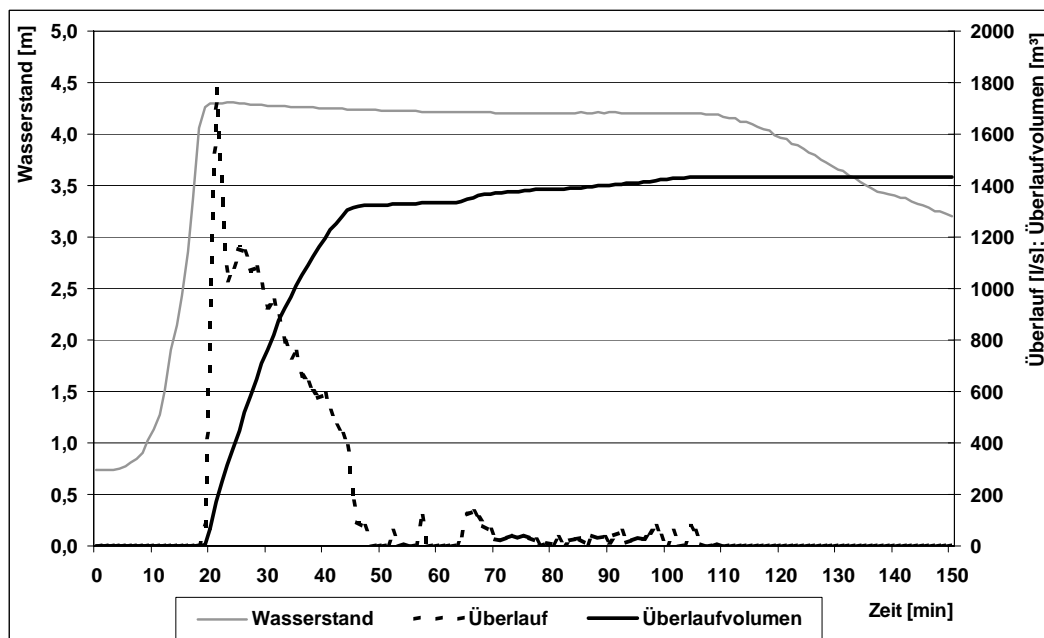


Abb. 6.11: Wasserstände, Überlaufmenge und Überlaufvolumensumme an Wirbelabscheider 1 während des Regens am 30.07.2003

Nachdem der Zulauf zur Anlage etwa ab der 60. Minute stark abflacht, nimmt auch die Überlaufmenge am Wirbelabscheider stark ab. Danach kommt es noch dreimal zu einem Überschwappen des Beckens, was mit dem Auf- und Zuklappen der Biegeklappen,

die in den Überlaufschlitzen der Becken angeordnet sind, infolge steigenden und sinkenden Wasserstands im Bauwerk zu begründen ist.

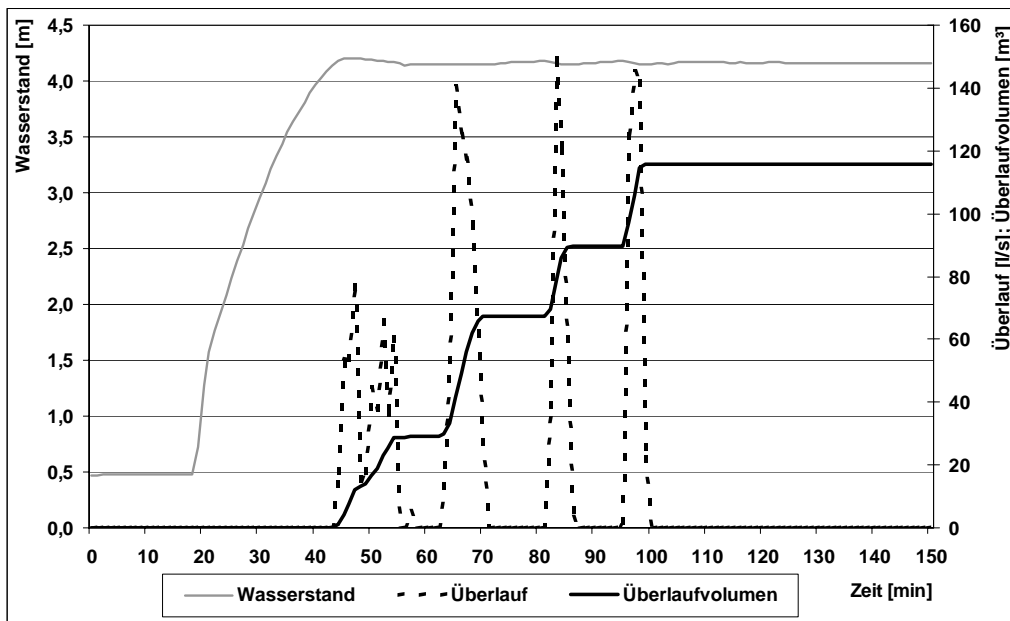


Abb. 6.12: Wasserstände, Überlaufmenge und Überlaufvolumensumme an Durchlaufbecken 1 während des Regens am 30.07.2003

Aus Abbildung 6.13, die den Verlauf der CSB-Konzentrationsganglinie darstellt, ist zunächst ersichtlich, dass die Probennahme im Ablauf des Wirbelabscheiders nach zwei Probennahmen ausgefallen ist. Es treten außerdem zu Beginn und nach ca. 40 Minuten zwei CSB-Zulaufpeaks auf, deren Konzentrationen 900 mg/l bzw. 1.200 mg/l betragen. Das erste Konzentrationsmaximum entspricht etwa der um diese Tageszeit auftretenden TW-Konzentration, was für einen Verdrängungsstoß als Ursache spricht. Das zweite Maximum könnte mit einem verzögert eintreffenden Spülstoß aus dem Teileinzugsgebiet Frankenholz, oberhalb des Stauraumkanals Schlammweiher, zusammenhängen. Dieses Teileinzugsgebiet liegt etwa 20 Fließminuten oberhalb des übrigen Gebiets. Da dieses Gebiet vorentlastet ist, führt die Ankunft des Spülstoßes nicht unbedingt auch zu einem Peak bei der Zuflussmenge zum RÜB Bexbach/Rothmühle.

Die beiden Konzentrationsmaxima spiegeln sich in stark abgeschwächter Form auch im Überlauf des Wirbelabscheiders und im Klärüberlauf wider. Dadurch wird ansatzweise die in diesem Bauwerkstyp vorherrschende Pfropfenströmung augenfällig.

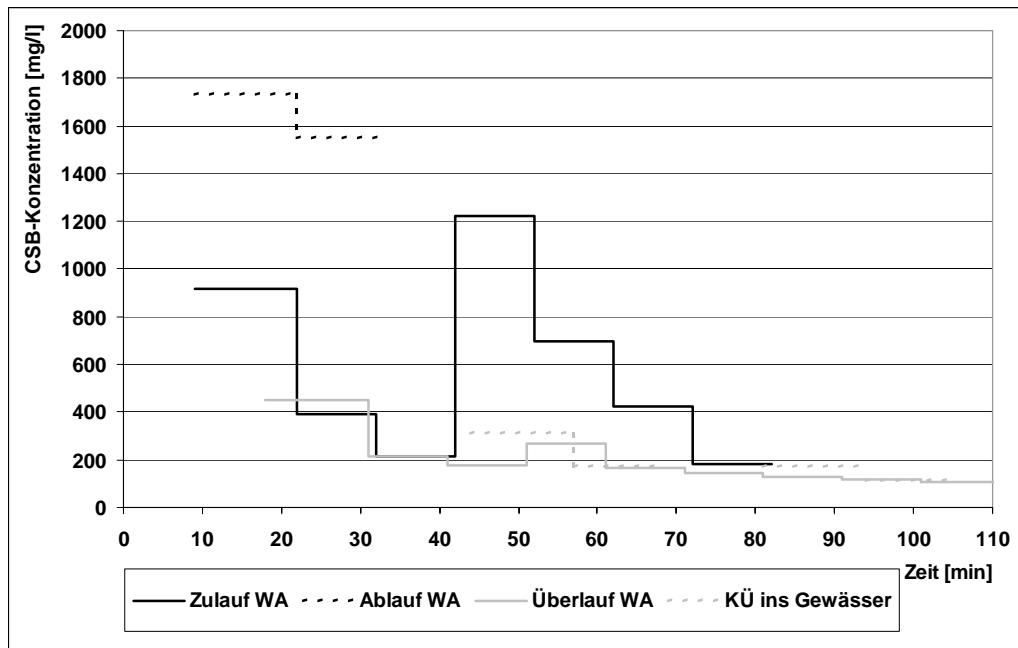


Abb. 6.13: CSB-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003

Zwei Konzentrationsmaxima weist auch die Ganglinie der ASS-Konzentration auf. Hier liegt das zweite Maximum mit 25 ml/l allerdings 10 ml/l unter dem ersten (s. Abb. 6.14). Wie beim CSB ist auch für den ASS die Wirkung der Wirbelabscheiderstufe und der Durchlaufbeckenstufe anhand der in Richtung Klärüberlauf immer deutlich abnehmenden Konzentrationen erkennbar.

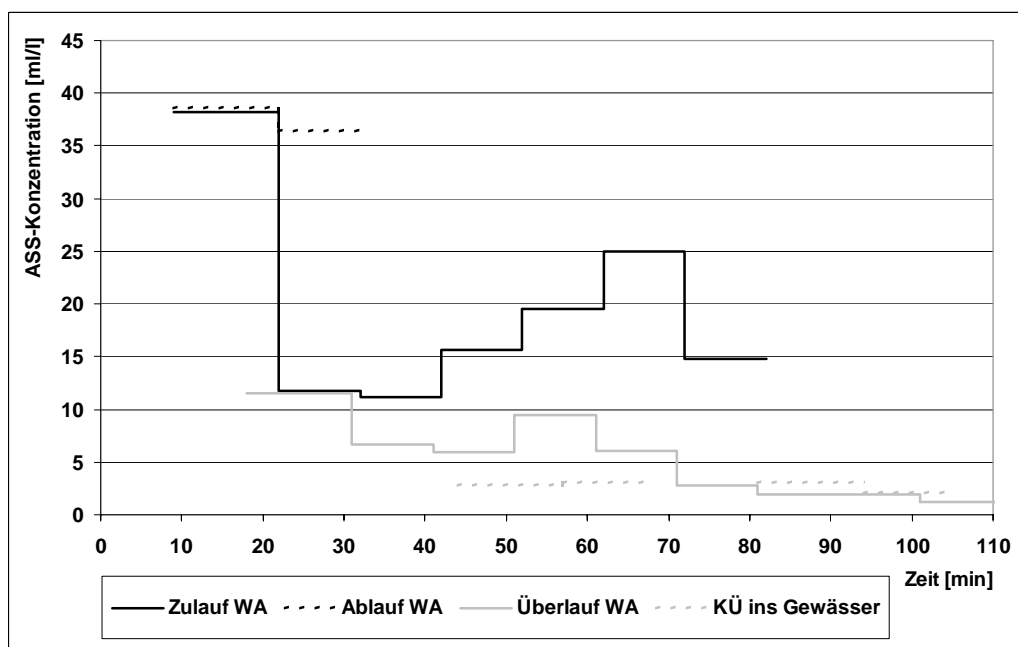


Abb. 6.14: ASS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003

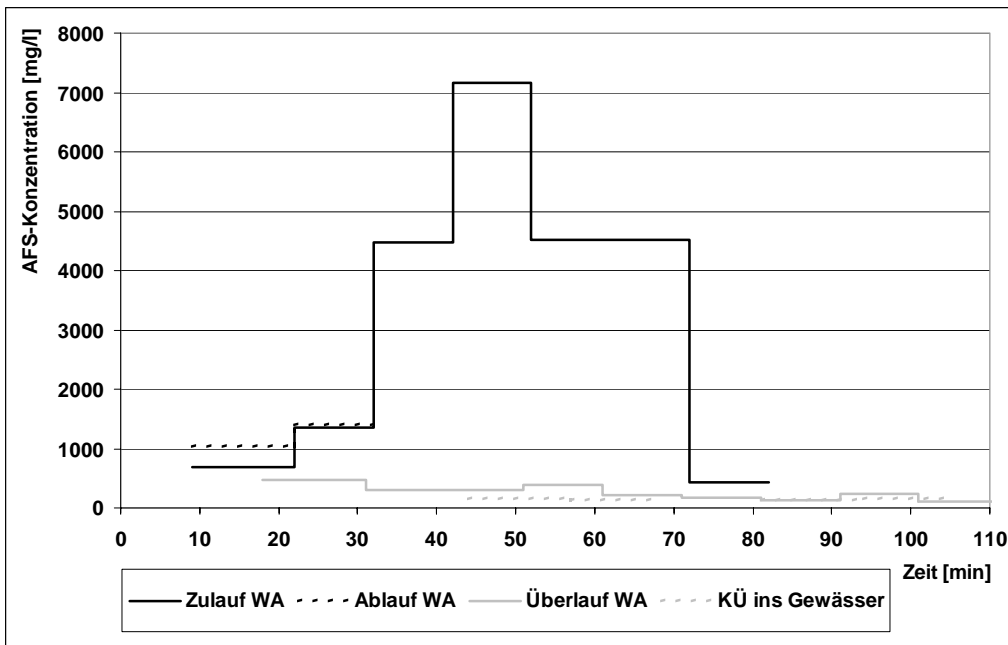


Abb. 6.15: AFS-Konzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003

Zu einer überproportional erhöhten Zulaufkonzentration kommt es nach etwa 30 Minuten beim AFS. Das geht aus Abbildung 6.15 hervor. Da ein Maximum dieser Größenordnung bei den ASS nicht auftritt, liegt der Schluss nahe, dass es sich um schwer absetzbare Partikel handelt. Auch hier ist, wie bei den beiden zuerst genannten Parametern, die Reinigungswirkung der Anlage unübersehbar.

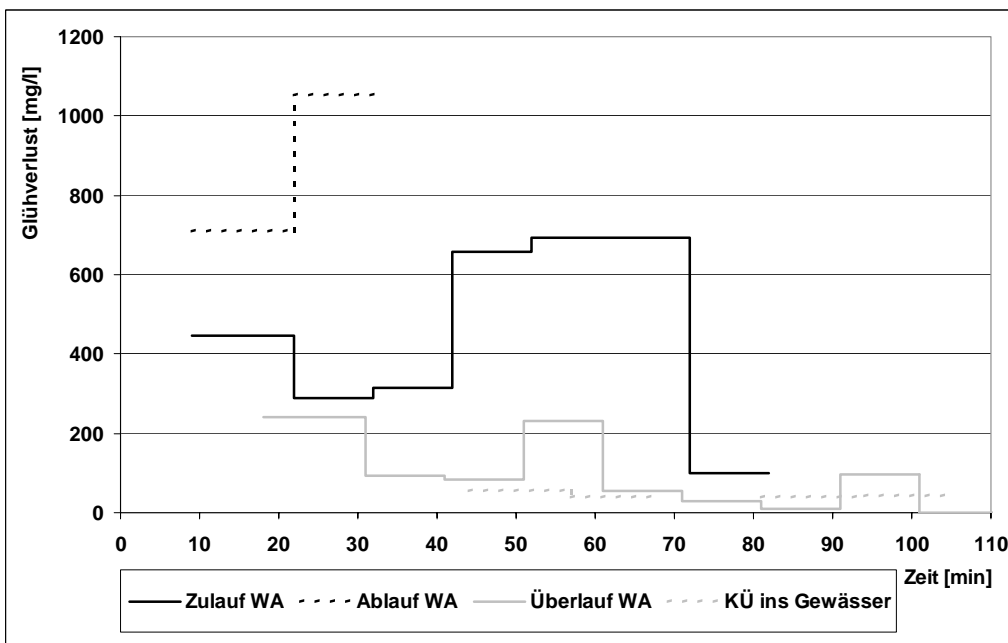


Abb. 6.16: Glühverlust an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003

Wie beim CSB treten beim Glühverlust zwei Konzentrationsmaxima ähnlicher Größenordnung auf (vgl. Abb. 6.16). Dies weist darauf hin, dass es sich bei dem AFS-Konzentrationsmaximum, das nach etwa 50 Minuten auftritt, um feine und hoch organisch belastete Partikel handelt.

Tabelle 6.2: Ammoniakstickstoffkonzentration im Überlauf von Wirbelabscheider 1 für Temperaturen des Mischwassers von 15°C und 20°C am 30.07.2003

Zeitintervall	NH ₃ -N (15°C)	NH ₃ -N (20°C)
	µg/l	
44. Minute - 57. Minute	22	32
58. Minute - 67. Minute	18	26
81. Minute -94. Minute	18	26
95. Minute - 104. Minute	13	19

In den Abbildungen 6.17 und 6.18 sind die Verläufe der Ammoniumstickstoffkonzentrationen und der pH-Werte während des Ereignisses am 30.07.2003 dargestellt. Hier sind insbesondere die Werte für den Klärüberlauf interessant. Anhand dieser Werte konnte die Konzentration an Ammoniakstickstoff berechnet werden, die sich bei Mischwassertemperaturen von 15°C bzw. 20°C nach Emerson et al. (1975) ergibt. Diese Konzentrationen sind in Tabelle 6.2 ablesbar. Sie liegen weit unterhalb der empfohlenen Maximalkonzentration für Gewässer nach BWK M 3 (2001) von 100 µg/l. Damit kann eine Gefahr für die Gewässergüte des Bexbachs infolge der Emissionen an Ammoniak über den Klärüberlauf des RÜB Bexbach/Rothmühle ausgeschlossen werden.

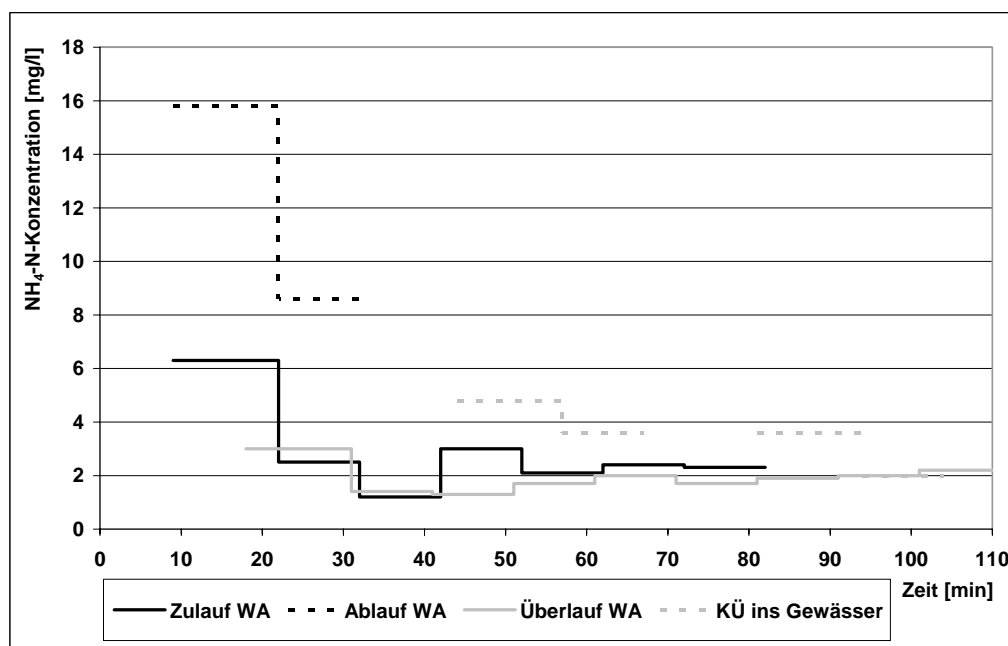


Abb. 6.17: Ammoniumstickstoffkonzentration an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003

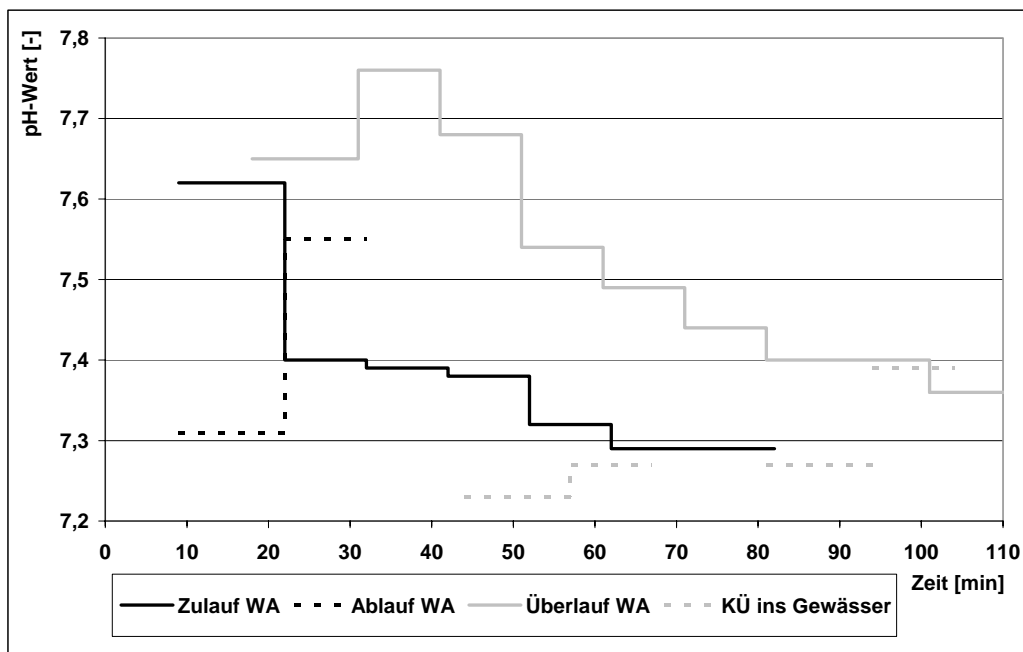


Abb. 6.18: pH-Wert an verschiedenen Bauwerkspunkten des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Regens am 30.07.2003

Im Verlauf der weiteren beobachteten Entlastungsereignisse kam es nur sehr selten zu einer kurzfristigen Überschreitung der empfohlenen Maximalkonzentration an Ammoniakstickstoff im Entlastungsabfluss. Das bedeutet allerdings nicht zwangsläufig, dass diese Konzentration auch im Gewässer überschritten wurde.

6.2 Ergebnisse des Tracerversuchs zur Untersuchung der hydrodynamischen Abscheider- und der Durchlaufbeckenstufe

Die Resultate des Tracerversuchs bilden eine wichtige Grundlage zur späteren Modelltechnischen Darstellung der beiden Bauwerksstufen des RÜB Bexbach/Rothmühle. Der Versuch wurde am 11.01.2003 während eines Entlastungsereignisses zur Untersuchung der Aufenthaltszeit und der Rückhaltewirkung in Wirbelabscheider 1 und Durchlaufbecken 1 durchgeführt. Nähere Informationen zum Ablauf des Versuchs sind Abschnitt 5.3.2 (s. S. 69) zu entnehmen.

In Abbildung 6.19 sind die Ganglinien der Konzentrationen des Tracerstoffs Uranin, die sich aus der Auswertung der manuellen Probennahme am Überlauf von Wirbelabscheider 1 und von Durchlaufbecken 1 während des Versuchs ergaben, dargestellt. Der Nullpunkt der Zeitachse bezieht sich auf den Zeitpunkt der Tracerzugabe im Zulauf von Wirbelabscheider 1. Während im Überlauf des Wirbelabscheiders noch ein deutliches Konzentrationsmaximum registriert wird, ist die Konzentration im Überlauf von Durchlaufbecken 1 bereits beträchtlich abgepuffert. Auffällig ist der Einbruch der Konzentration im Wirbelabscheiderüberlauf etwa 6 Minuten nach Tracerzugabe. Die Vermutung liegt nahe, dass der erste Konzentrationspeak von etwa 1.700 µg/l nach 5 Minuten aufgrund einer Kurzschlussströmung auftrat, eine Erscheinung auf die später noch näher eingegangen wird. Nach ca. 26 Minuten ist die Konzentration im Wirbelabscheiderüber-

lauf auf $7 \mu\text{g/l}$ zurückgegangen. Die danach überlaufende Fracht leistet demnach keinen entscheidenden Beitrag mehr zur insgesamt überlaufenden Fracht.

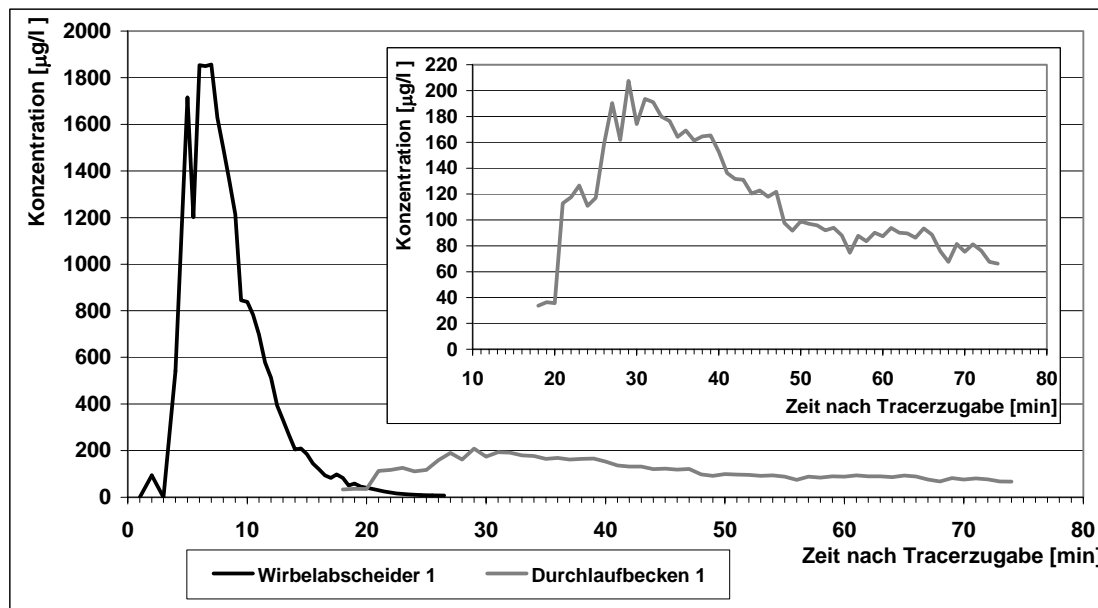


Abb. 6.19: Uraninkonzentration im Überlauf von Wirbelabscheider 1 und von Durchlaufbecken 1 während des Tracerversuchs

Bereits zu Beginn der Probennahme im Überlauf von Durchlaufbecken 1 nach 18 Minuten wird eine Konzentration von $34 \mu\text{g/l}$ gemessen. Aufgrund der hydraulischen Verhältnisse in der ersten Phase des Versuchs wurde mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit im Durchlaufbecken zwischen 35 und 50 Minuten gerechnet. Entsprechend war die erste Probennahme im Klärüberlauf von Durchlaufbecken 1 für den Zeitpunkt von 25 Minuten nach Tracerzugabe vorgesehen. Dies erschien ausreichend, um das Überlaufen des Uranins komplett zu erfassen. Da bereits zuvor eine eindeutige Einfärbung des Überlaufs infolge des Uranins erkennbar war, wurde vorzeitig mit der manuellen Probenahme begonnen.

Die am Ende der Probennahme am Überlauf von Durchlaufbecken 1 gemessene Uraninkonzentration von $66 \mu\text{g/l}$ lässt den Schluss zu, dass auch in den folgenden Minuten noch nennenswerte Frachten überliefen. Diese müssen hier vernachlässigt werden, da sie nicht quantifizierbar sind. In Abschnitt 6.2.1 wird versucht, die Auswirkungen des dadurch verursachten Fehlers bei der Berechnung der mittleren stofflichen Aufenthaltszeit des Tracers in Straße 1 des Bauwerks abzuschätzen.

Aus Abbildung 6.20, die neben der Frachtganglinie an den beprobten Überläufen auch den Anteil der aktuellen Frachtsummen an der insgesamt übergelaufenen Fracht zeigt, geht hervor, dass bereits etwa zehn Minuten nach Tracerzugabe 70% der insgesamt im Wirbelabscheiderüberlauf auftretenden Fracht dem anschließenden Durchlaufbecken 1 zugeflossen sind. Das entspricht etwa dem Frachtanteil, der zwischen der 3. und 10. Minute nach Tracerzugabe den Abscheider über den Überlauf verlässt. Dies spricht für den erheblichen Einfluss pfpfenartiger Strömungsvorgänge auf die Verhältnisse im Wirbelabscheider. Die übrigen 30% der Überlauffracht, die hauptsächlich nach 10 Minu-

ten überlaufen, sind jedoch einen nicht zu vernachlässigenden Beitrag zum Wirkungsgrad des Bauwerks.

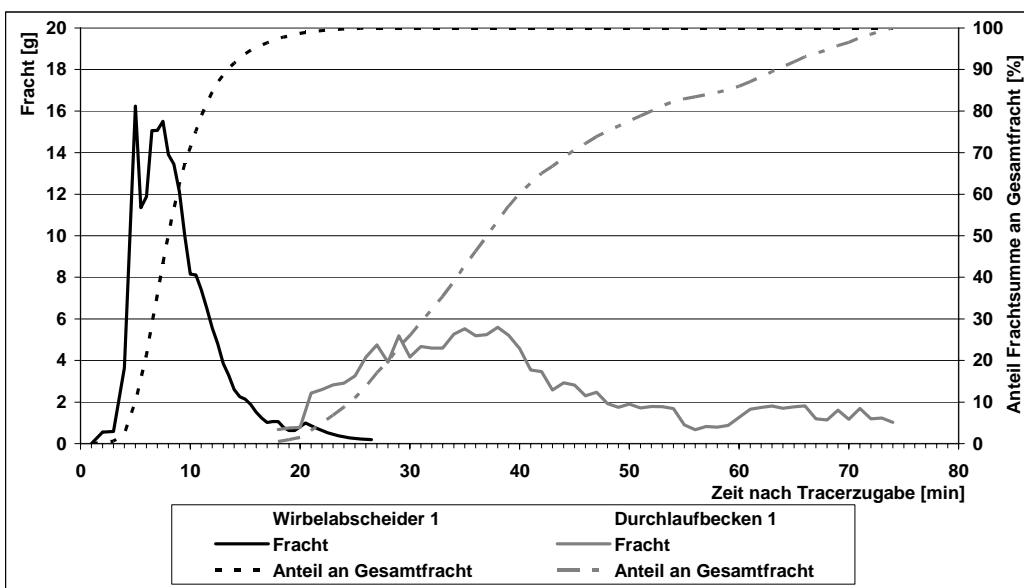


Abb. 6.20: Uraninfracht und Anteil der Frachtsumme an der Gesamtfracht im Überlauf von Wirbelabscheider 1 und von Durchlaufbecken 1 während des Tracerversuchs

Der gleichmäßige Anstieg des Anteils der Frachtsumme an der Gesamtfracht im Klärüberlauf weist darauf hin, dass der Einfluss von Kurzschlüssen in der Durchlaufbeckenstufe weitaus ausgeprägter ist als in der Wirbelabscheiderstufe (s. Abb. 6.20). Andererseits lässt die langsame Abnahme der Überlaufkonzentrationen nach dem Erreichen der Maximalkonzentration eher auf eine vollständige Durchmischung schließen.

6.2.1 Bestimmung der Aufenthaltszeiten in den Bauwerkselementen

Über die Gesamtdauer des Versuchs ergibt sich für Wirbelabscheider 1 eine mittlere hydraulische Aufenthaltszeit von ca. 7,5 Minuten. Diese ergibt sich aus dem Zuflussvolumen bezogen auf das Speichervolumen von Wirbelabscheider 1. Berechnet man die resultierende mittlere Aufenthaltszeit des Uranins auf der Basis der konzentrationsbezogenen Verweilzeitverteilung $E(t)$ nach Alkhaddar et al. (1999) mit Hilfe der Gleichungen 5.1 und 5.2 in Abschnitt 5.3.1 (S. 65), so ergibt sich eine mittlere Aufenthaltsdauer von 8,3 Minuten. Mit der frachtbezogenen Verweilzeitverteilung nach den Gleichungen 5.4 und 5.5 in Abschnitt 5.3.2 errechnet sich eine mittlere stoffbezogene Aufenthaltszeit von 8,8 Minuten. Da die frachtbezogene Verweilzeitverteilung die dynamische Anlagenbeschickung berücksichtigt, kann die auf ihr basierende Aufenthaltszeit als genauer eingestuft werden. Für die vergleichende Beurteilung der hydraulischen und der stofflichen Aufenthaltszeiten ist dies jedoch von untergeordneter Bedeutung, weil beide stofflichen Aufenthaltszeiten über der mittleren hydraulischen Aufenthaltsdauer liegen. Das ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass bei der Durchströmung des Wirbelabscheiders das vorhandene Volumen effektiv aktiviert wird.

Für das Uranin ergibt sich in Wirbelabscheider 1 ein Frachtwirkungsgrad von 40,8%. Daraus folgt, bei einem hydraulischen Wirkungsgrad von 38,5% während des Versuchs,

eine Effektivität von 2,3%. Da es sich bei Uranin um einen vollständig gelösten Stoff handelt, müsste die Effektivität theoretisch 0% betragen. In Anbetracht der Ungenauigkeiten infolge der Messintervalle bei der Volumen- und Konzentrationenmessung wird das Ergebnis als ausreichend genau angenommen. Einen Einfluss kann auch die Zugabe des Tracers über den Probennehmerschlauch der Zulaufprobennahme an der Sohle des Zulaufrohres zu Wirbelabscheider 1 haben. Es kann davon ausgegangen werden, dass der Tracerstoff nicht voll mit dem übrigen Zuflussvolumen durchmischt ist. Es bestand allerdings keine andere Möglichkeit, den Tracer zu injizieren und gleichzeitig die ausschließliche Beaufschlagung von Wirbelabscheider 1 mit der Substanz zu gewährleisten.

Die Beobachtungsdauer des Wirbelabscheiderüberlaufs beträgt mit 26,5 Minuten ca. das 3,5-fache der ermittelten hydraulischen Aufenthaltsdauer. Sie liegt damit im Bereich der von Naumann und Buffham (1983) empfohlenen Mindestdauer von 3 bis 4 Aufenthaltszeiten. Inklusiv der auf der Basis der Standardprobennahme gemessenen Fracht, die den Wirbelabscheider über den Ablauf verlässt, werden 283 g der insgesamt injizierten Uraninfracht von 350 g wieder nachgewiesen. Dies liegt zwar unterhalb der von Teefy et al. (1990) empfohlenen 90%, ist aber damit zu begründen, dass im Ablauf von Wirbelabscheider 1 keine detaillierte Probennahme stattfand. Teefy et al. (1990) führten außerdem ihre Versuche überwiegend unter stationären Zuflussbedingungen durch. Vor diesem Hintergrund ist die Wiederfindungsrate von etwa 81% bei dem in Bexbach unter dynamischen Belastungsbedingungen durchgeführten Tracerversuch als äußerst zufrieden stellend anzusehen.

In Abbildung 6.21 ist eine von Alkhaddar et al. (1999) ermittelte konzentrationsbezogene Verweilzeitverteilung den für den Tracerversuch ermittelten konzentrations- und frachtbezogenen Verweilzeitverteilungen gegenübergestellt. Um trotz der unterschiedlichen Untersuchungsdauer und Probennahmeintervalle eine vergleichende Bewertung der Verläufe beider Verweilzeitverteilungen durchführen zu können, wird die Zeitachse normiert. Die einzelnen Zeitwerte der Funktionen sind dabei zu den sich jeweils ergebenden mittleren stofflichen Aufenthaltszeiten ins Verhältnis gesetzt.

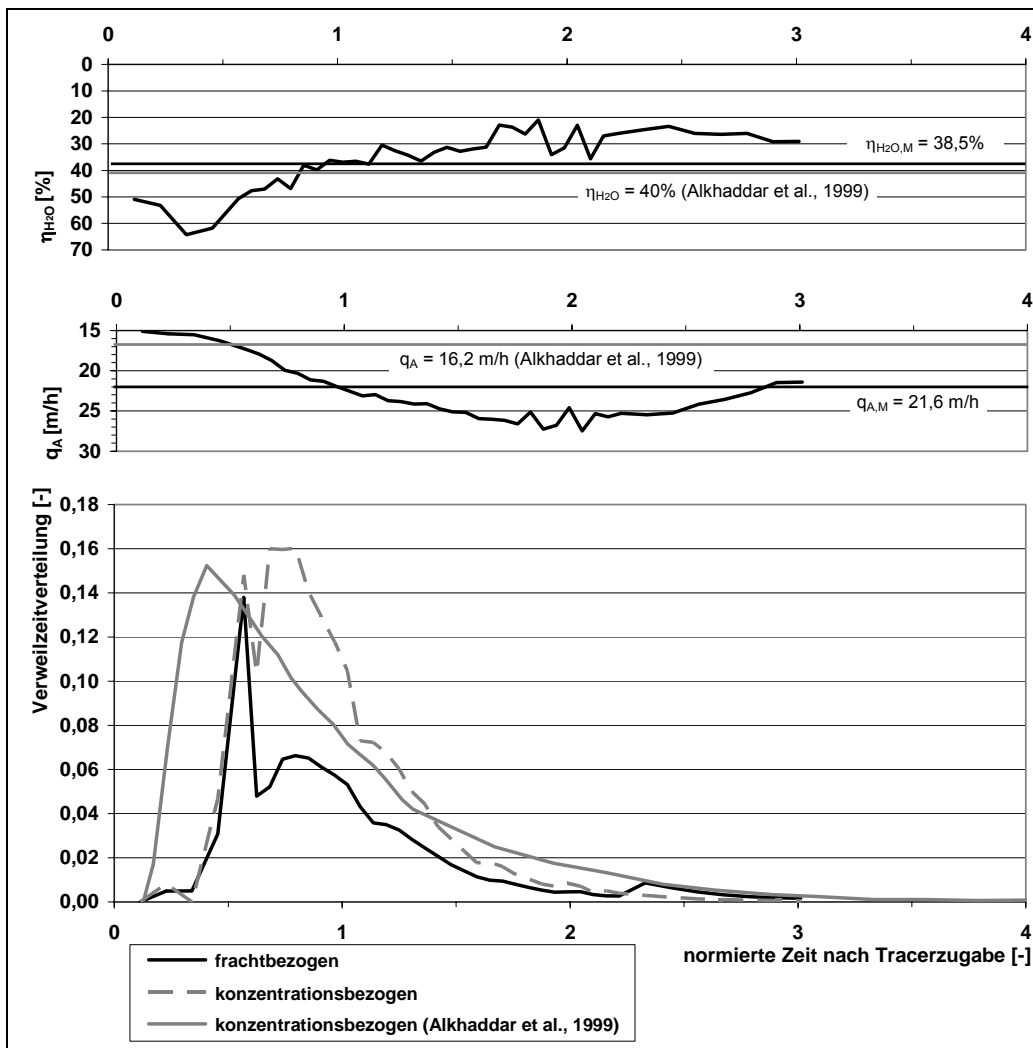


Abb. 6.21: Hydraulischer Wirkungsgrad, Oberflächenbeschickung, konzentrations- und frachtbezogene Verweilzeitverteilung für den Tracerversuch sowie konzentrationsbezogene Verweilzeitverteilung nach Alkhaddar et al. (1999)

Alkhaddar et al. (1999) ermittelten die dargestellte Funktion bei einem konstanten Zufluss, der einer Oberflächenbeschickung ihres Modells von 21,6 m/h entspricht. Außerdem lag während des Versuchs der hydraulische Wirkungsgrad konstant bei 40%. Diese Werte entsprechen etwa den während des Tracerversuchs in Bexbach auftretenden Mittelwerten. Da der Zufluss zu dem von Alkhaddar et al. (1999) untersuchten Modell eines hydrodynamischen Abscheiders konstant gehalten wurde, entspricht die konzentrationsbezogene Verweilzeitverteilung der frachtbezogenen, die sich für den Versuch ergeben hätte. Die Funktion stellt somit auch den qualitativen Verlauf des überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrads dar, denn aufgrund der stationären Randbedingungen kann der aktuelle überlaufbezogene Frachtwirkungsgrad unter Nutzung eines konstanten Faktors aus dem aktuellen Wert der Verweilzeitverteilung bestimmt werden. Dies wird anhand der Gleichungen 6.2 bis 6.4 verdeutlicht.

$$\eta_{B,\dot{U}}(t) = \frac{B_{\dot{U}}(t)}{B_{ZU}} = \frac{C_{\dot{U}}(t) Q_{\dot{U}}}{C_{ZU,0} Q_{ZU}} = \frac{1}{C_{ZU,0}} (1 - \eta_{H_2O}) C_{\dot{U}}(t) \quad (6.2)$$

$$\Rightarrow C_{\bar{U}}(t) = \frac{C_{ZU,0}}{1 - \eta_{H_2O}} \eta_{B,\bar{U}}(t) \quad (6.3)$$

$$\Rightarrow E(t) = \frac{C_{\bar{U}}(t)}{\int_0^{\infty} C_{\bar{U}}(t) dt} = \eta_{B,\bar{U}}(t) \frac{\frac{C_{ZU,0}}{1 - \eta_{H_2O}}}{\int_0^{\infty} C_{\bar{U}}(t) dt} \quad \text{mit} \quad \frac{\frac{C_{ZU,0}}{1 - \eta_{H_2O}}}{\int_0^{\infty} C_{\bar{U}}(t) dt} = \text{const.} \quad (6.4)$$

Mit:

- $\eta_{B,\bar{U}}(t)$: Zeitlicher Verlauf des überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrads
- η_{H_2O} : Konstanter hydraulischer Wirkungsgrad
- $B_{\bar{U}}(t)$: Zeitlicher Verlauf der Überlauffracht
- B_{ZU} : Konstanter Zulauffrachtimpuls
- $C_{ZU,0}$: Konzentrationsimpuls bei Tracerzugabe
- Q_{ZU} : Konstante Zuflussmenge
- $C_{\bar{U}}(t)$: Zeitlicher Verlauf der Konzentration im Überlauf
- $Q_{\bar{U}}$: Konstante Überlaufmenge
- $E(t)$: Verweilzeitverteilung

Setzt man voraus, dass in beiden Abscheidern bei ähnlichen Randbedingungen vergleichbare Strömungsverhältnisse herrschen, müssten sich ähnliche Verweilzeitverteilungen ergeben.

Der Vergleich der konzentrationsbezogenen Verweilzeitverteilungen in Abbildung 6.21 veranschaulicht die ähnlichen Verläufe beider Funktionen. Da während des Tracerversuchs am RÜB Bexbach/Rothmühle eine dynamische Volumenbelastung vorlag, ist ein Vergleich der Verweilzeitverteilung von Alkhaddar et al. (1999) mit der frachtbezogenen des Tracerversuchs passender als eine vergleichende Betrachtung beider konzentrationsbezogener Funktionen. Eine Gegenüberstellung der konzentrationsbezogenen Altersfunktion nach Alkhaddar et al. (1999) und der aus den Tracermessungen am RÜB Bexbach/Rothmühle bestimmten frachtbezogenen Funktion zeigt, dass sich beide Funktionswerte im gleichen Wertebereich bewegen. In der Anfangsphase weisen beide Kurven durchaus einen ähnlichen Verlauf auf. Der Anstieg der frachtbezogenen Funktion im Tracerversuch in Bexbach beginnt jedoch mit zeitlicher Verzögerung. Das hängt wahrscheinlich mit der anfänglich geringen Oberflächenbeschickung bzw. dem höheren hydraulischen Wirkungsgrad in Wirbelabscheider 1 zusammen. Trotz steigender Oberflächenbeschickung und sinkendem hydraulischen Wirkungsgrad bricht die frachtbezogene Verweilzeitverteilung für Wirbelabscheider 1 nach der 0,6-fachen Aufenthaltszeit ein, und es vollzieht sich unter den veränderten Belastungsbedingungen ein Sprung auf einen anderen Funktionsverlauf. Der Funktionsverlauf auf geringerem Niveau weist darauf hin, dass der Abscheider nun effektiver wirkt. Trotz dieser Abweichungen in den Funktionsverläufen, die auf den unterschiedlichen Belastungssituationen basieren, kann man erkennen, dass die Größenordnung und der Verlauf der Verweilzeitverteilung des Modellabscheiders und des Wirbelabscheiders 1 sehr ähnlich sind. Der Schluss liegt nahe, dass sich in beiden Bauwerken unter ähnlichen Belastungsbedingungen auch vergleichbare Strömungsfelder ausbilden.

Mit Hilfe der Verweilzeitverteilung, die aus den im Klärüberlauf von Durchlaufbecken 1 gemessenen Konzentrationen errechnet wird, kann die stoffliche Aufenthaltszeit in der Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle ermittelt werden. Für den berücksichtigten Beobachtungszeitraum ergibt sich eine mittlere hydraulische Aufenthaltszeit in Straße 1 von 65 Minuten. Die auf der Basis der frachtbezogenen Altersfunktion berechnete mittlere stoffliche Aufenthaltszeit für Straße 1 beträgt ca. 40,8 Minuten. Daraus geht hervor, dass die mittlere Aufenthaltszeit in Durchlaufbecken 1 erheblich unter der hydraulischen Aufenthaltszeit in diesem Bauwerkselement liegen muss. Dies legt den Schluss nahe, dass infolge von Kurzschlussströmungen nur ein Teil des Bauwerksvolumens aktiv durchströmt wird. Dies hat offensichtlich erheblichen Einfluss auf die Rückhaltewirkung des Bauwerks.

Da die Probennahme im Klärüberlauf von Durchlaufbecken 1 etwa 30 Minuten vor Entlastungsende beendet wurde, konnte nicht die gesamte überlaufende Tracerfracht bei der Berechnung der stofflichen Aufenthaltszeit in Straße 1 berücksichtigt werden. Die letzte gemessene Uraninkonzentration im Klärüberlauf betrug $66 \mu\text{g/l}$. Es ist davon auszugehen, dass die Entlastungskonzentration bis zum Ende der Überlaufperiode weiter stetig abgesunken ist. Geht man jedoch davon aus, dass sie ungünstigstenfalls bis zum Entlastungsende konstant geblieben ist, würde sich daraus eine mittlere stoffliche Aufenthaltszeit in Straße 1 von 50 Minuten ergeben. Auch diese Aufenthaltszeit liegt erheblich unter der hydraulischen Aufenthaltszeit der Straße 1 von 70 Minuten, die sich bei Berücksichtigung der Beckenbeschickung bis zum Entlastungsende ergibt. Daraus folgt, dass sich selbst unter diesen Rahmenbedingungen nichts an der oben getroffenen Aussage ändern dürfte.

6.2.2 Ermittlung der Überlaufwirkungsgradmatrix zur Beschreibung der Rückhaltewirkung

Wie zuvor erläutert, entsprechen die von Alkhaddar et al. (1999) im Rahmen ihrer Modellversuche bestimmten Verweilzeitverteilungen $E(t)$ den jeweiligen Verläufen der Frachtwirkungsgrade (vgl. Gl. 6.1 bis 6.3). Regressionsfunktionen, die den Verlauf der Verweilzeitverteilungen abbilden, können demnach mit angepassten Parametern auch den Verlauf des Frachtwirkungsgrades mit gleicher Genauigkeit wiedergeben.

In Abbildung 6.22 ist die bereits in Abbildung 6.21 dargestellte Verweilzeitverteilung für einen Modellversuch von Alkhaddar et al. (1999) zu sehen. Zusätzlich sind in der Abbildung zwei Regressionsfunktionen gezeigt. Sie korrelieren sehr eng mit den steigenden bzw. fallenden Werten der Verweilzeitverteilung.

Auf der Basis dieser beiden e -Funktionen für den steigenden bzw. fallenden Bereich der überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrade können aktuelle Wirkungsgrade in Abhängigkeit von Zeit, momentaner hydraulischer Aufteilung und momentaner Oberflächenbeschickung bestimmt werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich für Wirbelabscheider 1 bei stationären Randbedingungen ähnliche Wirkungsgradverläufe wie bei Alkhaddar et al. (1999) herausbilden. Für jeden möglichen stationären Zustand stellt sich ein Funktionsverlauf des überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrads ein, der durch

die in Abbildung 6.22 beschriebenen Korrelationsfunktionen unter Anpassung der Funktionsparameter dargestellt werden kann. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass bei dynamischer Änderung der Randbedingungen der weitere Verlauf des Wirkungsgrads durch „Springen“ auf den Wirkungsgradverlauf, der sich aus den als stationär angesetzten, geänderten Belastungsbedingungen ergibt, bestimmt wird.

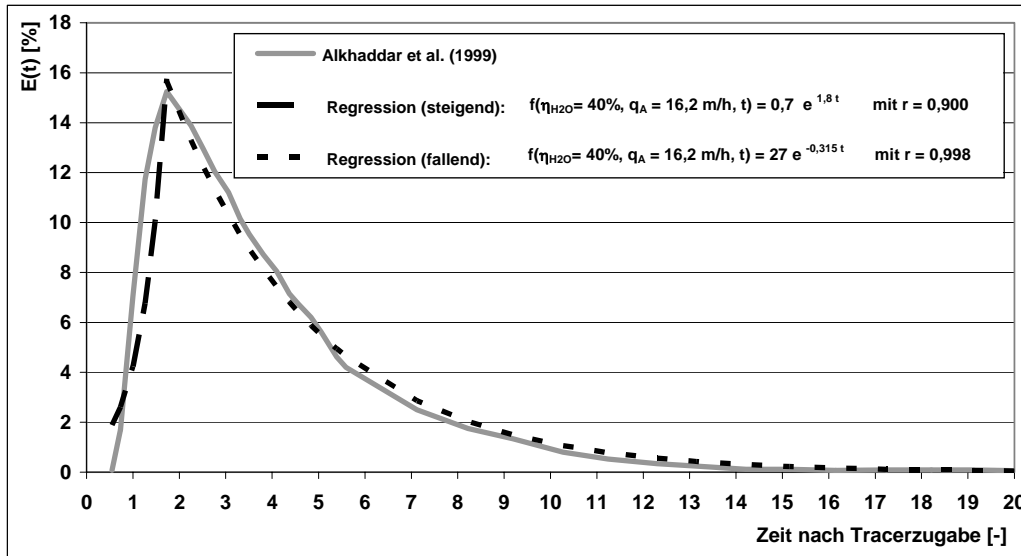


Abb. 6.22: Substitution der Verweilzeitverteilung nach Alkhaddar et al. (1999) durch Regressionsfunktionen für den steigenden und den fallenden Bereich

Zur Anpassung der Parameter der Korrelationsfunktionen an die Wirkungsgradfunktionen, die sich für Wirbelabscheider 1 ergeben, dienen neben den Ergebnissen des Tracerversuchs auch die Resultate von Wirkungsgradberechnungen für die beprobten Ereignisse.

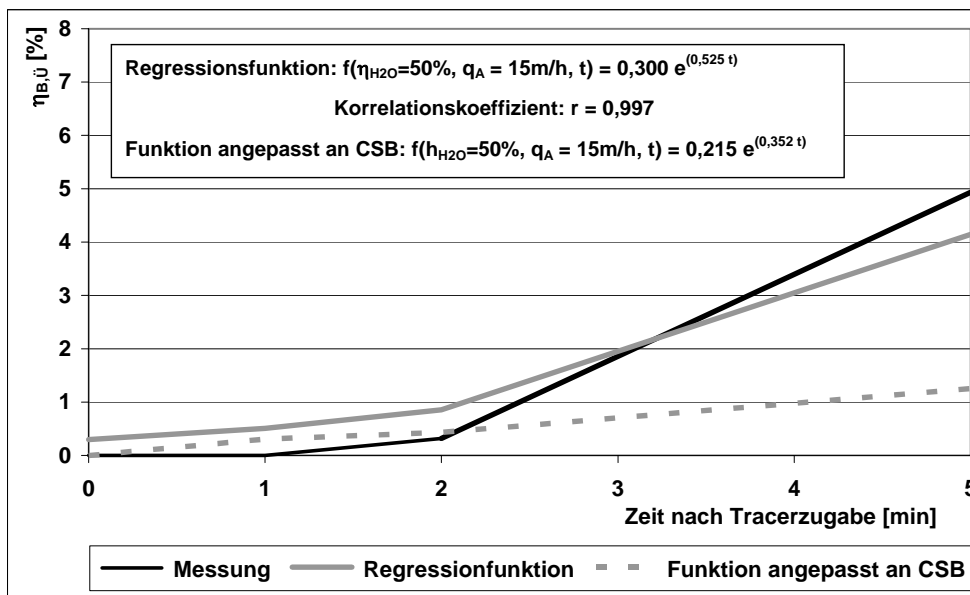


Abb. 6.23: Überlaufwirkungsgrad im „steigenden“ Bereich auf der Basis gemessener Werte und auf der Grundlage einer Regressionsfunktion

Abbildung 6.23 zeigt den ansteigenden Verlauf des überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrads, der für einen hydraulischen Wirkungsgrad von 50% und eine Oberflächenbeschickung von 15 m/h aus dem Tracerversuch an Wirbelabscheider 1 ergibt. Die während des Tracerversuchs gemessenen Werte der hydraulischen Aufteilung der Oberflächenbeschickung sind zur Vereinfachung der Zuordnung auf volle 5% bzw. 5m/h auf- bzw. abgerundet.

Die zusätzlich in Abbildung 6.23 angegebene Regressionsfunktion stellt eine erste Anpassung an den gemessenen Verlauf dar. In einem zweiten Schritt werden die Parameter der Regressionsfunktion so angepasst, dass sich der Verlauf der Funktion des Überlaufwirkungsgrades für den CSB ergibt. Nähere Informationen zum Vorgang, auf dem diese Anpassung beruht, sind in den Abschnitten 8.1.1 und 8.1.2 (S. 133 u. S. 135) beschrieben. Bis auf die Anfangswerte kommt für den CSB ein geringerer Frachtwirkungsgrad zustande. Das ist plausibel, da aufgrund von CSB-Anteilen, die an absetzbare Feststoffe gebunden sind, die Rückhaltewirkung für den CSB höher sein muss als für das vollständig gelöste Uranin.

Eine überlaufbezogene Frachtwirkungsgradkurve für den fallenden Bereich bei einem hydraulischen Wirkungsgrad von 25% und einer Oberflächenbeschickung von 25m/h ist in Abbildung 6.24 dargestellt. Für die gefundene Regressionsfunktion zur primären Anpassung ergibt sich eine recht gute Übereinstimmung mit der Messung während des Tracerversuchs. Beide Funktionsverläufe weisen mit einem Korrelationskoeffizient von 0,996 eine „sehr enge“ Korrelation auf. Insbesondere im Zeitintervall zwischen 14 und 22 Minuten nach Tracerzugabe weist der an den CSB angepasste Funktionsverlauf geringere Werte als Messung und Regressionsfunktion auf. Aufgrund der partikulären CSB-Anteile liegt auch hier die angepasste Funktion unterhalb der Messung und der Regressionsfunktion.

Bei der Bestimmung des überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrads für Durchlaufbecken 1 wird in ähnlicher Weise vorgegangen. Durch die Anordnung des Beckens im Nebenschluss entfällt jedoch die Abhängigkeit vom hydraulischen Wirkungsgrad.

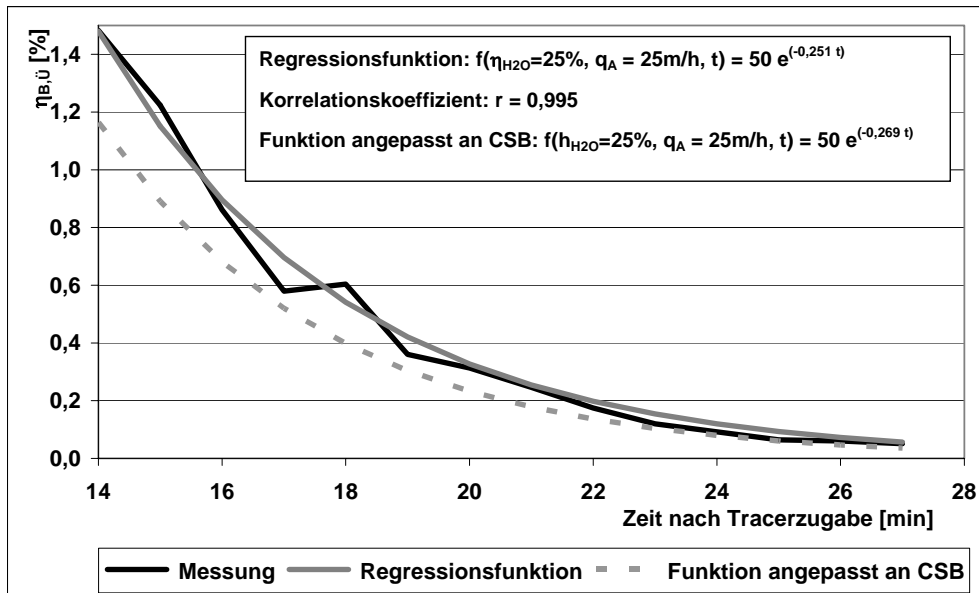


Abb. 6.24: Überlaufwirkungsgrad im „fallenden“ Bereich auf Basis gemessener Werte und auf der Grundlage einer Regressionsfunktion

6.2.3 Abweichung zwischen realen Konzentrationen und Konzentrationsverlauf aus Standardprobennahme

Die zeitlich detaillierte Probennahme am Überlauf von Wirbelabscheider 1 während des Tracerversuchs ermöglicht eine vergleichende Betrachtung der sich einstellenden Ganglinie der Uraninkonzentration mit theoretischen Konzentrationsganglinien, die sich aus den Mischproben fiktiver Standardprobennahmen ergeben hätten. Für die fiktiven Probennahmen wird von Probennahmeintervallen von fünf Minuten ausgegangen. Die zu den fiktiven Zeitpunkten der Probennahmen tatsächlich gemessenen Konzentrationen werden, wie bei der in Abschnitt 5.2 (S. 62) beschriebenen Standardauswertung, als repräsentative Konzentrationen für ein fünfminütiges Zeitintervall angenommen. Aufgrund der Zeitabstände zwischen den Probennahmen gibt es fünf mögliche Startzeitpunkte der jeweiligen Probenserie. So ist es beispielsweise möglich, dass die erste Probe einer Serie genau zum Zeitpunkt der Tracerzugabe genommen wird und die nächste fünf Minuten danach. In Abbildung 6.25 ist die Konzentrationsganglinie, die sich aus der manuellen Probennahme während des Tracerversuchs ergibt, angegeben. Daneben sind die Konzentrationsganglinien, die sich für die fünf möglichen Startzeitpunkte einer fiktiven automatischen Standardprobennahme ergeben würden, dargestellt. Zunächst ist festzustellen, dass der Tracerstoff im Überlauf von jeder der Ganglinien registriert wird. Es ist jedoch augenscheinlich, dass die fiktiven Probennahmeserien, die unmittelbar bei Tracerzugabe bzw. eine und zwei Minuten danach beginnen würden, den tatsächlichen Konzentrationsverlauf besser abbilden als die übrigen. Dies geht aus Tabelle 6.3 hervor.

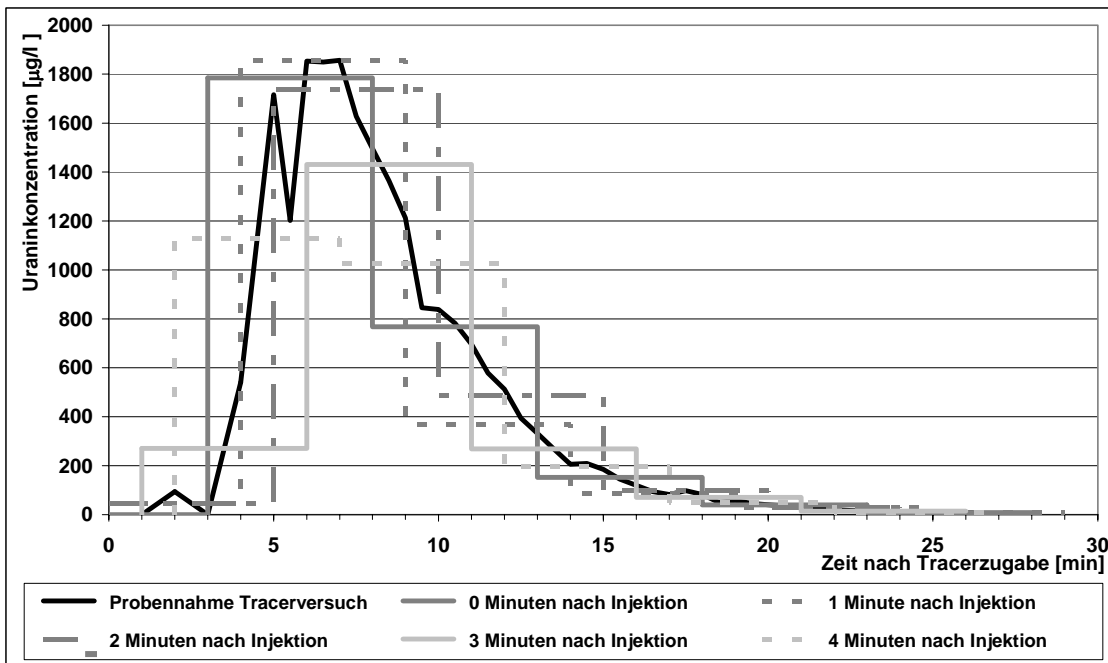


Abb. 6.25: Ganglinie der Uraninkonzentration aus manueller Probennahme und fiktiver Standardprobennahmen zu verschiedenen Startzeitpunkten

Mit einer Ausnahme wird der auf den detaillierten Daten basierende „Istwert“ des Frachtwirkungsgrades von den fiktiven Werten überschätzt.

Die zum Teil erheblichen Abweichungen der fiktiven Konzentrationsganglinien von der detaillierten Ganglinie sind auf die impulsartige Injektion des Tracers zurückzuführen. Es ist zu erwarten, dass die Verläufe von Überlaufkonzentrationen, die unter realen Belastungszuständen hervorgerufen werden, besser abgebildet werden, da sich bereits aufgrund der Fließzeiten und der Mischvorgänge im Kanalnetz oberhalb, eine Streckung von Belastungsimpulsen ergibt.

Tabelle 6.3: Frachtwirkungsgrade für Uranin auf der Basis manueller Probennahme (Istwert) und fiktiver Standardprobennahmen zu verschiedenen Startzeitpunkten

	Erste Standardprobennahme nach Tracerzugabe [min]					Istwert
	0	1	2	3	4	
η_B [%]	44,6	51,0	47,3	54,8	31,2	40,8

Zusätzlich zeigt Abbildung 6.25, dass trotz des hohen Einflusses einer Verdrängungsströmung im Wirbelabscheider mehrere Proben einer Probennahmereihe unter Standardbedingungen durch einen Konzentrationsimpuls im Zulauf beeinflusst werden. Umgekehrt folgt daraus, dass unter realen Belastungsbedingungen eine Beeinflussung einer gemessenen Konzentration im Überlauf durch die Belastungen auftritt, die dem Abscheider in einer nur schwer nachvollziehbaren Zeitspanne zufließen. Eine eindeutige Zuordnung einer Überlaufprobe zu einer oder mehreren Zulaufproben unter den gegebenen Bedingungen ist daher nicht möglich. Deshalb kann auf der Basis der im Verlauf

von Mischwasserzuflussereignissen gemessenen Konzentrationen für die Anlage kein Wirkungsgrad bestimmt werden, der einer spezifischen aktuellen Belastungssituation zuzuordnen ist. Die Abschätzung der Rückhaltewirkung basiert daher auf dem im vorherigen Abschnitt geschilderten Verfahren.

6.3 Ergebnisse der Untersuchung von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen

Für ausgewählte Proben des Zulaufs, Wirbelabscheiderablaufs, Wirbelabscheiderüberlaufs und des Klärüberlauf wurde eine Bestimmung der Sinkgeschwindigkeitsverteilungen der in ihnen enthaltenen absetzbaren Stoffe (ASS) durchgeführt. Es war zunächst geplant, die jeweiligen Überlaufproben über die mittlere hydraulische Aufenthaltszeit während des Probennahmeintervalls einer Zulaufprobe zuzuweisen. Auf diesem Wege sollten Erkenntnisse über den Zusammenhang zwischen den Sinkgeschwindigkeitsverteilungen im Zu- und Überlauf und den aktuellen Belastungsverhältnissen gewonnen werden. Wie im vorangegangenen Abschnitt gezeigt wurde, ist es jedoch unter den herrschenden Bedingungen nicht möglich, eine Überlaufprobe eindeutig einer Zulaufprobe zuzuordnen und umgekehrt. Daher geben die durchgeführten Untersuchungen nur einen groben qualitativen Eindruck der Wirkung von Wirbelabscheider- und Durchlaufbeckenstufe auf die Sinkgeschwindigkeitsverteilungen in den jeweiligen Überlaufproben wieder. Obwohl die Analysen damit für die weiteren Auswertungen nicht von unmittelbarer Bedeutung sind, werden sie im Folgenden kurz diskutiert. Das geschieht insbesondere, weil sich im Verlauf der Bearbeitung dieser Studie gezeigt hat, dass in der Fachwelt eine gewisse Nachfrage nach neuen Untersuchungen von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen in Mischwasserüberlaufproben besteht, die hier zumindest ansatzweise befriedigt werden soll. Weitere Ergebnisse der Untersuchungen sind aus Anhang A 5 (S. 210) ersichtlich.

Die Sinkgeschwindigkeit wurde mit dem Apparat zur Sedimentation im Schwerfeld ermittelt. Der Apparat und das Vorgehen bei der Durchführung der Versuche ist von Brombach et al. (1992) ausführlich beschrieben worden.

In Abbildung 6.26 sind sämtliche Sinkgeschwindigkeitsverteilungen, die aus Proben vom 30.07.2003 in Zulauf, Ablauf und Überlauf von Wirbelabscheider 1 sowie aus dem Klärüberlauf bestimmt wurden, wiedergegeben. Zusätzlich ist eine von Geiger et al. (2001) eingeführte Einstufung der Absetzbarkeit bezogen auf die Trockensubstanz der absetzbaren Stoffe dargestellt. Erwartungsgemäß liegen die Sinkgeschwindigkeiten der Zulaufproben im Bereich guter bis mittlerer Absetzbarkeit. Die untersuchte Ablaufprobe ist in weiten Bereichen schlechter absetzbar als die Zulaufproben, obwohl im Ablauf des Wirbelabscheiders eine Anreicherung leicht absetzbarer Stoffe zu erwarten war. Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass bei Mischwasserbeschickung in den Wirbelabscheidern ein gewisses Ablagerungspotenzial vorhanden ist. Das kann auch mit der, durch das Pumpwerk unterhalb des RÜB beeinflussten, Ablaufmenge aus der Wirbelabscheiderstufe zusammenhängen. Bis auf eine Ausnahme verhalten sich die Proben aus Wirbelabscheider- und Klärüberlauf wie erwartet. Die Absetzbarkeit nimmt vom Zulauf über den Wirbelabscheiderüberlauf zum Klärüberlauf ab. Alle untersuchten Proben weisen

einen relativ geringen Anteil an schlecht absetzbaren Fraktionen auf. Alle Sinkgeschwindigkeitsverteilungen bewegen sich im Bereich mittlerer bis guter Absetzbarkeit. Ähnliches ergibt sich auch für die Proben von anderen Ereignissen, die auf ihre Sinkgeschwindigkeitsverteilungen untersucht wurden (s. Anhang A 5, S. 210).

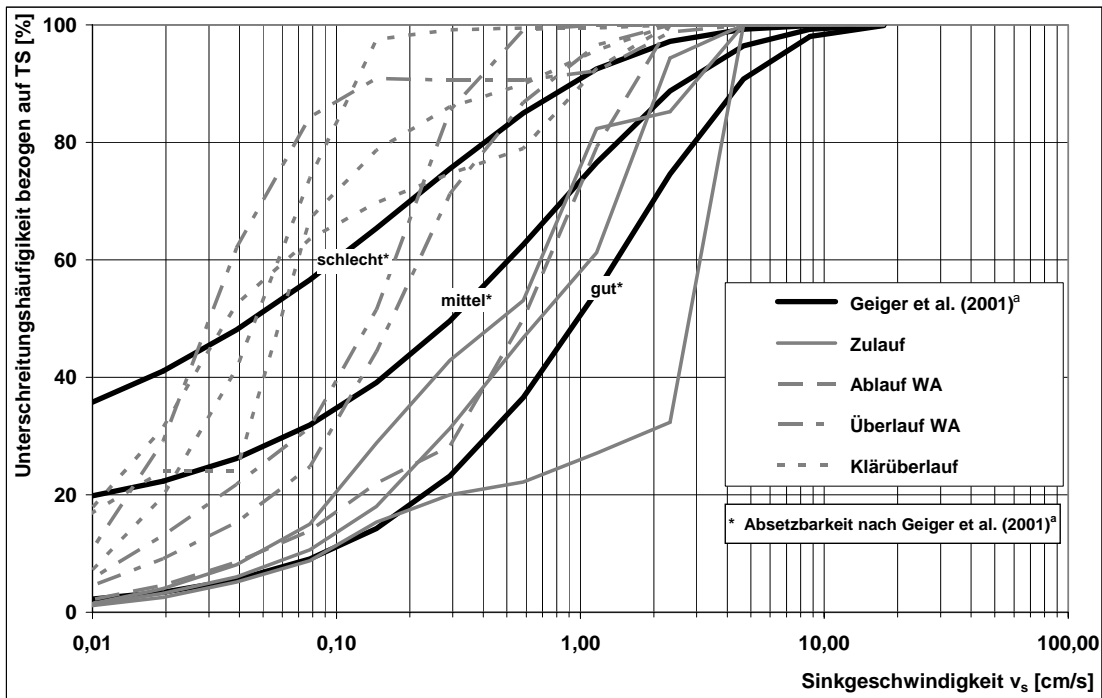


Abb. 6.26: Vergleich von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen während des Regens am 30.07.2003 mit einer Einstufung der Absetzbarkeit von Mischwasser nach Geiger et al. (2001)^a

In Abbildung 6.27 sind die am 30.07.2003 gemessenen Sinkgeschwindigkeitsverteilungen der Wertespanne von Sinkgeschwindigkeiten gegenübergestellt, die Brombach et al. (1992) in beprobten Mischwasserüberläufen ermittelt haben. Es fällt auf, dass sich von den untersuchten Wirbelabscheider- und Klärüberlaufproben nur eine Probe aus dem Wirbelabscheiderüberlauf innerhalb des von Brombach et al. (1992) angegebenen Bereichs bewegt, für die übrigen ergibt sich ein höherer Anteil schwer absetzbarer Stoffe. Ähnliches ist auch bei Überlaufproben, die im Verlauf anderer Mischwasserzuflussereignisse gezogen wurden, festzustellen (vgl. Anhang A 5, S. 210). Das RÜB Bexbach/Rothmühle entfernt absetzbare Stoffe offensichtlich bereits in der Wirbelabscheiderstufe wesentlich effektiver als die von Brombach untersuchten Anlagen.

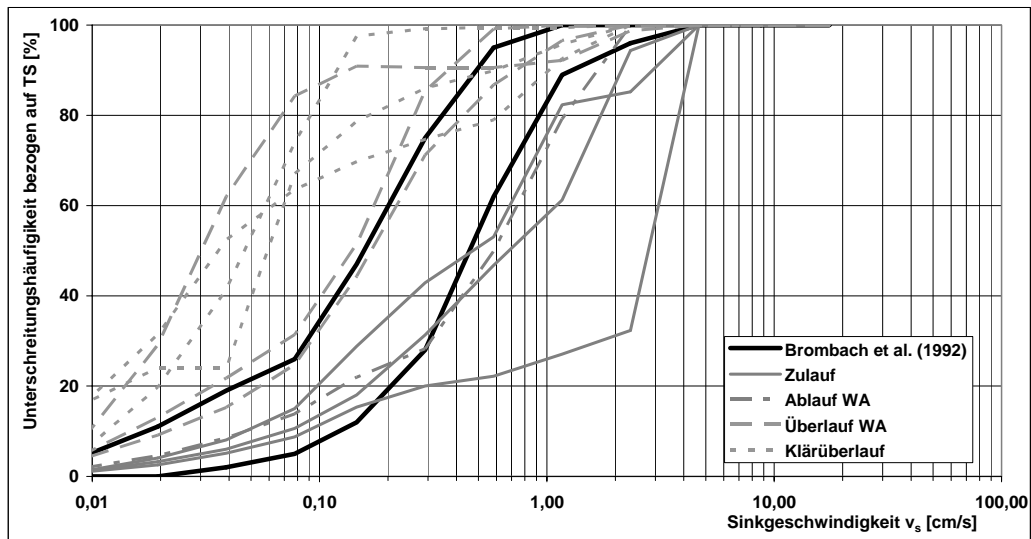


Abb. 6.27: Vergleich von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen während des Regens am 30.07.2003 mit der von Brombach et al. (1992) gemessenen Wertespanne in Überlaufwasserabflüssen

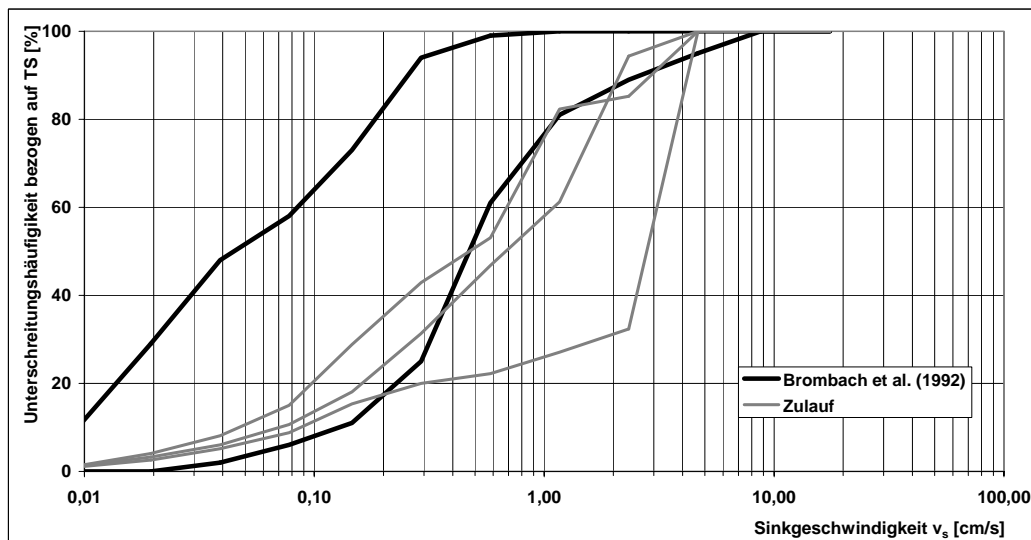


Abb. 6.28: Vergleich von Sinkgeschwindigkeitsverteilungen während des Regens am 30.07.2003 mit der von Brombach et al. (1992) gemessenen Wertespanne in Mischwasserabflüssen

Diese Aussage wird durch Abbildung 6.28 unterstrichen. Sie belegt, dass im Zulauf des RÜB Bexbach/Rothmühle während des Ereignisses am 30.07.2003 durchaus ein hoher Anteil an schwereren Partikelfractionen vorhanden war, der zurückgehalten wurde. Dabei weisen die untersuchten Proben in weiten Bereichen eine höhere Sinkgeschwindigkeit auf als die von Brombach et al. (1992) untersuchten Mischwasserproben, die im Kanal gezogen wurden.

In Abbildung 6.29 sind die Sinkgeschwindigkeitsverteilungen einer Zulauf- und einer Wirbelabscheiderüberlaufprobe dargestellt. Wäre es möglich die hydraulische Aufenthaltszeit als Maßstab heranziehen, könnte der Inhalt der Überlaufprobe WÜ 1 im Zeitraum der Zulaufprobennahme von ZU 1 dem untersuchten Bauwerk zugeflossen. An

dieser Stelle sollen die angegebenen Zulaufwerte nur belegen, dass im Zulauf in dem entsprechenden Zeitraum Partikel mit einer Sinkgeschwindigkeit >2 cm/s vorhanden waren.

Vergleicht man nun die Verteilung in der Überlaufprobe mit den mittleren Oberflächenbeschickungen der Wirbelabscheiderstufe der letzten 5, 10 und 28 Minuten, so ist festzustellen, dass der Anteil von Partikeln, deren Sinkgeschwindigkeit oberhalb der Oberflächenbeschickungen liegt, relativ gering ist. Die mittleren Oberflächenbeschickungen über die letzten 10 bzw. 28 Minuten beschreiben die Absetzwirkung im Bauwerk dabei geringfügig besser als die der letzten 5 Minuten. Dabei stellt die Oberflächenbeschickung $q_{A,M(28 \text{ min})}$ den Mittelwert seit Einstaubbeginn des Wirbelabscheiders dar. Hier scheint der theoretische Ansatz, dass alle Partikel zurückgehalten werden, deren Sinkgeschwindigkeit höher ist als die Oberflächenbeschickung, mit geringfügigen Einschränkungen zuzutreffen.

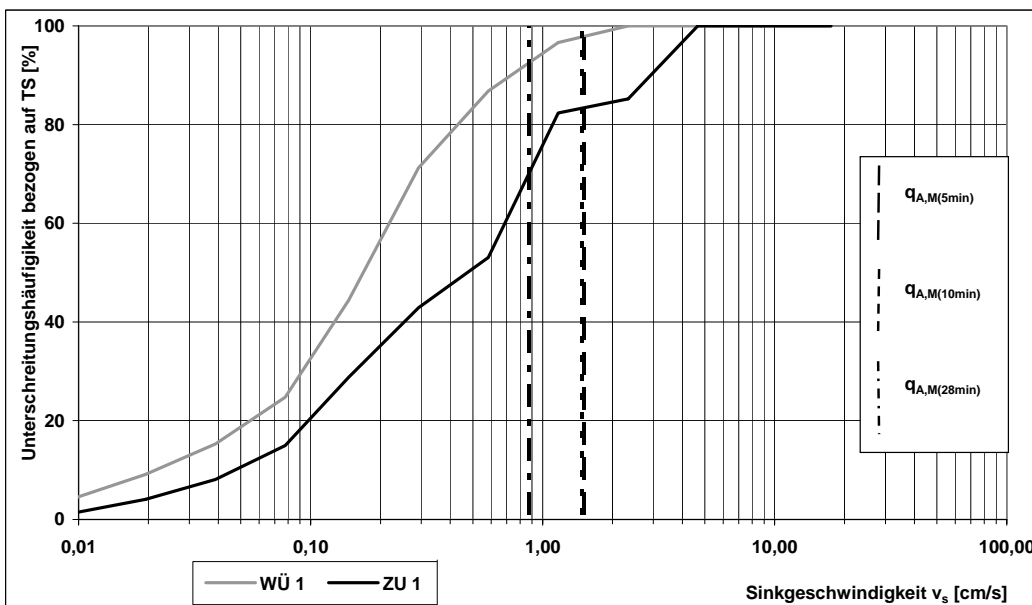


Abb. 6.29: Sinkgeschwindigkeitsverteilung im Zulauf (ZU 1) und im Überlauf (WÜ 1) von Wirbelabscheider 1 am 30.07.2003 sowie Mittelwerte der Oberflächenbeschickung über 5, 10 und 28 Minuten vor Entnahme von WÜ 1

Abbildung 6.30 zeigt unter den gleichen Bedingungen wie zuvor Abbildung 6.29 die Sinkgeschwindigkeitsverteilungen in einer Wirbelabscheiderüberlauf- und Klärüberlaufprobe. Zusätzlich sind die mittleren Oberflächenbeschickungen von Durchlaufbecken 1 über die letzten 5, 10 und 49 Minuten vor der Entnahme der Klärüberlaufprobe dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass im Klärüberlauf ein erheblicher Anteil an Partikeln vorhanden ist, deren Sinkgeschwindigkeit weit oberhalb der berechneten Oberflächenbeschickungen liegt. Dabei gibt der 49-Minuten Mittelwert die Rückhaltewirkung des Durchlaufbeckens noch am besten wieder. Dies ist ein weiteres Indiz dafür, dass die Rückhaltewirkung der Durchlaufbeckenstufe erheblich durch Kurzschlussströmungen beeinflusst wird. Diese führen bei Berücksichtigung der theoretischen Grundlagen von Sedimentationsvorgängen offensichtlich nicht nur zu einer Verringerung des akti-

vierten Speichervolumens, sondern auch zu einer Verringerung der aktivierten Beckenoberfläche.

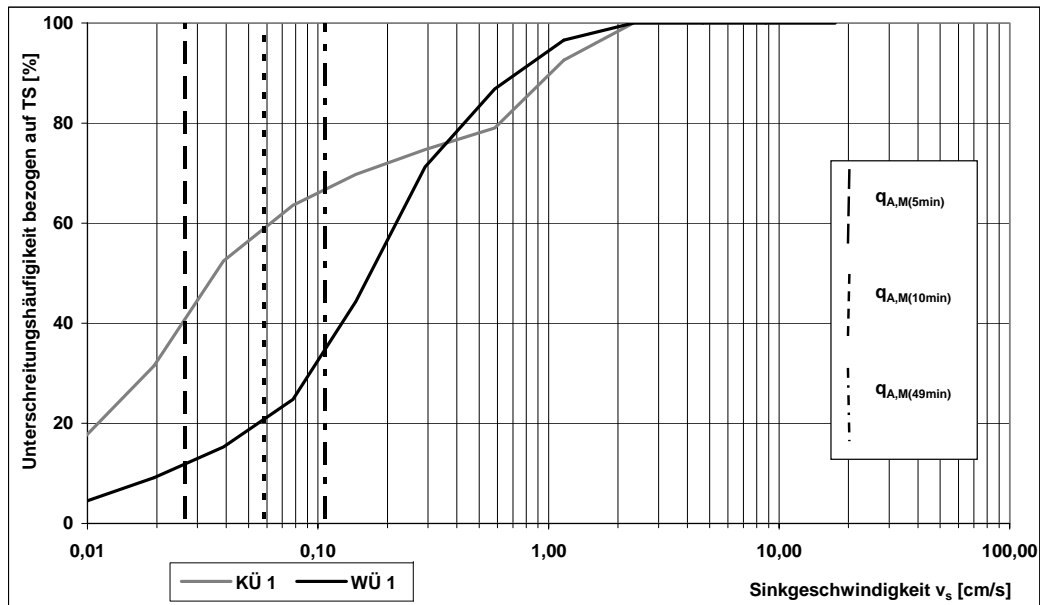


Abb. 6.30: Sinkgeschwindigkeitsverteilung im Überlauf (WÜ 1) von Wirbelabscheider 1 und im Klärüberlauf (KÜ 1) am 30.07.2003 sowie Mittelwerte der Oberflächenbeschickung über 5, 10 und 28 Minuten vor Entnahme von KÜ 1

In der Wirbelabscheiderstufe wird die Oberfläche wesentlich effektiver genutzt. Das bestätigt die Schlüsse, die bei der Auswertung des Tracerversuchs gezogen wurden.

6.4 Bewertung der gewonnenen Erkenntnisse

Die Konzentrationsganglinien der beprobten Mischwasserzuflussereignisse belegen, dass sich in jeder der einzelnen Behandlungsstufen des Bauwerks und damit auch im Gesamtbauwerk RÜB Bexbach/Rothmühle eine Verringerung der Überlaufkonzentrationen gegenüber den Zulaufkonzentrationen ergibt. Dieser sehr positive Effekt sagt alleine jedoch nichts darüber aus wie effektiv die einzelnen Behandlungsstufen Wirbelabscheider und Durchlaufbecken wirken. Hierauf wird im Detail in den folgenden Abschnitten eingegangen.

Die Auswertung des durchgeführten Tracerversuchs weist jedoch darauf hin, dass das Volumen der Wirbelabscheider wesentlich effektiver genutzt wird als das der Durchlaufbecken. Kurzschlussströmungen in den Durchlaufbecken scheinen die Reinigungswirkung der Durchlaufbecken nicht unwesentlich negativ zu beeinflussen.

Auf eine effektivere Wirkung der Wirbelabscheider weist auch ein Vergleich der gemessenen Sinkgeschwindigkeitsverteilungen absetzbarer Stoffe im Wirbelabscheiderüberlauf und Klärüberlauf mit den jeweils vorherrschenden Oberflächenbeschickungen hin. Die Wirbelabscheider liegen bei ihrer Rückhaltung absetzbarer Stoffe wesentlich näher im Bereich des Idealzustands, in dem nur Partikel überlaufen sollten, deren Sinkgeschwindigkeit geringer als die Oberflächenbeschickung ist.

Im Hinblick auf eine Einstufung und eine spätere Nachbildung der Rückhaltewirkung wird der überlaufbezogene Frachtwirkungsgrad eingeführt und dessen Verlauf für einzelne Zeitintervalle des durchgeführten Tracerversuchs am Überlauf von Wirbelabscheider 1 vorgestellt. Die sich ergebenden Kurven des Überlaufwirkungsgrads können durch Exponentialfunktionen gut angenähert werden.

Weitere Auswertungen des Tracerversuchs ergeben, dass die Auswirkungen eines kurzzeitigen Frachtpulses im Zulauf der Anlage durch die Standardprobennahme am Wirbelabscheiderüberlauf erfasst werden kann. Die Güte der Erfassung hängt dabei allerdings recht stark vom Aktivierungszeitpunkt der Probennahme ab.

Eine genauere Erfassung der Auswirkungen von Frachtstößen im Zulauf ist ohne kürzere Probennahmeintervalle kaum möglich. Da die Probennahme mit automatischen Probennehmern bei den gewählten Intervallen von 5 Minuten unter den vorhandenen Randbedingungen bereits an ihre Grenzen stößt, wäre eine detailliertere Erfassung der Abflussqualität nur mit Hilfe von Online-Messtechnik vorstellbar.

7. Berechnung von Volumenströmen, Wirkungsgraden und Effektivitäten für ausgewählte Mischwasserbeschickungsereignisse

Neben der Betrachtung der Volumenstromberechnung wird im folgenden Abschnitt auf die Grundlagen der Frachtwirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung eingegangen. Dabei stehen besonders die Bilanzierungszeiträume im Mittelpunkt, die von den berücksichtigten Zu- und Abflüssen abhängig sind. Im Rahmen einer Gegenüberstellung der für das RÜB Bexbach/Rothmühle und seine Teilelemente berechneten Wirkungsgrade und Effektivitäten mit vergleichbaren Bauwerken in anderen Untersuchungen wird der Einfluss unterschiedlicher Bilanzierungsansätze untersucht. Daraus ergibt sich auch eine erste vergleichende Bewertung der stofflichen Rückhaltewirkung des betrachteten Bauwerks.

7.1 Berechnung der Volumenströme

Die Basis der Bewertung der Wirkungsweise des Kombinationsbauwerks RÜB Bexbach/Rothmühle bilden die im Rahmen des Forschungsvorhabens durchgeführten umfangreichen Messungen der Wasserstände, Abflüsse und Abflusskonzentrationen an verschiedenen Punkten des Bauwerks (siehe Abbildung 5.1, S. 61). Die Messwerte der Durchfluss- und Wasserstandsmesseinrichtungen werden als Mittelwerte in Minuten-Diskretisierung erfasst. Unter Berücksichtigung der gemessenen Abfluss- und Wasserstandsdaten wurde unter Verwendung der visuellen Simulationsplattform MATLAB/SIMULINK ein Modell der Anlage erstellt worden. Das Modell bezieht neben den direkt gemessenen Durchflüssen die funktionalen Zusammenhänge zwischen gemessenen Wasserständen und aktiviertem Speichervolumen bzw. beschickter Bauwerksfläche in seine Berechnungen mit ein. Dies ermöglicht, neben der Bestimmung von Volumen- und Frachtströmen, die Berechnung weiterer Parameter wie der Oberflächenbeschickung, des Wirkungsgrades und der Effektivität einzelner Anlagenkomponenten sowie der Gesamtanlage zu jedem Zeitpunkt eines Mischwasserzuflussereignisses.

Es wird zwischen der Berechnung der Volumenströme für das Gesamtbauwerk und auf einzelne Bauwerkselemente für den betrachteten Zeitraum unterschieden. Dabei wird neben den jeweiligen Abflüssen im Zu-, Ab- und Überlauf auch die Änderung des gespeicherten Mischwasservolumens in der betrachteten Struktur zugrunde gelegt.

Die Aufteilung des Zuflusses auf die beiden parallel geschalteten Wirbelabscheider bzw. Behandlungsstraßen basiert auf dem gemessenen Zufluss und den gemessenen Wasserständen in den beiden Wirbelabscheidern. Unter Trockenwetterbedingungen wird nur Wirbelabscheider 1 beschickt, ab einer Zuflussmenge von ca. 200 l/s oder einem Wasserstand in Wirbelabscheider 1 von mindestens 2 m auch Wirbelabscheider 2. Überschreitet der Zufluss den Wert von 200 l/s und liegt der Wasserstand von Wirbelabscheider 1 unterhalb von 2 m, wird die Zuflussmenge zu Wirbelabscheider 2 über die Streichwehrformel nach Schröder (1994) berechnet (Gl. 7.1). Dabei wird die mittlere Überfallhöhe aus der Differenz zwischen der Schwellenhöhe und den Wasserständen,

die sich unter stationären Abflussbedingungen im Zulaufrohr und im Ablaufrohr zu Wirbelabscheider 1 einstellen, ermittelt.

$$Q_{\text{ZU,WA 2}} = \frac{2}{3} \cdot \mu_S \cdot \sqrt{2g} \cdot L \cdot h_{\text{ü,m}}^{1,5} \quad (7.1)$$

Mit:

$Q_{\text{ZU,WA 2}}$: Zuflussmenge zu Wirbelabscheider 2 [l/s]

μ_S : Überfallbeiwert für Streichwehre [-], mit $\mu_S \leq 0,95 \cdot \mu$ (Schmidt, 1957) hier $\mu_S = 0,79$

L: Länge der Schwelle [m]

$h_{\text{ü,m}}$: mittlere Überfallhöhe [m], mit $h_{\text{ü,m}} = 0,5 \cdot (h_{\text{ü,oben}} + h_{\text{ü,unten}})$

Bei einem Wasserstand in Wirbelabscheider 1 von mehr als 2 m und einem Wasserstand in Wirbelabscheider 2 von weniger als 2 m wird der gesamte Zufluss Wirbelabscheider 2 zugewiesen. Ab einem Wasserstand in den Wirbelabscheidern von 2 m wird von einer weitgehend gleichmäßigen Zuflussaufteilung auf beide Wirbelabscheider ausgegangen. Näheres zur Berechnung weiterer Teilströme berichten Klepyszewski et al. (2002).

Der Abfluss aus den Wirbelabscheidern in den Vereinigungsschacht wird in Abhängigkeit vom Belastungszustand der Anlage bestimmt. Bei freiem Auslauf des Abflusses in den Vereinigungsschacht wird die Abflussmenge aus dem Wasserstandsunterschied ΔH zwischen Wirbelabscheidern und Vereinigungsschacht berechnet. Dies geschieht unter Berücksichtigung eines funktionalen Zusammenhangs zwischen ΔH und dem Durchfluss durch die an den Ablauföffnungen im Vereinigungsschacht angebrachten Rückstauklappen FluidSwing der Firma UFT (UFT, 1999). Ist kein freier Auslauf in den Vereinigungsschacht mehr möglich, wird dies mit Hilfe eines anderen funktionalen Zusammenhangs zwischen ΔH und dem Ablaufvolumenstrom durch die Rückstauklappen berücksichtigt. Ab einem Wasserstand im Vereinigungsschacht von 0,8 m, der aus einem Rückstau vom Pumpwerk unterhalb resultiert, ergibt sich die abfließende Wassermenge aus der Aufsummierung des gepumpten Abflusses und den aus Wasserstandsmessungen berechneten Volumenänderungen während des betrachteten Zeitintervalls im Pumpensumpf, im Vorschacht und im Vereinigungsschacht.

Das Vorgehen bei der Bestimmung der aktivierten Speichervolumina in den einzelnen Bauwerkselementen und bei der Berechnung des Überlaufvolumenstroms der Wirbelabscheider ist bereits in Abschnitt 5.1 (S. 61) erläutert.

Innerhalb des MATLAB/SIMULINK-Modells zur Nachbildung der Volumenströme im RÜB Bexbach/Rothmühle werden zunächst anhand einzelner Zuflussereignisse, die nur einen Einstau der Wirbelabscheiderstufe zur Folge haben, die Modellgrundlagen der Zuflussaufteilung und der Aufteilung des Ablaufs in Richtung Pumpwerk auf die Wirbelabscheider getestet und kalibriert.

Danach wird mit Hilfe von Mischwasserzuflussereignissen, die zu einer Beschickung der Durchlaufbecken ohne Überlauf ins Gewässer geführt haben, die Modellierung der Wirbelabscheiderüberläufe verifiziert. Abschließend werden die Mischwasserzuflussereignisse simuliert, die auch zu einem Überlauf in den Bexbach geführt haben. Traten

bei der Betrachtung einer der zuvor genannten Ereigniskategorien Unstimmigkeiten auf, wurden die Parameter der neuen Situation angepasst und es wurde wieder mit der Betrachtung der Wirbelabscheidereinstauereignisse begonnen. Bei der Volumenbilanzierung wird versucht, den Volumenfehler auf $\pm 10\%$ zu reduzieren, wobei in Einzelfällen Fehler von bis zu 12% toleriert werden. Das bezieht sich ausschließlich auf Volumenfehler, die bei der Berechnung der Volumenströme an Wirbelabscheider 2 auftreten. Auf den Grund dafür wird im Verlauf dieses Abschnitts noch eingegangen. Die übrigen Ereignisse, deren Volumenbilanzen eine höhere Abweichung aufweisen, werden allerdings keiner genauere Analyse der Reinigungswirkung unterzogen, auch wenn sie beprobt worden waren.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Volumenbilanzierung für ausgewählte Ereignisse der verschiedenen Ereigniskategorien ausführlich erläutert.

7.2 Volumenströme bei Einstauereignissen am Wirbelabscheider

Für Mischwasserzuflussereignisse, die nur zu einem Einstau der Wirbelabscheider geführt haben, wird die Volumenbilanz vom Beginn bis zum Ende des Einstaus der Wirbelabscheiderstufe aufgestellt.

Die Ergebnisse der Volumenberechnung bezogen auf das Gesamtbauwerk, für ausgewählte Wirbelabscheiderüberlaufereignisse sind in Tabelle 7.1 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass der Volumenfehler des Großteils der Ereignisse weniger als $\pm 10\%$ beträgt. Eine Ausnahme bildet das Ereignis vom 03.07.2003, bei dem es offensichtlich aufgrund fehlerhafter Messwerte zu einer Überschätzung des Zufluss- oder zu einer Unterschätzung des Abflussvolumens kommt.

Tabelle 7.1: Volumenbilanz des Gesamtbauwerks für ausgewählte Wirbelabscheidereinstauereignisse

Datum	D	$V_{ZU,ges}$	$V_{P-Sumpf}$	V_{PW}	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)
	[min]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]
03.07.2002I	150	1477	23	1492	-38	-3
03.07.2002II	240	1553	10	1485	58	4
07.08.2002I	117	891	-18	981	-72	-8
03.07.2003I	94	919	-17	716	220	24
26.07.2003	115	1159	-10	1215	-46	-4
27.07.2003	165	1813	41	1886	-114	-6
18.08.2003	90	835	62	766	7	1

D:	Bilanzierungsdauer
$V_{ZU,ges}$:	Zuflussvolumen
$V_{P-Sumpf}$:	Differenz aktiviertes Speichervolumen im Pumpensumpf zu Beginn und Ende des Ereignisses
V_{PW} :	Zur Kläranlage gepumptes Abflussvolumen
ΔV (abs.):	Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
ΔV (rel.):	Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen
I	Erstes Mischwasserzuflussereignis an diesem Tag
II	Zweites Mischwasserzuflussereignis an diesem Tag

Da die in der Druckleitung unterhalb des Pumpwerks positionierte magnetisch induktive Durchflussmessung in der Regel zuverlässig misst und aufgrund der Pumpeneinstellungen nur Abflüsse innerhalb eines festen Wertebereichs auftreten können, liegt der Schluss nahe, dass Unstimmigkeiten bei der Durchflussmessung im Zulaufrohr der Anlage die Ursache für diese Volumeninkonsistenz sind. Diese Inkonsistenz hängt möglicherweise mit der Belastungssituation im Zulaufbauwerk während kurzer heftiger Ereignisse zusammen. Ein ähnlich kurzes Ereignis am 07.08.2002 führt ebenfalls zu einem erhöhten Volumenfehler.

Tabelle 7.2: Volumenbilanz der Wirbelabscheiderstufe für ausgewählte Wirbelabscheidereinstauereignisse

Datum	Wirbelabscheider 1				Wirbelabscheider 2			
	V_{ZU}	V_{AB}	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)	V_{ZU}	V_{AB}	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)
	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]
03.07.2002I	897	873	24	3	580	617	-37	-6
03.07.2002II	901	891	10	1	652	584	68	10
07.08.2002I	553	576	-23	-4	338	360	-22	-7
03.07.2003I	784	595	189	24	135	56	79	59
26.07.2003	733	732	1	0	427	474	-47	-11
27.07.2003	1073	1063	10	1	740	805	-65	-9
18.08.2003	791	715	76	10	44	30	14	32

- $V_{ZU,WA 1}$: Zuflussvolumen zu Wirbelabscheider 1
- $V_{AB,WA 1}$: Abflussvolumen aus Wirbelabscheider 1 Richtung Pumpwerk
- ΔV (abs.): Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
- ΔV (rel.): Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen
- I: Erstes Mischwasserzuflussereignis an diesem Tag
- II: Zweites Mischwasserzuflussereignis an diesem Tag

Die Daten zu den Volumenströmen der Wirbelabscheiderstufe sind in Tabelle 7.2 zusammengefasst. Sie deuten auf eine Schwäche des MATLAB/SIMULINK-Modells hin, die mit der ungenügend angepassten Abbildung des Zulaufbauwerks, insbesondere während der Füllphase von Wirbelabscheider 2, zusammenhängt. Dies wird anhand der teilweise recht großen internen Volumenfehler bei der Bilanzierung von Wirbelabscheider 2 deutlich. Sie treten allerdings nur dann auf, wenn aufgrund des Ereignisverlaufs Wirbelabscheider 1 sehr viel höher beaufschlagt wird als Wirbelabscheider 2. Solch eine extrem heterogene Belastungssituation trat beispielsweise im Verlauf der Ereignisse am 03.07.2003 und am 18.08.2003 auf. Da die dadurch verursachten absoluten Fehler allerdings relativ gering sind, ist ihr Einfluss auf die Frachtbilanz, die die gesamte Einstaudauer der Wirbelabscheiderstufe berücksichtigt, zu vernachlässigen.

Ein Einfluss des Fehlers auf die Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung kann ausgeschlossen werden, da im Rahmen dieser Berechnung nur der Zeitraum kurz vor Überlauf bis maximal zum Ende des Überlaufs der Wirbelabscheider betrachtet wird.

7.3 Volumenströme bei Überlaufereignissen am Wirbelabscheider ohne Entlastung ins Gewässer

Für Mischwasserzuflussereignisse, die nur zu einem Überlauf der Wirbelabscheider ohne Entlastung ins Gewässer geführt haben, wird die Volumenberechnung vom Beginn des Einstaus bis zum Ende der Entlastung der Wirbelabscheiderstufe durchgeführt.

Tabelle 7.3: Volumenbilanz des Gesamtbauwerks für ausgewählte Wirbelabscheiderüberlaufereignisse

Datum	D	$V_{ZU,ges}$	$V_{SP,WA}$	$V_{SP,DB}$	$V_{P-Sumpf}$	V_{PW}	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)
	[min]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]
07.08.2002II	53	2567	426	1443	75	419	204	8
02.06.2003	54	1448	426	216	33	501	272	19
12.06.2003	101	1815	426	750	46	495	98	5
03.07.2003II	136	4954	427	2153	40	1916	418	8
24.07.2003	43	2111	426	1060	42	485	98	5
11.09.2003	91	3377	426	1693	36	1127	95	3
08.10.2003	154	2744	427	1637	57	1721	139	5

- D: Bilanzierungsdauer
 $V_{ZU,ges}$: Zuflussvolumen
 $V_{P-Sumpf}$: Differenz aktiviertes Speichervolumen im Pumpensumpf zu Beginn Ereignis und Ende der Bilanzierung
 V_{PW} : Zur Kläranlage gepumptes Abflussvolumen
 $V_{SP,WA}$: Aktiviertes Speichervolumen der Wirbelabscheiderstufe bei Bilanzierungsende
 $V_{SP,DB}$: Aktiviertes Speichervolumen der Durchlaufbeckenstufe bei Bilanzierungsende
 ΔV (abs.): Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
 ΔV (rel.): Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen
 II: Zweites Mischwasserzuflussereignis an diesem Tag

Die Ergebnisse der Volumenberechnung für das Gesamtbauwerk sind in Tabelle 7.3 zusammengefasst. Da am Ende des Bilanzierungszeitraums weder die Speicherräume der Wirbelabscheider noch die der Durchlaufbecken entleert sind, muss das jeweils aktivierte Speichervolumen in die Bilanzierung einfließen. Es ist erkennbar, dass der Volumenfehler für fast alle Ereignisse zwischen 5% und 8% liegt. Das Ereignis vom 02.06.2003 bildet mit einem Fehler von 19% eine Ausnahme. Dieser hohe Fehler hängt mit der sehr geringen Überlaufmenge beider Wirbelabscheider in die Durchlaufbeckenstufe zusammen. Insbesondere bei kleinen Beckenfüllungen führt die Ermittlung der Wirbelabscheiderüberlaufmenge aus der Änderung des Beckenwasserstandes zu Ungenauigkeiten.

Während die in Tabelle 7.4 zusammengefassten Ergebnisse der Volumenstromberechnung der Wirbelabscheiderstufe für Wirbelabscheider 1 geringe Volumenfehler aufweisen, zeigt die Bilanz für Wirbelabscheider 2 sichtbar höhere Fehler. Das ist insbesondere bei kurzen Überlaufereignissen, beispielsweise am 07.08.2002 und am 24.07.2003, der Fall. Hier wird der Einfluss des Fehlers bei der Zuflussaufteilung, analog zu der Situation bei den Einstauereignissen, erneut deutlich.

Tabelle 7.4: Volumenbilanz der Wirbelabscheiderstufe für ausgewählte Wirbelabscheiderüberlaufereignisse

Datum	Wirbelabscheider 1						Wirbelabscheider 2					
	V _{ZU}	V _{AB}	V _{SP}	V _Ü	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)	V _{ZU}	V _{AB}	V _{SP}	V _Ü	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)
	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]
07.08.2002II	1329	296	213	806	14	1	1238	216	213	636	173	14
02.06.2003	796	291	213	120	172	22	652	230	213	81	128	20
12.06.2003	999	316	213	424	46	5	815	211	213	324	67	8
03.07.2003II	2586	1074	213	1288	11	0	2368	913	214	960	281	12
24.07.2003	1122	311	213	596	2	0	988	222	213	450	103	10
11.09.2003	1859	642	213	942	62	3	1517	539	213	733	32	2
08.10.2003	1602	984	213	256	168	10	1142	653	214	162	113	10

V_{ZU,WA 1}: Zuflussvolumen zu Wirbelabscheider 1
V_{AB,WA 1}: Abflussvolumen aus Wirbelabscheider 1 Richtung Pumpwerk
V_{SP,WA 1}: Aktiviertes Speichervolumen in Wirbelabscheider 1 bei Bilanzierungsende
ΔV (abs.): Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
ΔV (rel.): Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen
II: Zweites Mischwasserzuflussereignis an diesem Tag

Da sowohl die Berechnung des Zuflusses zu den Durchlaufbecken als auch die Bestimmung des Beckenvolumens am Ende des Bilanzierungszeitraums auf der Basis des gemessenen Beckenwasserstandes erfolgt, ergeben sich aus den internen Volumenbilanzen für die Durchlaufbecken nur geringe Fehler. Das geht aus Tabelle 7.5 hervor. Eine Ausnahme bildet das Ereignis vom 02.06.2003 mit einem Volumenfehler von 7% bzw. 10%.

Tabelle 7.5: Volumenbilanz der Durchlaufbeckenstufe für ausgewählte Wirbelabscheiderüberlaufereignisse

Datum	Durchlaufbecken 1					Durchlaufbecken 2				
	V _{ZU}	V _{AB}	V _{SP}	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)	V _{ZU}	V _{AB}	V _{SP}	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)
	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]
07.08.2002II	806	0	808	-2	0	636	0	636	0	0
02.06.2003	120	0	128	-8	-7	81	1	88	-8	-10
12.06.2003	424	1	426	-3	-1	324	4	324	-4	-1
03.07.2003II	1288	41	1242	5	0	960	45	910	5	1
24.07.2003	596	0	608	-12	-2	450	6	452	-8	-2
11.09.2003	942	0	952	-10	-1	733	0	741	-8	-1
08.10.2003	236	0	238	1	0	162	0	162	0	0

V_{ZU,DB 1}: Zuflussvolumen zu Durchlaufbecken 1 (entspricht Überlaufvolumen von Wirbelabscheider 1)
V_{AB,DB 1}: Abflussvolumen aus Durchlaufbecken 1 Richtung Pumpwerk
V_{SP,DB 1}: Aktiviertes Speichervolumen in Durchlaufbecken 1 bei Bilanzierungsende
ΔV (abs.): Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
ΔV (rel.): Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen
II: Zweites Mischwasserzuflussereignis an diesem Tag

Bei einigen der betrachteten Wirbelabscheiderüberlaufereignisse stellte sich bereits ein Ablauf aus der Durchlaufbeckenstufe ein. Dies ist darauf zurückzuführen, dass es wäh-

rend dieser Mischwasserzuflussereignisse zu zwei Wirbelabscheiderüberläufen kam, zwischen denen eine vollständige Entleerung der Wirbelabscheider stattfand.

Nach der Entleerung der Wirbelabscheiderstufe beginnt die Entleerung der Durchlaufbecken. Durch eine Störung der automatischen Drosselschiebersteuerung kam es bei einzelnen Ereignissen im Sommer 2003 zur gleichzeitigen Entleerung beider Durchlaufbecken. Eine gleichzeitige Entleerung der Durchlaufbecken in Richtung Pumpwerk ist unter normalen Betriebsbedingungen nicht vorgesehen.

7.4 Volumenbilanzierung für Überlaufereignisse am Durchlaufbecken

Der bei der Volumenbilanzierung berücksichtigte Zeitraum für Ereignisse, die zu einem Überlauf in den Bexbach geführt haben, beginnt mit dem Einstau der Wirbelabscheider und endet mit dem Abschluss der Durchlaufbeckenüberlaufphase.

Tabelle 7.6: Volumenbilanz des Gesamtbauwerks für ausgewählte Durchlaufbeckenüberlaufereignisse

Datum	D	V _{ZU,ges}	V _{SP,WA}	V _{SP,DB}	V _{KÜ}	V _{P-Sumpf}	V _{PW}	ΔV (abs.)	ΔV (rel.)
	[min]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[%]
10.07.2002	255	11223	428	2608	5357	129	2266	435	4
01.08.2002	166	8501	427	2605	2969	64	1770	1093	13
20.08.2002	156	9160	425	2597	4563	56	996	948	10
30.07.2003	108	4891	426	2591	116	46	1390	388	8
06.09.2003	73	4730	426	2601	539	34	747	383	8
13.12.2003	309	13284	426	2604	5652	36	3977	589	4
11.01.2004	290	12865	426	2607	6245	27	4129	-569	-4
10.06.2004	295	9755	427	2605	3197	15	3197	314	3

- D: Bilanzierungsdauer
- V_{ZU,ges}: Zuflussvolumen
- V_{P-Sumpf}: Differenz aktiviertes Speichervolumen im Pumpensumpf zw. Ereignisbeginn und Ende der Bilanzierung
- V_{PW}: Zur Kläranlage gepumptes Abflussvolumen
- V_{SP,WA}: Aktiviertes Speichervolumen der Wirbelabscheiderstufe bei Bilanzierungsende
- V_{SP,DB}: Aktiviertes Speichervolumen der Durchlaufbeckenstufe bei Bilanzierungsende
- V_{KÜ}: Klärüberlaufvolumen
- ΔV (abs.): Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
- ΔV (rel.): Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen

Die anlagenbezogene Volumenbilanz für einige dieser Ereignisse ist aus Tabelle 7.6 ersichtlich. Es fällt auf, dass der relative Fehler der Bilanz für die Ereignisse vom 01.08.2002 und 20.08.2002 mit 13% bzw. 10% sehr hoch ist, während sich der relative Volumenfehler der übrigen Ereignisse im Bereich von ±4% bewegt.

Auch für die in Tabelle 7.7 dargestellten Volumenströme der Wirbelabscheiderstufe ergibt sich am 01.08.2002, insbesondere für Wirbelabscheider 2, ein außerordentlich hoher Volumenfehler von 11%. Dies weist darauf hin, dass es im Zulaufbauwerk der Anlage, wie bereits bei einigen zuvor genannten Ereignissen, zu Abflusszuständen kam, die von der unter MATLAB/SIMULINK generierten Abflussaufteilung nicht nachgebildet werden. Diese Belastungssituation kann auch die Durchflussmessung im Zulauf gestört haben. Eine ähnliche Situation trat auch am 20.08.2002 und am 30.07.2003 auf, die

allerdings zu geringeren Volumenfehlern führte. Auch bei der Volumenbilanz für die Wirbelabscheiderstufe ergaben sich für die übrigen betrachteten Ereignisse Volumenfehler, die im Rahmen der vorgegebenen $\pm 10\%$ liegen.

Gute Ergebnisse werden aus bereits genannten Gründen auch für die interne Volumenbilanz der Durchlaufbecken erzielt (vgl. Tabelle 7.8).

Tabelle 7.7: Volumenbilanz der Wirbelabscheiderstufe für ausgewählte Durchlaufbeckenüberlaufereignisse

Datum	Wirbelabscheider 1						Wirbelabscheider 2					
	V _{ZU} [m ³]	V _{AB} [m ³]	V _{SP} [m ³]	V _Ü [m ³]	ΔV (abs.) [m ³]	ΔV (rel.) [%]	V _{ZU} [m ³]	V _{AB} [m ³]	V _{SP} [m ³]	V _Ü [m ³]	ΔV (abs.) [m ³]	ΔV (rel.) [%]
10.07.2002	5862	1434	214	4075	139	2	5361	978	214	3891	278	5
01.08.2002	4363	988	213	2942	220	5	4138	841	214	2645	438	11
20.08.2002	4786	658	213	3702	213	4	4374	388	213	3464	309	7
30.07.2003	2549	778	213	1435	123	5	2342	665	213	1212	252	11
06.09.2003	2465	458	213	1678	116	5	2265	324	213	1456	272	12
13.12.2003	6922	2154	213	4271	284	4	6362	1875	213	3991	283	4
11.01.2004	6731	2235	213	4568	-285	-4	6134	1938	213	4282	-299	-5
10.06.2004	5123	1626	213	3170	114	2	4632	1181	213	2918	320	7

V_{ZU,WA 1}: Zuflussvolumen zu Wirbelabscheider 1
V_{AB,WA 1}: Abflussvolumen aus Wirbelabscheider 1 Richtung Pumpwerk
V_{SP,WA 1}: Aktiviertes Speichervolumen in Wirbelabscheider 1 bei Bilanzierungsende
 ΔV (abs.): Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
 ΔV (rel.): Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen

Tabelle 7.8: Volumenbilanz der Durchlaufbeckenstufe für ausgewählte Durchlaufbeckenüberlaufereignisse

Datum	Durchlaufbecken 1						Durchlaufbecken 2					
	V _{ZU} [m ³]	V _{AB} [m ³]	V _{SP} [m ³]	V _{KÜ} [m ³]	ΔV (abs.) [m ³]	ΔV (rel.) [%]	V _{ZU} [m ³]	V _{AB} [m ³]	V _{SP} [m ³]	V _{KÜ} [m ³]	ΔV (abs.) [m ³]	ΔV (rel.) [%]
10.07.2002	4075	3	1305	2770	-3	0	3891	9	1302	2587	-7	0
01.08.2002	2942	0	1300	1636	6	0	2645	0	1305	1330	10	0
20.08.2002	3702	0	1299	2400	3	0	3464	0	1298	2159	7	0
30.07.2003	1435	0	1304	116	15	1	1212	0	1220	0	-8	-1
06.09.2003	1678	0	1301	381	-4	0	1212	0	1300	157	-1	0
13.12.2003	4271	0	1303	2963	5	0	3991	0	1301	2689	1	0
11.01.2004	4568	0	1304	3266	-2	0	4282	0	1303	2978	1	0
10.06.2004	3170	212	1305	1545	108	3	2918	0	1300	1550	68	2

V_{ZU,DB 1}: Zuflussvolumen zu Durchlaufbecken 1 (entspricht Überlaufvolumen von Wirbelabscheider 1)
V_{AB,DB 1}: Abflussvolumen aus Durchlaufbecken 1 Richtung Pumpwerk
V_{SP,DB 1}: Aktiviertes Speichervolumen in Durchlaufbecken 1 bei Bilanzierungsende
 ΔV (abs.): Absolute Volumendifferenz zwischen Zulauf und Summe aus Ab- und Überlauf
 ΔV (rel.): Relative Volumendifferenz bezogen auf das Zuflussvolumen

7.5 Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnungen

7.5.1 Randbedingungen

In diesem Abschnitt wird zunächst auf einige entscheidende Randbedingungen der frachtbezogenen Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnungen eingegangen. Anschließend werden die Ergebnisse der frachtbezogenen Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnungen sowie der konzentrationsbezogenen Wirkungsgradberechnungen vorgestellt und erläutert. Durch sie soll eine vergleichende Einschätzung der Rückhaltewirkung sowohl des Gesamtbauwerks RÜB Bexbach/Rothmühle als auch der internen Einzelstrukturen Wirbelabscheiderstufe und Durchlaufbeckenstufe gegenüber anderen bereits untersuchten Bauwerken ermöglicht werden.

Während 18 Mischwasserzuflussereignissen sind im Zulauf und im Überlauf von Wirbelabscheider 1, im Vereinigungsschacht der Wirbelabscheiderabläufe sowie im Klärüberlaufgerinne zeitproportionale Abflussproben gezogen worden.

Die Untersuchung der ersten beprobten Ereignisse vom 10.07.2002, 01.08.2002 und vom 07.08.2002, für die 20-Minuten-Mischproben mit einem Probenvolumen von je 2l genommen wurden, hat ergeben, dass für die folgende Laboranalytik ein Probenvolumen von 1l ausreicht. Das hat für die weiteren beprobten Ereignisse die Umstellung auf 10- und 5-Minuten-Mischproben und so eine detailliertere Auswertung der Konzentrationsganglinien gestattet. Das nähere Vorgehen bei der Probengewinnung ist in Abschnitt 5.2 (S. 62) beschrieben.

Für die beprobten Ereignisse stehen für den jeweiligen Probennahmeort Konzentrationsganglinien zur Verfügung, die als Eingabeparameter für das um einen Baustein zur Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung erweiterte MATLAB/SIMULINK-Modell dienen, mit dem die Berechnung und Aufsummierung der auftretenden Frachtströme aus den auftretenden Konzentrationen und Abflüssen durchgeführt wird.

Im Vergleich zu Berechnungen von Geiger und Hübner (1994) sind bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für Wirbelabscheider 1 andere Bilanzierungszeiträume gewählt worden, da in der vorliegenden Untersuchung auf Messwerte im Zulauf und im Überlauf zurückgegriffen werden kann. Dies erfordert eine Unterscheidung zwischen einem Bilanzierungszeitraum für den Zulauf und einem für den Überlauf. Für die Überlaufbilanzierung wird wie bei Geiger und Hübner (1994) die gesamte Überlaufperiode berücksichtigt. Bei der Zulaufbilanzierung muss ein anderer Zeitraum betrachtet werden, da einerseits zu Beginn der Überlaufphase die überlaufrelevanten Frachten bereits zugeflossen sind und andererseits Frachten, die am Ende der Überlaufphase zufließen, nicht mehr in den Überlauf gelangen. Als Basis für die Festlegung des Beginns der Zuflussbilanzierung dient der Entlastungsbeginn von Wirbelabscheider 1. Die Zuflussbilanzierung beginnt zu dem Zeitpunkt vor dem Entlastungsbeginn ab dem das Zuflussvolumen bis zum Entlastungsbeginn dem Speichervolumen des Wirbelabscheiders entspricht. Es wird davon ausgegangen, dass dieses Wasservolumen und die darin enthaltenen Frachten das zuvor eingestaute Volumen bis Entlastungsbeginn verdrängen bzw. den Ab-

scheider komplett füllen. Es wird nicht zwischen hydraulischer und stofflicher Aufenthaltszeit unterschieden, da die absoluten Unterschiede zwischen diesen Aufenthaltszeiten bei den hohen Beschickungen der Füllphase relativ gering sind. Dies geht aus den Auswertungen von Alkhaddar et al. (1999) hervor (s. Abschnitt 3.3, Tabelle 3.2, S. 33)

Bei diesem Vorgehen macht man sich die in hydrodynamischen Abscheidern in hohem Maße vorhandene pfpfenartige Durchströmung zunutze, die Andoh und Harper (1993) in ihren Untersuchungen festgestellt haben und die auch im Verlauf des durchgeführten Tracerversuchs beobachtet werden konnte.

Die Reinigungswirkung von Anlagen zur Regenwasserbehandlung im Mischsystem basiert nach dem derzeitigen Stand der Technik in erster Linie auf der Rückhaltung absetzbarer Stoffe. Aufgrund der Anlagenkonfigurationen und der Aufenthaltszeiten während Entlastungsphasen ist in der Regel keine Entfernung Stoffen möglich, die in gelöster Form vorliegen. Das gilt auch für die untersuchte Anlage in Bexbach/Rothmühle. Neben Partikeln und an Partikel gebundene Stoffe enthält Ab- und Mischwasser auch Stoffe, die vorwiegend in gelöster Form vorliegen. Bei Ammonium handelt es sich um einen solchen gelöst vorliegenden Stoff. Es ist weiterhin davon auszugehen, dass die Ammoniumstickstofffracht sich aufgrund der Abflusszustände im Kanalnetz bei Mischwasserabfluss voll mit dem Wasserkörper durchmischt. Folglich dürften Anlagen zur Regenwasserbehandlung keine Effektivität in Bezug auf diesen Stoff aufweisen. Ergibt sich aus Berechnungen dennoch eine nennenswerte Effektivität, ist dies ein Hinweis auf einen inkorrekten Ansatz bei der Auswahl des Bilanzierungszeitraums. Dies wird bei der Wahl des Endzeitpunkts der Zuflussbilanzierung genutzt. Die Bilanzierung endet, wenn die Effektivität für den Ammoniumstickstoff ungefähr 0% beträgt (Ammoniumstickstoffkriterium). Eine Übersicht über die Unterschiede bei der Wahl des berücksichtigten Bilanzierungszeitraums zwischen der Untersuchung von Geiger und Hübner (1994) bzw. Hübner (1997) und der vorliegenden Arbeit ist in Abbildung 7.2 dargestellt.

Bei der Berechnung der Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken ist eine Unterscheidung zwischen Sedimentations- und Fangwirkung nur schwer durchführbar, da unklar ist, wie sich das „aktive“ Beckenvolumen in Abhängigkeit von der aktuellen Belastungssituation ändert. Das könnte beispielsweise mit Hilfe eines Strömungsmodells eines Durchlaufbeckens untersucht werden. Es liegen allerdings bisher keine Informationen darüber vor, ob jemals mit Hilfe von Strömungssimulationen die Vorgänge während einer dynamischen Mischwasserbeschickung von Bauwerken zu Regenwasserbehandlung abgebildet wurden. Vorliegende Untersuchungen beziehen sich in der Regel auf eine Abbildung von Anlagen im Labormaßstab unter stationären Bedingungen (z.B. Egarr et al., 2004).

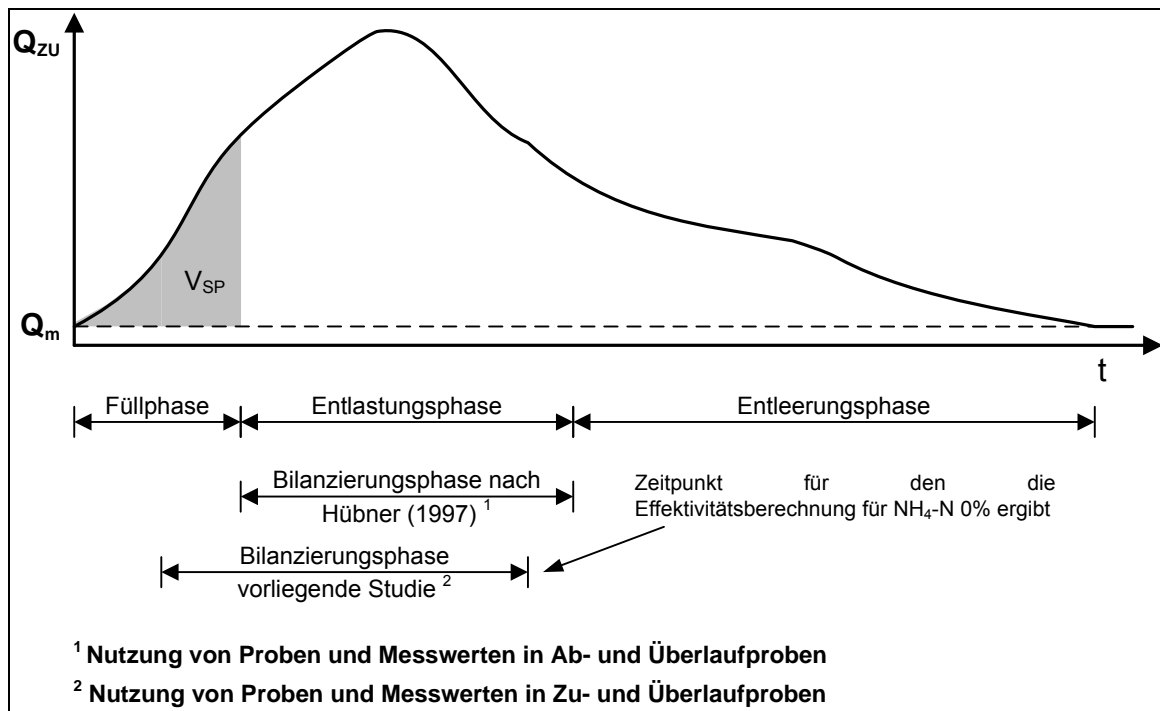


Abb. 7.2: Bilanzierungszeiträume bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für hydrodynamische Abscheider

Der im Rahmen dieser Studie gewählte Ansatz für den maßgebenden Berechnungszeitraum bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für Durchlaufbecken 1 geht wiederum davon aus, dass die Anlage in der Sedimentationsphase, die der Fangphase voraus geht, für Ammoniumstickstoff keinen Wirkungsgrad aufweisen kann. Da nicht nachvollziehbar ist, welcher Anteil der vor dem Beginn der Beckenentlastung zufließenden Fracht tatsächlich entlastungsrelevant ist, wird die gesamte Zuflussfracht in dieser Phase als relevant angesehen. Dies scheint plausibel, da die eher hohen Beckenzuflüsse in der Anfangsphase eine bessere Beckendurchmischung bewirken. Die Bilanzierung wird erneut so lange durchgeführt, bis die auf den Ammoniumstickstoff bezogene Effektivität ungefähr 0% beträgt. Die Bilanzierung wird zusätzlich für die gesamte Überlaufphase vorgenommen. Aus den Unterschieden zwischen beiden Ergebnissen kann auf die Fangwirkung von Durchlaufbecken 1 geschlossen werden. Dieses Vorgehen unterscheidet sich ebenfalls von den Ansätzen, die zur Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung in anderen Untersuchungen gewählt worden sind. So basierten die entsprechenden Auswertungen von Geiger und Hübner (1994), Hübner (1997) sowie von Schäfer et al. (1997) auf der Annahme, dass die gesamte Fracht, die dem Becken vor dem Anspringen des Klärüberlaufs zufließt, aufgrund der Fangwirkung zurückgehalten wird. Erst die danach zufließende Fracht ist den Sedimentationsprozessen im Becken unterworfen. Der Ansatz von Rietsch (2001) geht dagegen davon aus, dass durch die Fangwirkung das dem Becken vor Ende der Entlastung zufließende Volumen, das dem kompletten Beckenvolumen entspricht, und die darin enthaltenen Frachten zurückgehalten werden. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Ansätzen der Wirkungsgrad- und Effektivitätsbilanzierung für Sedimentations- und Fangphase bei Durchlaufbecken im Nebenschluss sind in Abbildung 7.3 dargestellt.

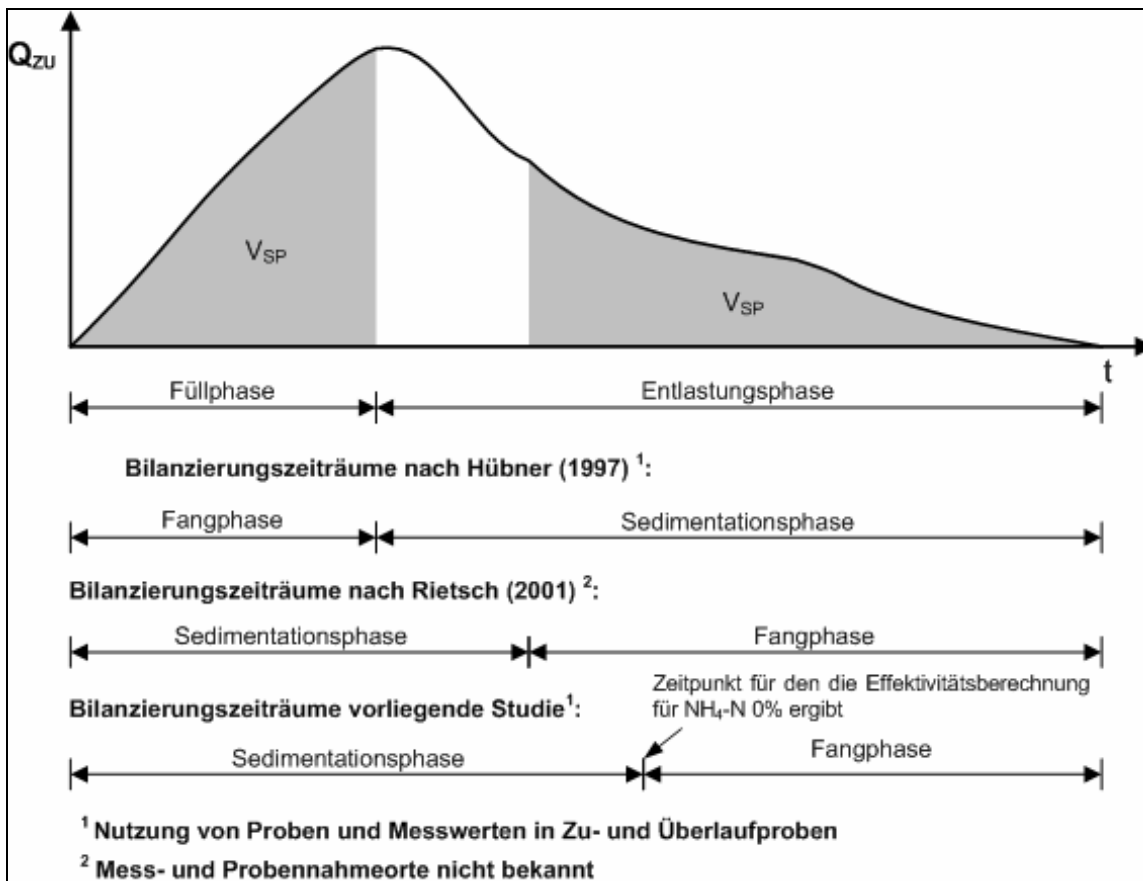


Abb. 7.3: Bilanzierungszeiträume bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung für Durchlaufbecken im Nebenschluss

Bei den Berechnungen wird davon ausgegangen, dass die im Klärüberlaufgerinne gemessenen Konzentrationen für die Abflusszusammensetzung im Überlauf von Durchlaufbecken 1 repräsentativ sind.

Abschließend werden die Wirkungsgrade und Effektivitäten der Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle betrachtet. Straße 1 der Anlage setzt sich dabei aus den hintereinander geschalteten Elementen Wirbelabscheider 1 und Durchlaufbecken 1 zusammen. Für Straße 1 wird der Gesamtwirkungsgrad und die Gesamteffektivität der betrachteten Ereignisse berechnet.

Bei den Berechnungen der Wirkungsgrade und Effektivitäten wurden ausschließlich beprobte Mischwasserzuflussereignisse berücksichtigt, die den in vorangegangenen Abschnitten erläuterten Kriterien der Volumenbilanzierung und der „Ammoniumeffektivität“ entsprechen. Aus vielfältigen Gründen konnten einige beprobte Ereignisse, die sowohl das Volumen- als auch das stoffliche Kriterium erfüllen, nicht ausgewertet werden. Hierzu zählten insbesondere unvollständige Probennahmen wegen Verstopfung von Schläuchen oder Dosiereinrichtungen der Probennehmer. Eine Übersicht über alle beprobten Ereignisse ist aus Tabelle 7.9 ersichtlich, die zusätzliche Informationen zum Umfang der Berücksichtigung bei der Bilanzierungsprozedur enthält.

Tabelle 7.9: Übersicht über den Umfang der Auswertbarkeit der beprobten Mischwasserzuflussereignisse

MW-Zuflussereignis		Mischproben min	Wirkungsgrad- und Effektivitätsbilanzierung			
Datum	Wirkung		Wirbelabscheider 1	Durchlaufbecken 1		Bauwerksstraße 1
				Sed.-Wirkung	Sed.- u. Fangwirkung	Sed.- u. Fangwirkung
10.07.2002	DBÜ	20				
01.08.2002	DBÜ	20				
07.08.2002	WAÜ	20				
20.08.2002	DBÜ	10				
02.06.2003	WAÜ	10				
12.06.2003	WAÜ	5				
03.07.2003I/1	WAÜ	5				
03.07.2003II/2	WAÜ	5				
16.07.2003	DBÜ	10				
24.07.2003	WAÜ	10				
30.07.2003	DBÜ	10				
06.09.2003	DBÜ	10				
11.09.2003	WAÜ	10				
08.10.2003	WAÜ	10				
13.12.2003	DBÜ	10				
08.01.2004	DBÜ	5				
11.01.2004	DBÜ	5				
21.03.2004	DBÜ	5				
10.06.2004I	DBÜ	10				
10.06.2004II	DBÜ	10				

Effektivitätsabweichung NH₄-N > ±5%
 unvollständige Beprobung
 kein Beckenüberlauf
 Ereignis voll auswertbar
 Volumenfehler > ±10%

DBÜ: Durchlaufbeckenüberlaufereignis WBÜ: Wirbelabscheiderüberlaufereignis

7.5.2 Ergebnisse der frachtbezogenen Berechnung

In den Abbildungen 7.4 und 7.5 sind die Ergebnisse der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnungen für Wirbelabscheider 1 sowie die Ergebnisse der Untersuchungen weiterer hydrodynamischer Abscheider aus Abschnitt 3 zusammengefasst. Die eigenen Auswertungen beruhen dabei auf der Anwendung des NH₄-N-Kriteriums, bei dem sich für den berücksichtigten Zulaufzeitraum für NH₄-N eine maximale Effektivität von ±5% ergeben darf. Die übrigen Untersuchungen beziehen sich auf die Überlaufdauer als maßgebende Bilanzierungsdauer.

Während sich die Betrachtung der Ergebnisse anderer Untersuchungen auf die Spanne zwischen dem jeweiligen Maximal- und Minimalwert beschränkt, wurde bei den eigenen Auswertungen auch ein resultierender Wert bei Berücksichtigung aller verwendbaren Ereignisse berechnet. Für Wirbelabscheider 1 konnten 6 Mischwasserzuflussereignisse ausgewertet werden (vgl. Tabelle 7.9). Anhand von Abbildung 7.4 wird klar, dass die Wirkungsgrade für die Parameter CSB und AFS im oberen Bereich der Literaturbereiche liegen. Insgesamt werden mehr als 80% der AFS- und mehr als 50% der CSB-Fracht zurückgehalten. Ein erheblicher Anteil dieser Rückhaltewirkung von ca. 50% bzw. ca. 34% ist dabei nicht auf die reine Abflussaufteilung zurückzuführen, sondern auf die Wirkung des Bauwerks. Dabei liegen die Effektivitätsbereiche von Wirbelabscheider 1 für AFS und CSB zum Teil erheblich über den entsprechenden Literaturwerten. Für ASS ergeben sich ähnliche Wirkungsgradbereiche, während die Effektivitätswerte von Wirbelabscheider 1 wesentlich über denen anderer untersuchter Bauwerke liegen. Der Wirkungsgradbereich, der sich im Rahmen der in Abschnitt 3 zitierten Untersuchungen für Ammoniumstickstoff ergibt, liegt erheblich über den an Wirbelabscheider 1 festgestellten Werten. Bereinigt um

den hydraulischen Wirkungsgrad ergibt sich in der Literatur sehr häufig eine negative Effektivität. Das kann, wie bereits erwähnt, auf eine inkorrekte Wahl des maßgebenden Bilanzierungszeitraums zurückzuführen sein und bei den Literaturwerten eine Unterschätzung des tatsächlichen Wirkungsgrads der Bauwerke zur Folge haben.

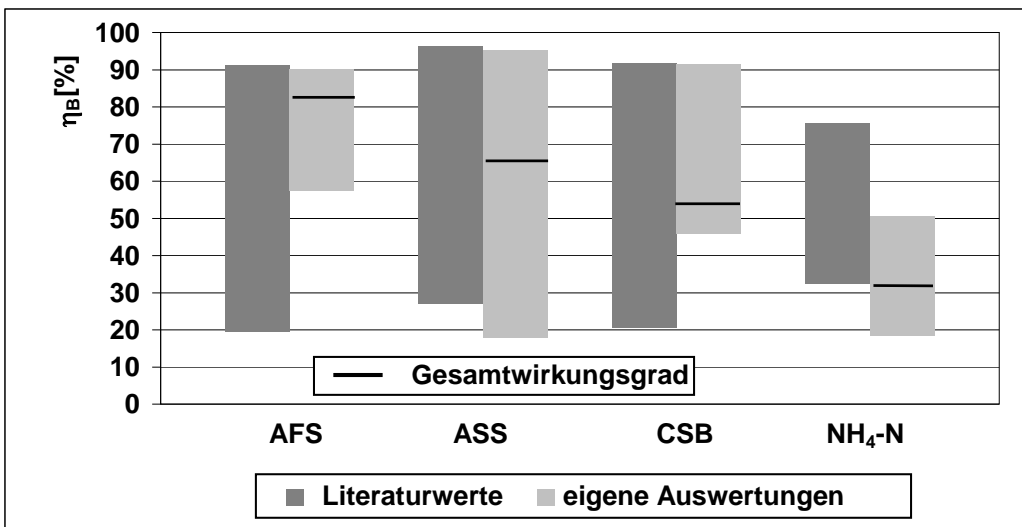


Abb. 7.4: Spanne der Wirkungsgrade bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) und nach eigenen Auswertungen nach NH₄-N-Kriterium

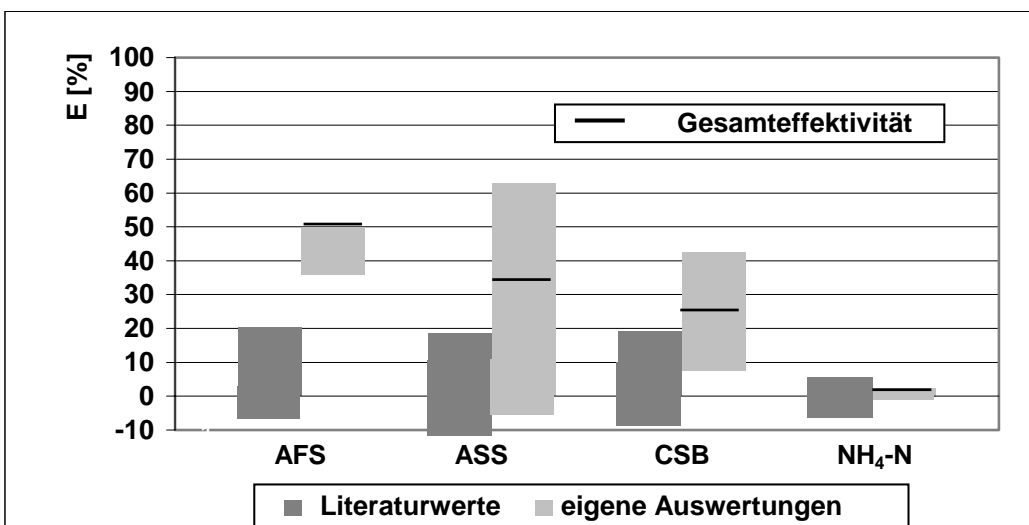


Abb. 7.5: Spanne der Effektivitäten bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) und nach eigenen Auswertungen nach NH₄-N-Kriterium

Wird auch bei der Berechnung der Wirkungsgrade und Effektivitäten für Wirbelabscheider von den gleichen Eingangsparametern und Bilanzierungszeiträumen ausgegangen wie bei den übrigen Untersuchungen, stellen sich die in den Abbildungen 7.6 und 7.7 gezeigten Wertebereiche ein. Die Ergebnisse der eigenen Auswertungen beziehen sich dabei allerdings nur auf drei Ereignisse, da bei den übrigen drei Ereignissen gar keine oder nur eine lückenhafte Ablaufprobennahme durchgeführt wurde. Abbildung 7.6 verdeutlicht, dass die Wirkungsgrade der eigenen Auswertungen im Vergleich sowohl zu

den Werten der anderen Untersuchungen als auch zu den eigenen Auswertungen nach dem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Kriterium wesentlich geringer ausfallen. Eine Ausnahme bildet der Ammoniumstickstoff. Die Effektivitäten am RÜB Bexbach/Rothmühle nach dem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Kriterium liegen erheblich unter den nach Geiger und Hübner (1994) berechneten.

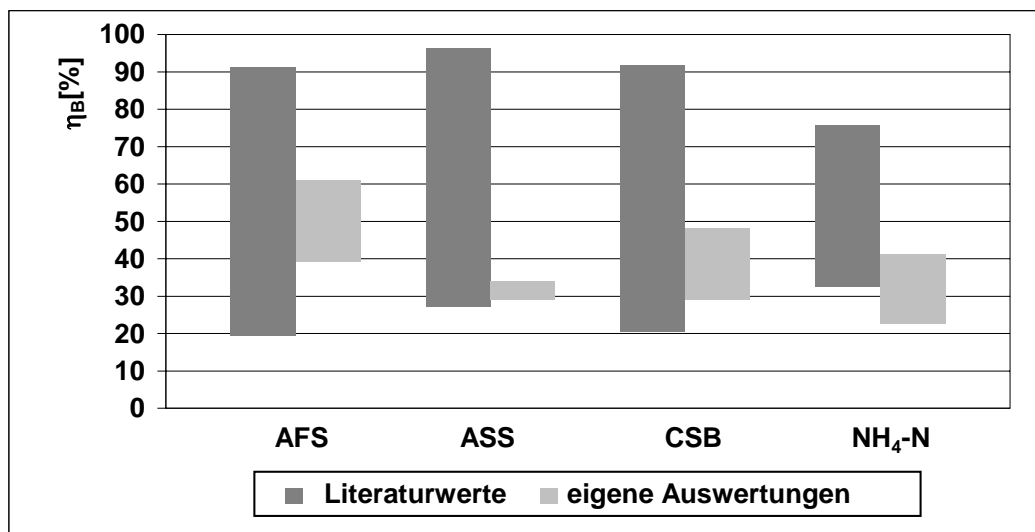


Abb. 7.6: Spanne der Wirkungsgrade für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen

Für die Parameter AFS, ASS und CSB ist dieses Ergebnis schlüssig, da sie erheblich von der Partikelkonzentration im Mischwasserstrom abhängen. Wie bereits zuvor vermutet, kommt es während der Entlastungsphasen zur Ablagerung von Feststoffen in Wirbelabscheider 1. Die Ablaufkonzentration gibt daher nicht die tatsächlich höhere Rückhaltewirkung im Bauwerk während des Bilanzierungszeitraums wieder. Zusätzlich erfolgt im Vereinigungsschacht eine Verdünnung der Ablaufwerte aus Wirbelabscheider 1 durch die aus Wirbelabscheider 2, der aufgrund der Schwelle im Zulaufbauwerk wahrscheinlich erheblich weniger mit leicht absetzbaren Feststoffen und Geschiebe beaufschlagt wird als Wirbelabscheider 1. Dies führt zur Unterschätzung der eigenen Wirkungsgrade und Effektivitäten. Im Wesentlichen wurde aus diesem Grund bei den Auswertungen nicht auf die Ablaufwerte zurückgegriffen, sondern das Verfahren auf der Basis des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Kriteriums angewendet.

Anders stellt sich der Sachverhalt für den gelösten Ammoniumstickstoff dar. Anhand der Differenzen zwischen Wirkungsgraden und Effektivitäten der Literaturwerte und den eigenen Auswertungen ist erkennbar, dass der hydraulische Wirkungsgrad für Wirbelabscheider 1 in der Regel geringer ist als bei den Bauwerken, die im Mittelpunkt der anderen Untersuchungen standen. Das könnte auf den Unterschied zwischen den mittleren stofflichen Aufenthaltszeiten in hydrodynamischen Abscheidern bezogen auf Ab- und Überlauf zurückzuführen sein, der auch vom hydraulischen Wirkungsgrad abhängt (vgl. Tabelle 3.2, S. 33).

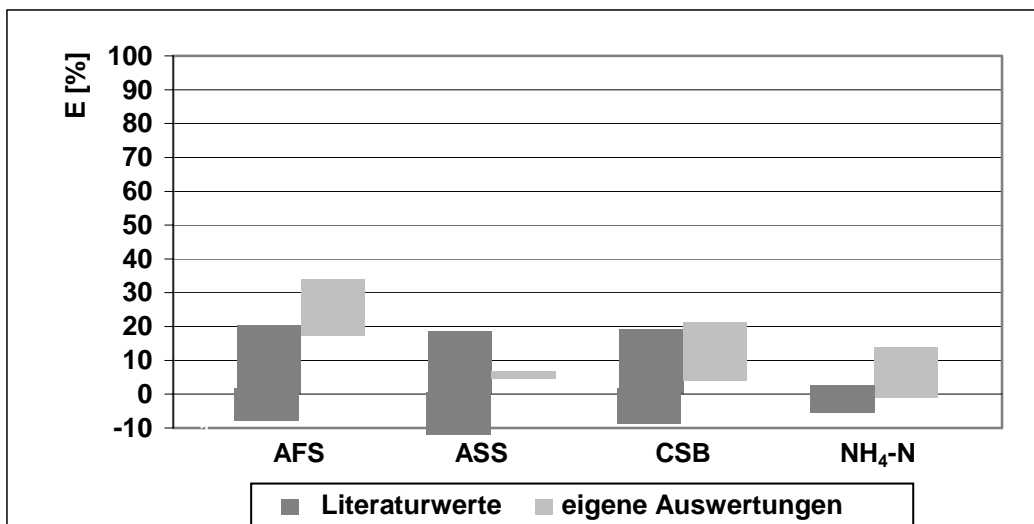


Abb. 7.7: Spanne der Effektivitäten für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) bei hydrodynamischen Abscheidern in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen

Im Folgenden findet, wie schon bei den hydrodynamischen Abscheidern, ein Vergleich von Wirkungsgraden und Effektivitäten statt, die sich in verschiedenen Durchlaufbecken im Nebenschluss für völlig unterschiedliche Belastungssituationen ergeben haben. Daher wäre es wünschenswert, dass für solche Vergleiche eine größere Anzahl von untersuchten Bauwerken mit möglichst breiter berücksichtigter Datenbasis (beprobte Entlastungsereignisse) zur Verfügung steht. Zusätzlich weisen Durchlaufbecken im Nebenschluss eine größere Bandbreite der Variabilität struktureller Randbedingungen auf als hydrodynamische Abscheider. Diese Randbedingungen nehmen Einfluss auf die Bauwerksdurchströmung und damit auf Wirkungsgrad und Effektivität. Hier sind beispielhaft die Bauwerksgrundfläche, die Verhältnisse der Seitenlängen des Bauwerks zueinander sowie die bauliche Gestaltung der Ein- und Überlaufbereiche zu nennen. Diese Einflüsse sollen nun vernachlässigt werden. Im Mittelpunkt des Interesses steht hier, wie sich die jeweils gewählten Randbedingungen bei der Wirkungsgrad- und Effektivitätsberechnung qualitativ im Vergleich zu denen der eigenen Auswertungen am RÜB Bexbach/Rothmühle auswirken. Die Spannen der Wirkungsgrade für Durchlaufbecken 1 und andere Durchlaufbecken im Nebenschluss sind in Abbildung 7.8 dargestellt. Es wird davon ausgegangen, dass bei Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Sedimentationsphase das gesamte Zuflussvolumen auch überläuft. Die Effektivität eines Beckens in dieser Phase kann dem Wirkungsgrad gleichgesetzt werden, da ein hydraulischer Wirkungsgrad nicht zu berücksichtigen ist. Es fällt auf, dass die Wirkungsgrade der eigenen Untersuchung für AFS und ASS erheblich über den Werten der Fachliteratur liegen. Die Literaturwerte für AFS, AFS und Ammoniumstickstoff stammen aus Untersuchungen von Geiger und Hübner (1994), so dass die Unterschiede im Wesentlichen auf die Differenzen bei den Randbedingungen bei der Berechnung zurückzuführen sind (vgl. Abb. 7.3). Eine bessere Übereinstimmung zwischen Literaturwerten und eigenen Auswertungen wird für den CSB erreicht. Die Literaturwerte basieren auf der Untersuchung von Rietsch (2001), dessen Bilanzierungsverfahren eine größere Ähnlichkeit

zu dem der eigenen Auswertungen aufweist als das Verfahren nach Geiger und Hübner (1994). Die weitere Spanne, die die Werte von Rietsch (2001) abdecken, ist wohl hauptsächlich auf die größere Anzahl der von ihm berücksichtigten Ereignisse zurückzuführen. Seinen Auswertungen lagen zehn beprobte Entlastungsereignisse zugrunde, während die eigenen Auswertungen auf fünf Ereignissen beruhen.

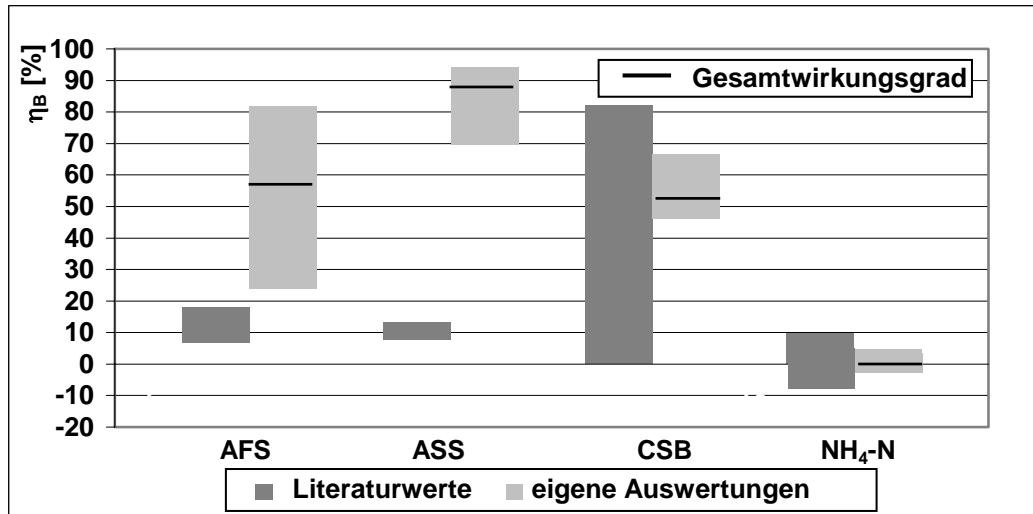


Abb. 7.8: Spanne der Wirkungsgrade in der Sedimentationsphase bei Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur für Randbedingungen nach Geiger und Hübner (1994) (AFS, ASS, NH₄-N), Rietsch (2001) (CSB) und nach eigenen Auswertungen nach NH₄-N-Kriterium

Bei den in den Abbildungen 7.9 und 7.10 dargestellten Gesamtwirkungsgraden und Gesamteffektivitäten für Durchlaufbecken im Nebenschluss muss nicht zwischen verschiedenen Auswerteverfahren differenziert werden, da sie sich auf Gesamt ereignisse beziehen (Sedimentations- und Fangphase). Es zeigt sich daher auch eine wesentlich größere Übereinstimmung der eigenen Auswertungen mit den Werten anderer Untersuchungen als in Abbildung 7.8. Auffällig sind die weiten Spannen der Effektivität für den Ammoniumstickstoff bei den eigenen und den anderen Auswertungen. Die Effektivität für den Ammoniumstickstoff kann ungleich Null sein. Dies ist darauf zurückzuführen, dass während der Fangphase durchaus eine minimale Ammoniumfracht zufließen ($\Rightarrow E < 0$) oder ein Ammoniumfrachtstoß auftreten kann ($\Rightarrow E > 0$).

Die resultierende Gesamteffektivität für alle betrachteten Ereignisse ergibt sich aus dem Gesamtwirkungsgrad, von dem der aus den entsprechenden Volumensummen berechnete, hydraulische Wirkungsgrad abgezogen wird. Dies kann bewirken, dass die sich ergebende Gesamteffektivität durchaus am Rande oder sogar außerhalb der Spanne der minimalen und maximalen Einzeleffektivitäten liegt.

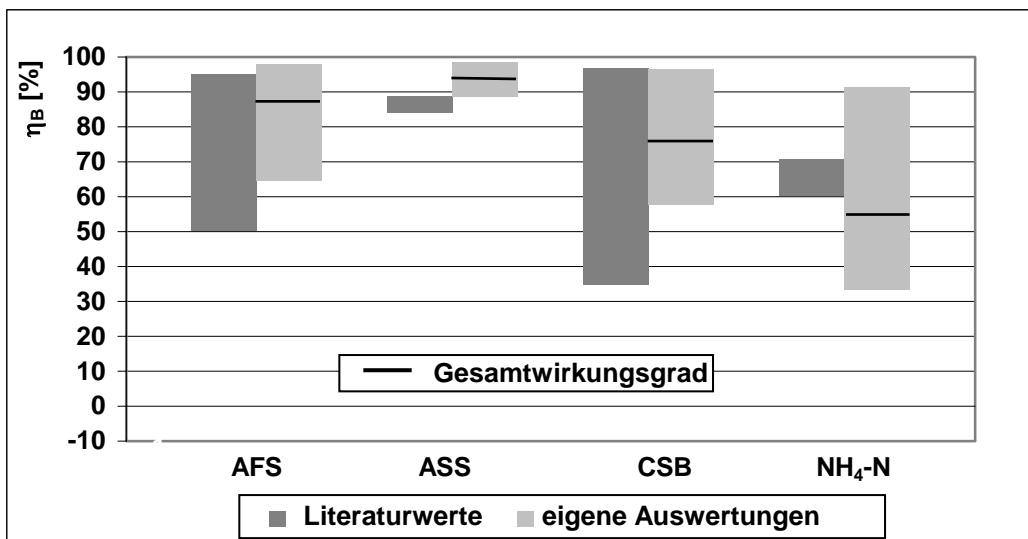


Abb. 7.9: Spanne der Wirkungsgrade bei Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für die Sedimentations- und Fangphase

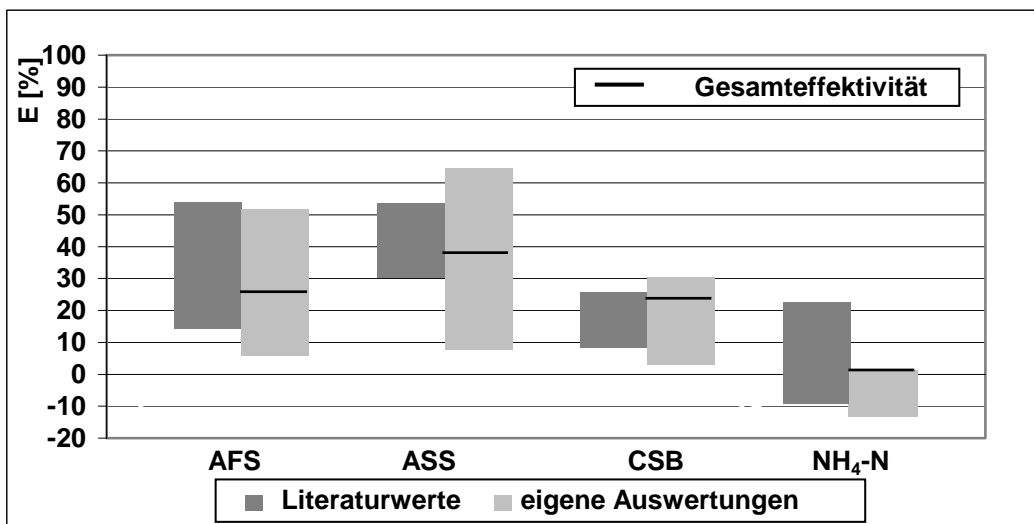


Abb. 7.10: Spanne der Effektivitäten bei Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für die Sedimentations- und Fangphase

In den Abbildungen 7.11 und 7.12 sind die Wirkungsgrade und Effektivitäten der eigenen Auswertungen für die Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle den Werten, die sich aus der Untersuchung zweier Kombinationsbauwerke von Geiger und Hübner (1994) ergeben, gegenübergestellt. Auf den Aufbau dieses Kombinationsbauwerks wurde bereits in Abschnitt 4.4 (S. 57) eingegangen. Zu berücksichtigen ist, dass sowohl die eigenen Auswertungen (zwei Ereignisse) als auch die von Geiger und Hübner (1994) (zwei bzw. drei) auf einer „dünnen“ Datenbasis beruhen. Die Ergebnisse beider Auswertungen bewegen sich in vergleichbaren Größenordnungen. Es fällt allerdings auf, dass die Spannweite der eigenen Werte größer ist als bei den Werten von Geiger und Hübner (1994). Das ist darauf zurückzuführen, dass die beiden Ereignisse, auf denen die eige-

nen Auswertungen beruhen, einen extrem unterschiedlichen Charakter aufweisen. Eines führte nur zu einer kurzzeitigen Entlastung. Entsprechend ergeben sich für dieses Ereignis hohe Wirkungsgrade und geringe Effektivitäten (\Leftarrow hoher hydraulischer Wirkungsgrad). Während des zweiten Ereignisses entlastete das untersuchte Bauwerk fast drei Stunden lang.

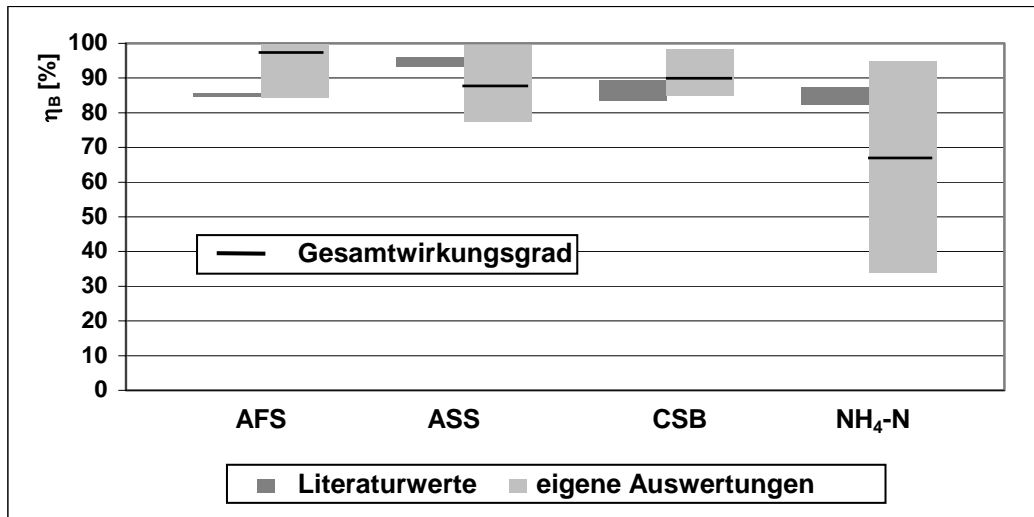


Abb. 7.11: Spanne der Wirkungsgrade bei Kombinationsbauwerken in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamtereignisse

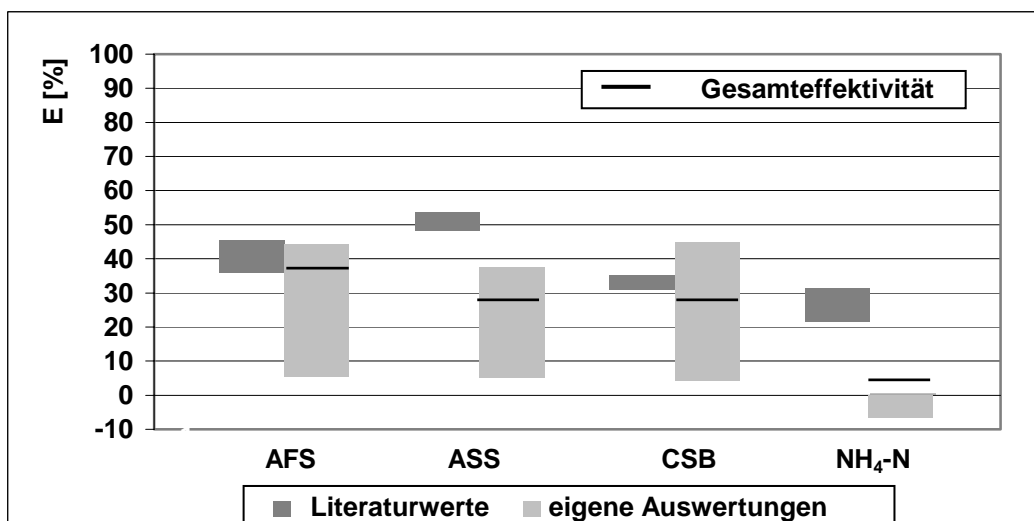


Abb. 7.12: Spanne der Effektivitäten bei Kombinationsbauwerken in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamtereignisse

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken im Nebenschluss aus anderen Untersuchungen und eigenen Auswertungen für Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle zeigen die Abbildungen 7.13 und 7.14. Bei den Literaturwerten wurde dabei die Wirkung des Gesamtbauwerks, d.h. der Durchlaufbecken und der Trennbauwerksstufe, berücksichtigt. Dabei stammen die AFS-Werte aus einer Untersuchung von Schäfer et al. (1997) und die CSB-Werte aus Auswertungen von Rietsch et al. (2001).

Wie bei den vorangegangenen Vergleichen liegen auch hier die Werte in Bereichen ähnlicher Größenordnungen. Auffällig ist der größere Wertebereich der Auswertungen von Rietsch (2001) für den CSB, was auf die breitere Datenbasis von zehn beprobten Ereignissen, die Rietsch (2001) zur Verfügung stand, zurückzuführen sein dürfte.

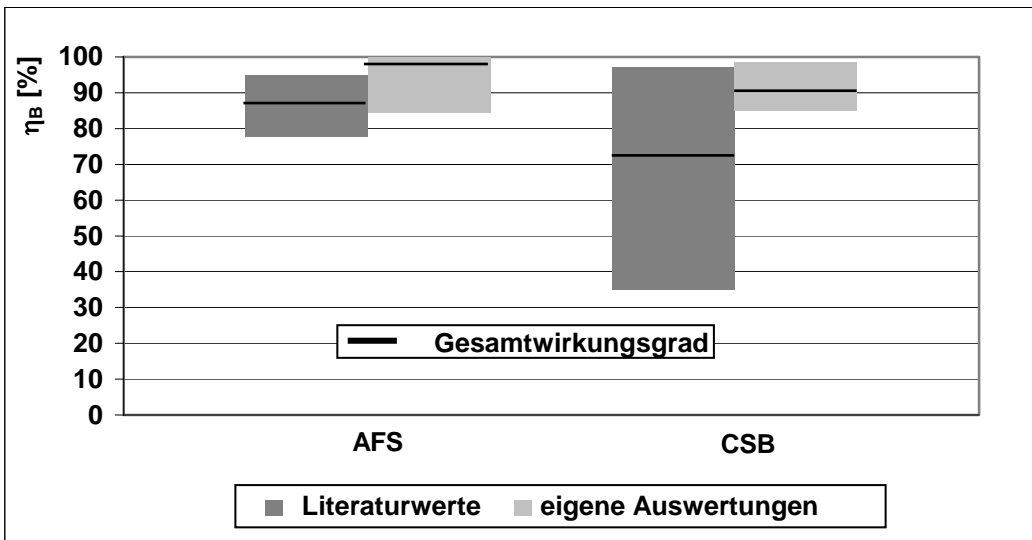


Abb. 7.13: Spanne der Wirkungsgrade bei Durchlaufbecken (inkl. Trennbauwerk) in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamttereignisse

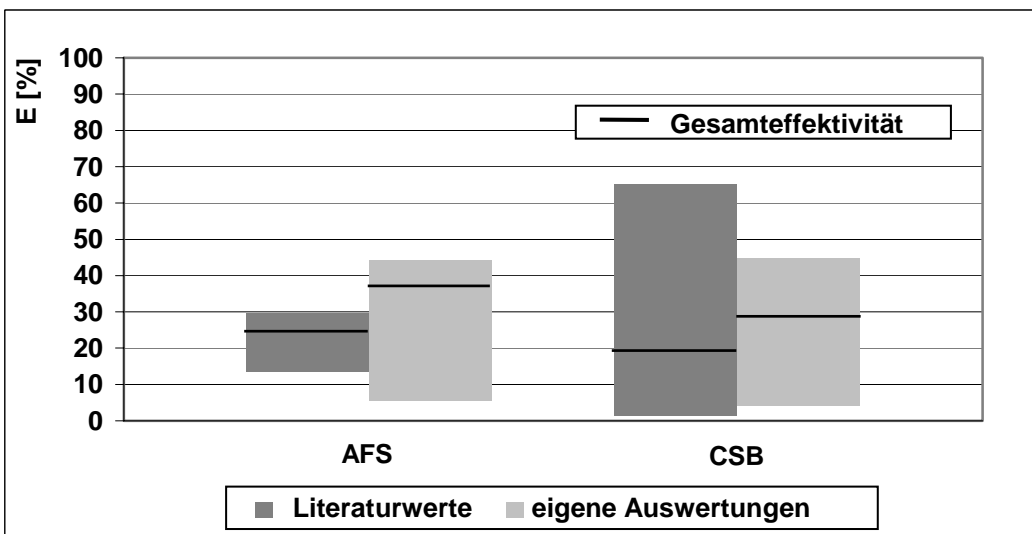


Abb. 7.14: Spanne der Effektivitäten bei Durchlaufbecken (inkl. Trennbauwerk) in der Fachliteratur und nach eigenen Auswertungen für Gesamttereignisse

Alle Vergleiche der eigenen Berechnungen von Wirkungsgraden und Effektivitäten mit entsprechenden Auswertungen anderer Untersuchungen lassen erkennen, dass die Rückhaltewirkung von Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle und ihrer Einzelelemente mit denen anderer Bauwerke weitgehend übereinstimt.

Insbesondere der Vergleich der Wirkung von Straße 1 mit der Gesamtwirkung anderer Bauwerke lässt nicht auf eine schlechtere Reinigung in dem untersuchten Kombinationsbauwerk schließen. Allerdings gibt es keine Hinweise auf ein eventuelles Potenzial

zur Einsparung von Bauwerksvolumen durch Anwendung von Kombinationsbauwerken aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken. Ein Verfahren, um dieses Einsparpotenzial abzuschätzen, wird in Abschnitt 8 vorgestellt. Andererseits verdeutlichen die Gegenüberstellungen bereits, dass die Wirkung von RÜB Bexbach/Rothmühle mit der konventioneller Durchlaufbecken im Nebenschluss vergleichbar ist und somit wohl kein Volumenaufschlag zu erwarten ist.

7.5.3 Ergebnisse der konzentrationsbezogenen Berechnungen

Entlastungsfrachten und die entsprechenden frachtbezogenen Wirkungsgrade sind aus Sicht von Fließgewässern und ihrer Biozöosen insbesondere für Stoffe interessant, die sich aufgrund akkumulierender Wirkung langfristig negativ auswirken können. Dies gilt beispielsweise für AFS. Daneben können sich vor allem akut wirkende Stoffe auch kurzfristig nachteilig auf die Gewässergüte besonders von kleinen Fließgewässern auswirken. Hier steht die Wirkung von Konzentrationen im Vordergrund.

Im Folgenden sollen daher mittlere Konzentrationswirkungsgrade, die sich für Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle berechnet wurden, mit Werten anderer Untersuchungen verglichen werden.

In Abbildung 7.15 sind die sich aus Untersuchungen von Brombach et al. (1993) sowie Geiger und Hübner (1994) für hydrodynamische Abscheider ergebenden Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) (vgl. Abschnitt 3.4, S. 39) den entsprechenden Resultaten für Wirbelabscheider 1 gegenübergestellt. Die Konzentrationswirkungsgrade, die sich für Wirbelabscheider 1 nach den eigenen Auswertungen einstellen, überschneiden sich mit den oberen Bereichen der Literaturwerte und liegen mit ihrem Maximum erheblich darüber. Daraus resultiert eine wesentlich bessere Pufferung der mittleren Zulaufkonzentration in Wirbelabscheider 1 verglichen mit den Literaturwerten.

Hierzu ist ergänzend zu sagen, dass es sich bei den Bauwerken, die von Brombach et al. (1993) bzw. von Geiger und Hübner (1994) untersucht wurden, um wesentlich kleinere Abscheider handelt, deren Wirkung allein aufgrund der geringeren Speichervolumina geringer sein muss.

Das von Brombach et al. (1993) betrachtete Bauwerk ist unterhalb eines vergleichsweise kleinen Einzugsgebiets angeordnet. Es ersetzt ein Fangbecken, das normalerweise an dieser Stelle gebaut worden wäre. Deshalb ist zu vermuten, dass es einem wesentlich höheren Spülstoß ausgesetzt war als Wirbelabscheider 1.

Auffällig sind die zum Teil erheblichen negativen Konzentrationswirkungsgrade der Literaturwerte, die auf eine Konzentrationsanreicherung in dem entsprechenden Bauwerk hinweisen. Da es unwahrscheinlich ist, dass diese Anreicherungen von Ablagerungen in den von Brombach et al. (1993) sowie Geiger und Hübner (1994) untersuchten hydrodynamischen Abscheidern stammen, liegt der Schluss nahe, dass aufgrund des dynamischen Verlaufs eine Konzentrationsspitze bei den Probennahmen im Zulauf, nicht aber im Überlauf erfasst wurde.

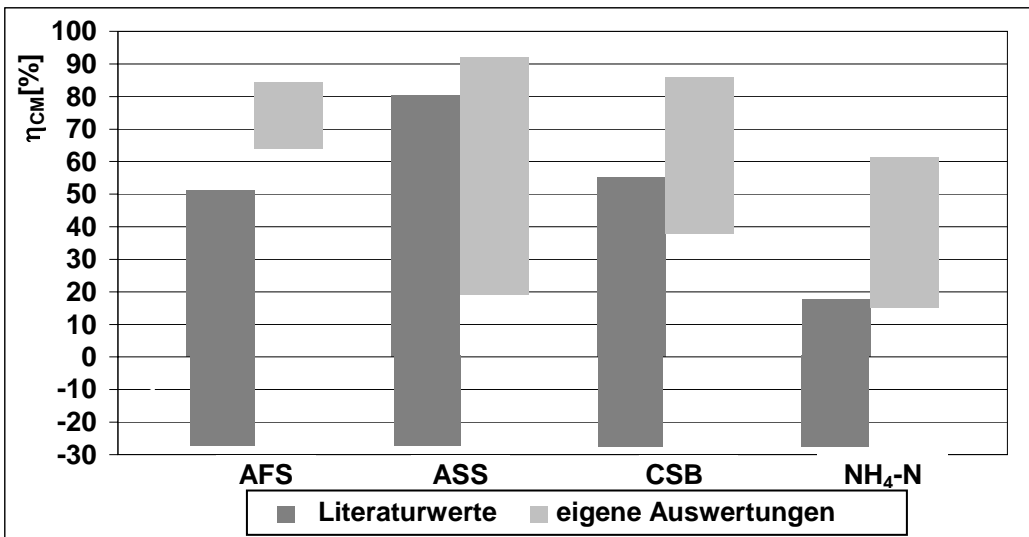


Abb. 7.15: Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für hydrodynamische Abscheider in der Fachliteratur und nach eigenen Messungen

Ein ähnliches Bild wie für die hydrodynamischen Abscheider ergibt sich aus Abbildung 7.16, in der Konzentrationswirkungsgrade eigener Auswertungen für Durchlaufbecken 1 mit Literaturwerten von Durchlaufbecken im Nebenschluss verglichen werden, die aus Untersuchungen von Geiger und Hübner (1994) sowie Brombach und Michelbach (1997) stammen (vgl. Tabelle 3.11, S. 42). Die im Rahmen eigener Auswertungen bestimmten Wirkungsbereiche liegen im oberen Bereich der Spannen der Literaturwerte bzw. erheblich darüber. Eine Ausnahme bilden die Werte für Ammoniumstickstoff. Hier liegen die im Rahmen der eigenen Untersuchungen festgestellten Werte weit unter den in der Literatur angegebenen.

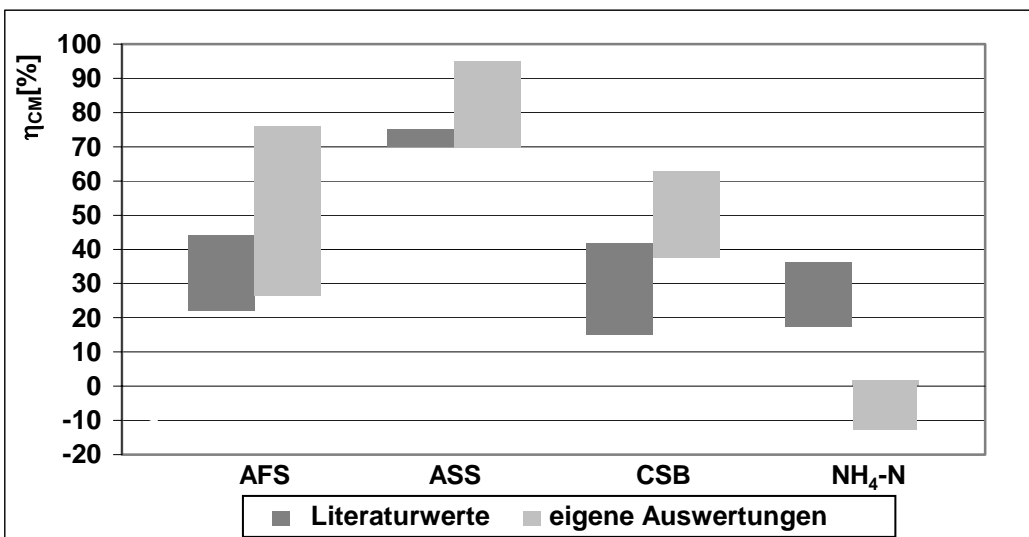


Abb. 7.16: Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Durchlaufbecken im Nebenschluss in der Fachliteratur und nach eigenen Messungen

Dies ist ein Hinweis darauf, dass eine Phase erhöhter Ammoniumkonzentrationen im Zulauf zu Durchlaufbecken 1 nicht repräsentativ erfasst wurde, die darauf folgende Spitze im Klärüberlauf aber beprobt wurde. Dieser Verdacht wird dadurch erhärtet, dass für das Entlastungsereignis vom 10.07.2002, das mit Abstand zum höchsten negativen Konzentrationswirkungsgrad an Durchlaufbecken 1 führt, nur 20 Minuten Mischproben vorliegen.

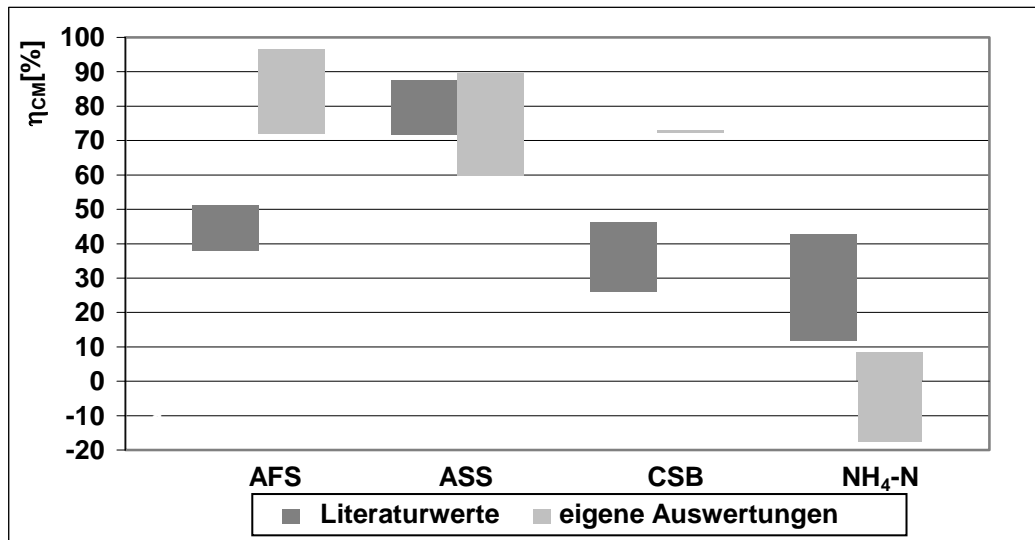


Abb. 7.17: Spanne der Konzentrationswirkungsgrade nach Smisson (1967) für Kombinationsbauwerke in der Fachliteratur und nach eigenen Messungen

Die Vergleichswerte für Kombinationsbauwerke aus der Literatur beruhen auf Untersuchungen von Geiger und Hübner (1994) sowie Untersuchungen von Brombach und Michelbach (1997) (vgl. Tabelle 3.12, S. 42). Für AFS und CSB ergibt sich für Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle eine erhebliche Verminderung der mittleren Konzentrationen. Vergleichbar sind die Konzentrationswirkungsgrade für ASS. Wie schon zuvor bei den Durchlaufbecken liegen die Wirkungsgrade der eigenen Auswertungen für Ammoniumstickstoff unter dem Bereich der Literaturwerte. Das hat wahrscheinlich ähnliche Ursachen wie bei den Auswertungen für Durchlaufbecken 1.

7.5.4 Ergebnisse für ausgewählte Einzelereignisse

Im Folgenden werden ausschließlich die Resultate der Untersuchungen zur Rückhaltewirkung für den CSB erläutert, da dieser Parameter bei der Abschätzung des Einsparpotenzials von Speichervolumen eine entscheidende Rolle spielt. Diese basiert auf der Vorgabe des CSB als Referenzparameter bei der Bemessung von Entlastungsbauwerken in Mischsystemen im ATV Arbeitsblatt 128 (ATV, 1992).

Abbildung 7.18 bestätigt die hohe CSB-Rückhaltewirkung von Wirbelabscheider 1 für die fünf berücksichtigten Ereignisse. Sie liegt immer bei mindestens 40%. Es wird weiterhin deutlich, dass die Wirkung des Bauwerks in erheblichem Maße über eine reine Abflussaufteilung hinausgeht. So werden bei zwei beprobten Ereignissen mehr als 40% der Zulauf- fracht allein aufgrund zusätzlicher Reinigungsvorgänge in Wirbelabscheider 1 zurückgehalten. Das lässt erkennen, dass hydrodynamische Abscheider als Einzelbauwerke bereits

eine hohe Wirkung erzielen können. Sie stellen am Kombinationsbauwerk RÜB Bexbach/Rothmühle eine hochwirksame Vorbehandlungsstufe dar und reduzieren die Beaufschlagung der Durchlaufbeckenstufe mit leicht absetzbaren Schmutzstoffen signifikant. Zusätzlich führen Sie diese aufgrund der Selbstreinigungswirkung zur Kläranlage ab.

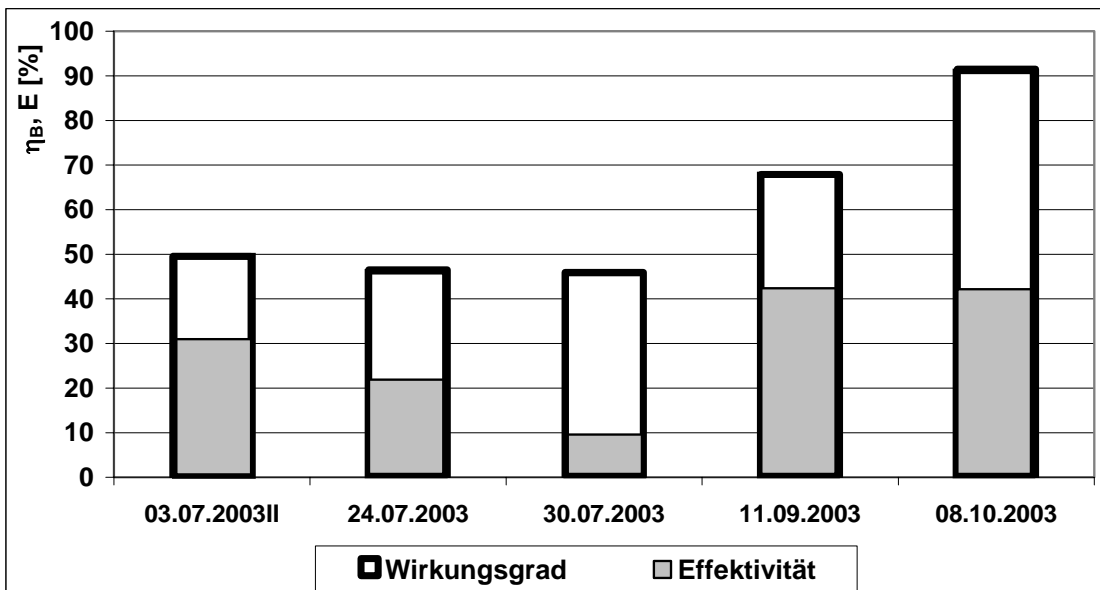


Abb. 7.18: Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1 in Bezug auf CSB für ausgewählte Ereignisse nach $\text{NH}_4\text{-N}$ -Kriterium

Abbildung 7.19 veranschaulicht die Wirkungsgrade und Effektivitäten für vier beprobte Entlastungsereignisse. Sie dokumentiert, dass in Durchlaufbecken 1 eine weitere bedeutsame Stoffrückhaltung erfolgt. Unter entsprechenden Randbedingungen können hier Partikeln zurückgehalten werden, die eine schlechtere Absetzbarkeit aufweisen. Mit dieser Sedimentation von Partikeln ist immer auch eine Rückhaltung der an diese adsorbierten Substanzen verbunden (z.B. CSB, Schwermetalle).

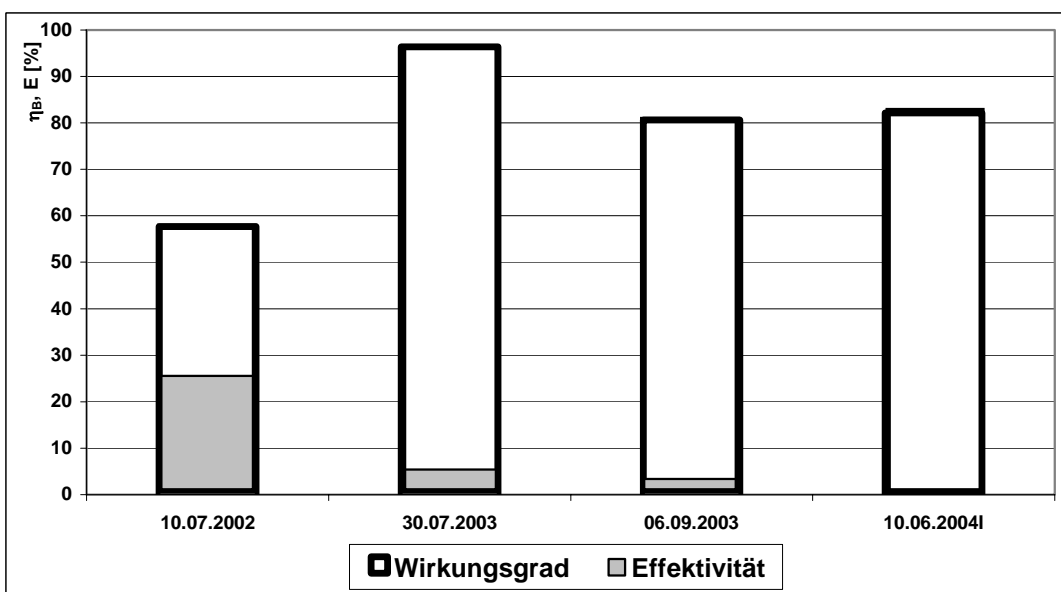


Abb. 7.19: Gesamtwirkungsgrad und -effektivität von Durchlaufbecken 1 in Bezug auf CSB für ausgewählte Ereignisse

Abbildung 7.19 macht jedoch auch klar, dass bei den vier betrachteten Ereignissen die Effektivität von Durchlaufbecken 1 relativ gering ist. Die Sedimentationswirkung scheint hier gegenüber der Fangwirkung eine eher untergeordnete Rolle zu spielen. Beide Bauwerksstufen in ihrer Wirkung ergänzen sich jedoch. Aufgrund des relativ geringen Speichervolumens werden Frachtstöße in Verbindung mit sehr hohen Oberflächenbeschickungen in der Durchlaufbeckenstufe zurückgehalten, während bei mittleren Beschickungen eine effektive Reinigung in der Wirbelabscheiderstufe stattfindet.

7.5.5 Ergebnisse bezogen auf Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle und ihre Einzelelemente für das Ereignis vom 30.07.2003

Die CSB-Rückhaltewirkung der Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle und ihrer Einzelelemente Wirbelabscheider 1 und Durchlaufbecken 1 ist in Abbildung 7.20 dargestellt. Die Wirkungsgrade und Effektivitäten der Einzelelemente sind dabei auf die Zulauffracht zur Bauwerksstraße bezogen. Daher errechnen sich aus den Summen der Einzelwirkungsgrade und -effektivitäten die entsprechenden Wirkungen der gesamten Straße. Das betrachtete Ereignis vom 30.07.2003 führte nur zu einer kurzfristigen starken Beschickung des RÜB. Das Entlastungsvolumen in den Bexbach betrug zwar nur 116m³, dennoch lassen sich aus den Auswertungen der Wirkungsgrade interessante Schlüsse ziehen. So ist zunächst festzustellen, dass ca. 45% der CSB-Zulauffracht bereits in Wirbelabscheider 1 zurückgehalten werden. Dieser weist, wohl aufgrund der zeitweise hohen Beschickungen und eines entsprechend geringen hydraulischen Wirkungsgrads, eine relativ geringe Effektivität von etwa 10% auf. Weitere 50% der gesamten Zuflussfracht werden in Durchlaufbecken 1 zurückgehalten. Damit ergibt sich eine sehr hohe Rückhaltung von ca. 96% der CSB-Fracht in Straße 1.

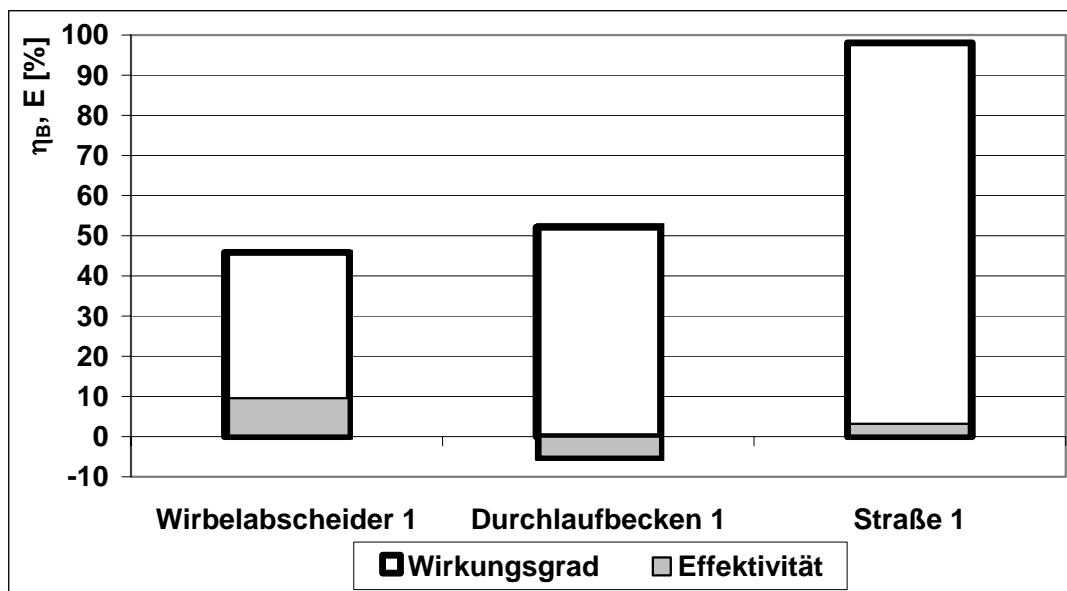


Abb. 7.20: Wirkung der Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle und ihrer Einzelelemente auf CSB-Rückhaltung

Für Durchlaufbecken 1 ist allerdings eine negative Effektivität von etwa -6% für dieses Ereignis zu verzeichnen. Daraus resultiert, dass bei reiner Abflussaufteilung unter Voraussetzung voller Durchmischung eigentlich ein um ca. 6% höherer Wirkungsgrad hätte erreicht werden müssen. Dies ist ein Hinweis auf die wirksame Vorreinigung, die durch die Rückhaltung leicht absetzbarer Stoffe in Wirbelabscheider 1 verursacht wird. Es wäre mit Sicherheit ein höherer Frachtwirkungsgrad und daraus folgend eine höhere Effektivität bei einem größeren Anteil an leicht absetzbaren Stoffen im Zufluss von Durchlaufbecken 1 erreicht worden.

Anhand des Wirkungsgrads von etwa 96% und der Effektivität von ca. 5%, die Durchlaufbecken 1 für sich betrachtet aufweist, wird sichtbar, dass die Durchlaufbeckenstufe auch bei diesem Ereignis einen positiven Einfluss auf die Rückhaltungswirkung des Gesamtbauwerks hat.

7.6 Bewertung der durchgeführten Auswertungen

Im vorangegangenen Abschnitt sind die Unterschiede zwischen verschiedenen Methoden zur Berechnung von Frachtwirkungsgraden und Effektivitäten für Bauwerke zur Mischwasserbehandlung erläutert worden. Die wesentlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Verfahren bestehen in der Auswahl der Stoff- und Volumenströme, die in die Bilanzierung eingehen und in der Wahl der Zeiträume für die eine Auswertung der Ströme erfolgt. Die unterschiedlichen Ansätze führen zu unterschiedlichen Resultaten. Dabei führt ein vorliegender Ansatz von Geiger und Hübner (1994) tendenziell zu einer Unterschätzung der vorhandenen Effektivitäten. Dies ist vor allem mit der sehr vereinfachten Wahl des Bilanzierungszeitraums zu begründen. Grundsätzlich dürfen bei der Einschätzung der Rückhaltungswirkung nur die Frachten und das Mischwasservolumen berücksichtigt werden, bei denen die theoretische Möglichkeit eines Überlaufens vorlag. Jede weitere Ausdehnung oder Reduzierung der berücksichtigten Zeiträume übt einen ungerechtfertigten Einfluss auf die festgestellte Rückhaltungswirkung aus.

Bei der Bestimmung der Gesamtwirkungsgrade und -effektivitäten ergeben sich für die Straße 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle sehr hohe Frachtwirkungsgrade. Bei Gegenüberstellung der CSB-Rückhaltung von Wirbelabscheider und Durchlaufbeckenstufe fällt auf, dass die Effektivitäten der Wirbelabscheiderstufe entweder recht hoch oder mindestens signifikant feststellbar sind, während die Durchlaufbeckenstufe meist eine geringer und zum Teil kaum feststellbare Effektivitäten aufweist. Dies kann damit begründet werden, dass die Durchlaufbeckenstufe besonders bei kleinem Entlastungsvolumen einen hohen hydraulischen Wirkungsgrad aufweist. Zusätzlich werden leicht absetzbare CSB-Anteile bereits in der Wirbelabscheiderstufe zurückgehalten und können sich somit nicht mehr auf die Effektivität der Durchlaufbeckenstufe auswirken. Auch Kurzschlussströmungen in der Durchlaufbeckenstufe haben sicherlich einen Einfluss, der aber anhand der Ergebnisse dieses Abschnitts nicht nachgewiesen werden kann.

Es kann festgestellt werden, dass die Wirbelabscheiderstufe des RÜB Bexbach/Rothmühle eine effiziente Vorbehandlungsstufe darstellt, die von der Rückhaltung

der Durchlaufbeckenstufe ergänzt wird. Dabei trägt die Fangwirkung der Durchlaufbecken wesentlich zum Rückhalt in der Durchlaufbeckenstufe bei.

Die Vergleiche mit den Rückhaltewirkungen anderer Bauwerke zeigen, dass das RÜB Bexbach/Rothmühle und seine Einzelemente, bis auf einige Ausnahmen, keine besonders auffällige Rückhaltewirkung aufweisen.

8. Simulation der Langzeitwirkung des RÜB Bexbach/Rothmühle und Abschätzung des Potenzials zur Volumeneinsparung

Die Simulation der Langzeitwirkung des RÜB Bexbach/Rothmühle basiert auf der Modellierung des Einzugsgebiets und des Entwässerungssystems oberhalb des RÜB mit Hilfe des Schmutzfrachtmodells WKosmoCOM und auf einer Nachbildung des untersuchten Bauwerks mit Hilfe eines MATLAB/SIMULINK-Modells. Durch WKosmoCOM werden die hydraulischen und verschmutzungsbezogenen Zulaufwerte zum RÜB Bexbach/Rothmühle simuliert. Sie dienen als Eingangswerte des MATLAB/SIMULINK-Modells. Die Nachbildung aller Vorgänge, z.B. Bestimmung von Überlaufvolumen und Überlauffracht, findet innerhalb des Modells von RÜB Bexbach/Rothmühle statt. Die durchgeführte Langzeitsimulation beruht auf einer Regenseerie, die an der Kläranlage NK-Wellesweiler, von 1990 bis 2003 aufgezeichnet wurde.

Zusätzlich soll untersucht werden, ob infolge der besonderen Ausführung des RÜB Bexbach/Rothmühle als Kombinationsbauwerk mit Wirbelabscheider- und Durchlaufbeckenstufe, Speichervolumen eingespart werden konnte. Dies geschieht, indem mit dem oben genannten Modell des Einzugsgebiets und unter Ansetzen der gleichen Regenseerie zusätzliche Langzeitsimulationen mit einem fiktiven Durchlaufbecken durchgeführt werden. Das MATLAB/SIMULINK-Modell dieses fiktiven Bauwerks wird an Stelle des vorhandenen Bauwerks als Durchlaufbecken im Nebenschluss angeordnet. Das Speichervolumen des Bauwerks wird so lange variiert, bis seine Rückhaltewirkung etwa der des vorhandenen Bauwerks entspricht.

8.1 Vorgehen bei der modelltechnischen Nachbildung des RÜB Bexbach/Rothmühle

Zur Nachbildung der Reinigungswirkung des Bauwerks in Bexbach/Rothmühle wurde auf mittlere Wirkungsgrade zurückgegriffen, die sich für die einzelnen Bauwerksstufen aus den Auswertungen beprobter Ereignisse ergaben. Zunächst ist von Interesse, ob die hydraulischen Belastungen des RÜB Bexbach/Rothmühle während der beprobten Ereignisse einen Bereich abdecken, der im Vergleich mit realen Belastungssituationen als repräsentativ angesehen werden kann.

Zusätzlichen Aufschluss über die Abhängigkeit des Wirkungsgrades von der Oberflächenbeschickung und der hydraulischen Aufteilung konnte aus dem in Abschnitt 4 beschriebenen Tracerversuch gewonnen werden.

Auf die Vorgehensweise bei der modelltechnischen Nachbildung der Rückhaltewirkung der Wirbelabscheider- und der Durchlaufbeckenstufe auf Basis der gefundenen Zusammenhänge wird im weiteren Verlauf dieses Abschnittes eingegangen. Weiterhin werden die Ergebnisse der volumen- und qualitätsbezogenen Kalibrierung für die Einzuelelemente des RÜB Bexbach/Rothmühle vorgestellt.

8.1.1 Repräsentativität hydraulischer Belastungen und hydraulischer Wirkungsgrade der beprobten Ereignisse

Zur Abschätzung der Spanne tatsächlich auftretender Belastungssituationen kann auf Messwerte, beispielsweise die Durchflussmesswerte im Zulauf der Anlage, zurückgegriffen werden, die bis auf einige Lücken - vom Juli 2002 bis Juni 2004 - vorliegen.

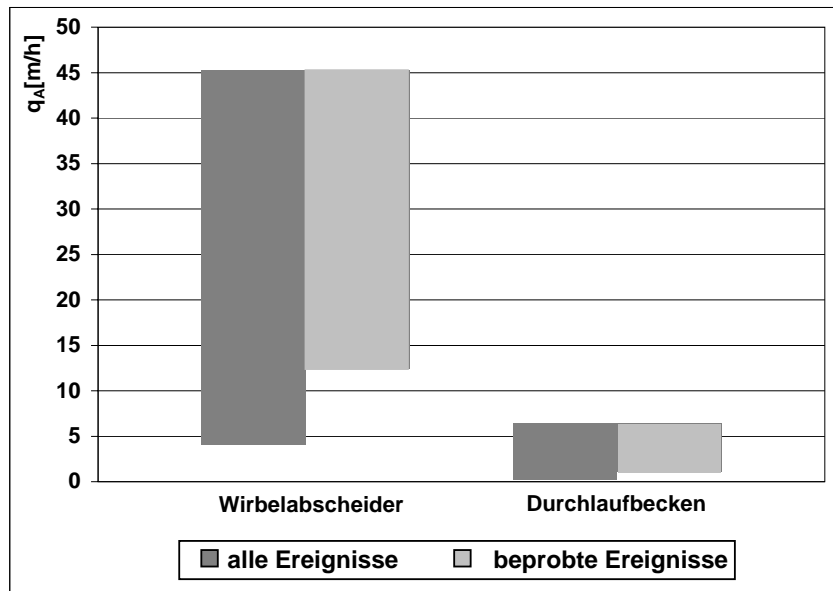


Abb. 8.1: Spanne mittlerer Oberflächenbeschickungen über die gesamte Messperiode und für beprobte Ereignisse

In Abbildung 8.1 sind Spannen der in dieser Zeitperiode aufgetretenen mittleren Oberflächenbeschickungen der Einzelereignisse den entsprechenden Werten der beprobten Ereignisse gegenübergestellt. Daraus geht hervor, dass die beprobten Ereignisse die tatsächliche Belastungssituation von Wirbelabscheider 1 und Durchlaufbecken 1 recht gut widerspiegeln. Eine Ausnahme bilden die Bereiche niedriger Oberflächenbeschickungen.

Es wird davon ausgegangen, dass eher hohe Belastungen einen negativen Einfluss auf die Rückhaltewirkung der Anlage ausüben als geringe Oberflächenbeschickungen. Deshalb sind in Abbildung 8.2 die Bereiche maximaler Oberflächenbeschickungen, die im oben genannten Messzeitraum auftraten, der Spanne maximaler Oberflächenbeschickungen während der beprobten Ereignisse gegenübergestellt. Es zeigt sich auch hier, dass insbesondere die als kritisch angesehenen hohen Belastungssituationen durch die beprobten Ereignisse für Wirbelabscheider 1 und für Durchlaufbecken 1 recht gut wiedergegeben werden. Während die an der Wirbelabscheiderstufe maximal auftretende Oberflächenbeschickung der beprobten Ereignissen erfasst wird, ist dies für die maximale Oberflächenbeschickung der Durchlaufbeckenstufe nicht der Fall. Das ist darauf zurückzuführen, dass die maximale Wirbelabscheiderbeschickung während der Füllphase der Abscheider stattfand.

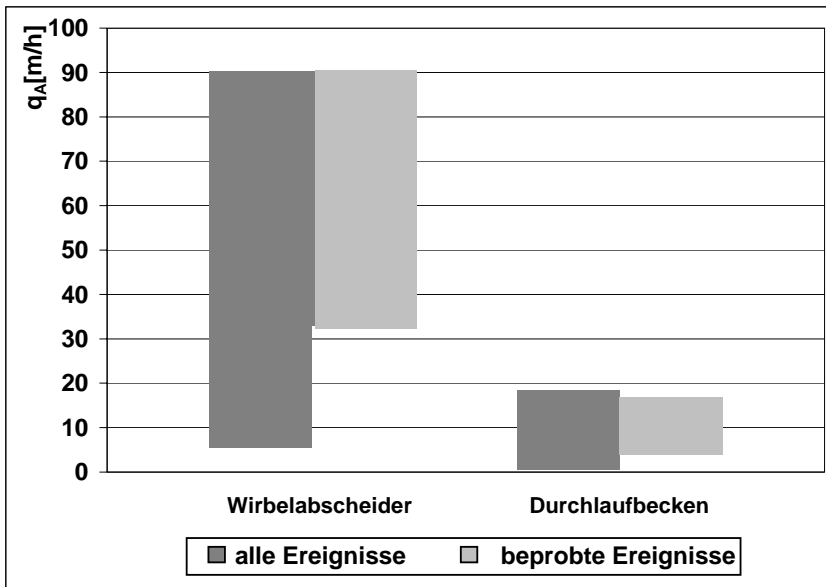


Abb. 8.2: Spanne maximaler Oberflächenbeschickungen über die gesamte Messperiode und für beprobte Ereignisse

Neben der hydraulischen Belastung hat der hydraulische Wirkungsgrad entscheidenden Einfluss auf die Rückhaltewirkung. Dabei ist davon auszugehen, dass eher die Bereiche geringer Wirkungsgrade als kritisch anzusehen sind, da dann der Anteil der Abflussaufteilung an der Rückhaltewirkung gering ist. Zusätzlich kann sich ein geringer bzw. nicht vorhandener Ablaufvolumenstrom aus dem zentral am Boden der Wirbelabscheider angeordneten Ablaufkonus negativ auf die Ausbildung der Sekundärströmung auswirken. Diese Sekundärströmung überlagert die auftretende Wirbelströmung und unterstützt die Sedimentation absetzbarer Stoffe. Daher wird in Abbildung 8.3 neben den Spannen der ereignisbezogenen mittleren hydraulischen Aufteilungen an der Wirbelabscheiderstufe auch der Bereich der minimalen hydraulischen Wirkungsgrade angegeben.

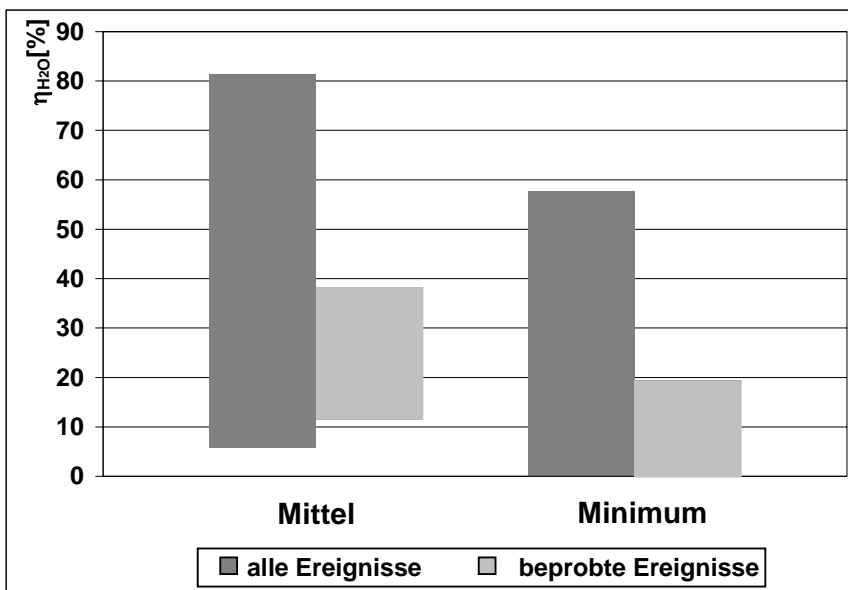


Abb. 8.3: Spanne des mittleren und minimalen hydraulischen Wirkungsgrads über die gesamte Messperiode und für beprobte Ereignisse

Es zeigt sich, dass die Bereiche minimaler hydraulischer Wirkungsgrade durch die beobachteten Ereignisse recht gut erfasst werden. Während einiger beobachteter Ereignisse kam es zu kurzzeitigen Störungen am Pumpwerk unterhalb des RÜB Bexbach/Rothmühle. Das hatte ein Absinken des Abflusses aus der Wirbelabscheiderstufe auf Null zur Folge.

8.1.2 Generierung der Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Rückhaltewirkungen der Wirbelabscheider- und der Durchlaufbeckenstufe.

In ihren Auswertungen von Versuchen an hydrodynamischen Abscheidern im Labormaßstab stellten Geiger und Hübner (1994) fest, dass drei Größen entscheidenden Einfluss auf die Reinigungswirkung dieser Bauwerke haben:

- Oberflächenbeschickung
- mittlere hydraulische Verweilzeit (hier Aufenthaltszeit der Stoffe)
- Abflussverhältnis (hydraulischer Wirkungsgrad)

Ziel der Anwendung der überlaufbezogenen Wirkungsgradmatrix ist es, die Überlauf- fracht der Wirbelabscheiderstufe in Abhängigkeit vom momentanen hydraulischen Wirkungsgrad, von der aktuellen Oberflächenbeschickung und einer Zeitvariablen darzustellen.

Da das betrachtete Becken der Durchlaufbeckenstufe des RÜB Bexbach/Rothmühle im Nebenschluss liegt, wird davon ausgegangen, dass hier die Oberflächenbeschickung und die Verweilzeit die entscheidenden Einflussgrößen sind.

Wirkungsgradmatrix für die Wirbelabscheiderstufe

Zunächst wird angenommen, dass die überlaufbezogenen Wirkungsgrade für die auswertbaren Ereignisse (s. Tabelle 8.1) repräsentativ sind für die mittlere Belastungssituation während des entsprechenden Ereignisses. Umgekehrt kann die jeweilige mittlere Oberflächenbeschickung und der jeweilige mittlere hydraulische Wirkungsgrad, der sich für ein Überlaufereignis einstellt, eindeutig dem resultierenden Wirkungsgrad zugeordnet werden. Versucht man nun mittels kubischer multipler Regression einen funktionalen Zusammenhang zwischen der Oberflächenbeschickung, dem hydraulischen Wirkungsgrad und dem überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrad herzustellen, ergibt sich die in Gleichung 8.1 angegebene Regressionsfunktion.

$$\eta_{B,\ddot{u},ber.} = -105,569 - 52,037 q_A + 2,121 q_A^2 - 0,017 q_A + 33,075 \eta_{H_2O} - 0,660 \eta_{H_2O}^2 + 0,004 \eta_{H_2O}^3 \quad (8.1)$$

Mit:

- $\eta_{B,\ddot{u},ber.}$: Berechneter frachtbezogener mittlerer Überlaufwirkungsgrad eines Ereignisses
- q_A : mittlere Oberflächenbeschickung während eines Überlaufereignisses
- η_{H_2O} : mittlerer hydraulischer Wirkungsgrad während eines Überlaufereignisses

Trägt man die mittleren überlaufbezogenen Frachtwirkungsgrade der Einzelereignisse $\eta_{B,\ddot{u},ist}$ gegen die entsprechenden Wirkungsgrade $\eta_{B,\ddot{u},ber.}$ auf, die mit Hilfe der Regression berechnet sind, so liegen die gewonnenen Punkte sehr nahe einer Geraden durch

den Ursprung mit der Steigung von 1 (vgl. Abb. 8.4). Würde die Regressionsfunktion den Zusammenhang zwischen beiden Wirkungsgraden ideal beschreiben, müssten alle Punkte auf der Geraden liegen. Der hohe Korrelationskoeffizient von 0,99 macht die „sehr enge“ Korrelation zwischen den betrachteten Größen deutlich (Langguth und Voigt, 1980). Beim weiteren Vorgehen wird davon ausgegangen, dass mit Hilfe dieser Regressionsfunktion der Gesamtwirkungsgrad bei stationärer Beschickung und konstantem hydraulischen Wirkungsgrad im Verlauf eines Entlastungsereignisses berechnet werden kann.

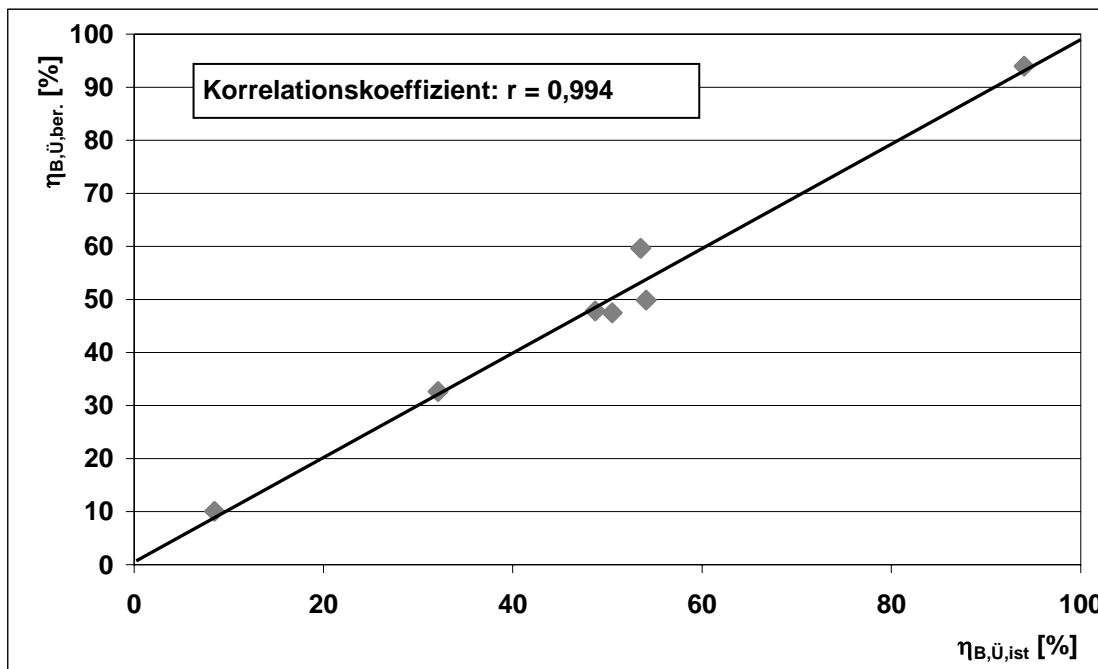


Abb. 8.4: Vergleich mittlerer Überlaufwirkungsgrade berechnet aus Frachten mit den Wirkungsgraden basierend auf der Regressionsfunktion in Gleichung 8.1

Die Aufstellung der Wirkungsgradmatrix beruht auf der Voraussetzung einer weiteren Randbedingung, nämlich den auf den Resultaten von Tracerversuchen am Modell eines hydrodynamischen Abscheiders (Alkhaddar et al. (1999), Tabelle 1, auszugsweise in Abschnitt 3.2, Tabelle 3.2, S. 33). Betrachtet man die Zeit, die von der Tracerzugabe bis zum Erreichen des Maximums der Überlaufkonzentration vergeht, so ist festzustellen, dass diese sich bei konstanter Oberflächenbeschickung und variierendem hydraulischem Wirkungsgrad kaum ändert. Unter den stationären Bedingungen, die während der Versuche herrschen, ergibt sich für den Zeitpunkt der maximalen Überlaufkonzentration zwangsläufig auch das Maximum des Überlaufwirkungsgrads (vgl. Abschnitt 6.2.1, S. 90). Vor diesem Hintergrund wird auch bei der Aufstellung der Wirkungsgradmatrix für Wirbelabscheider 1 angenommen, dass bei gleichen Oberflächenbeschickungen der maximale Überlaufwirkungsgrad, unabhängig vom hydraulischen Wirkungsgrad, immer zum gleichen Zeitpunkt nach dem Zufluss des betrachteten Frachtelements auftritt. Der Zusammenhang zwischen der Oberflächenbeschickung und dem Zeitpunkt des maximalen Überlaufwirkungsgrads, nach den Auswertungen von Alkhaddar et al. (1999), ist in Abbildung 8.5 dargestellt. Aus der Evaluation des am RÜB Bex-

bach/Rothmühle durchgeführten Tracerversuchs kann nur ein Punkt der entsprechenden Kurve für Wirbelabscheider 1 gewonnen werden. Der weitere Verlauf der Kurve wird auf der Basis zusätzlicher Annahmen konstruiert. Es wird ein ähnlicher Verlauf wie bei der Regressionskurve vorausgesetzt, den eigene Auswertungen der Daten von Alkhaddar et al. (1999) ergeben (s. Abb. 8.5). Außerdem wird angenommen, dass bei der maximalen bisher an Wirbelabscheider 1 festgestellten Oberflächenbeschickung von etwa 90 m/h, der Zeitraum zwischen Zulauf der Fracht bis zum Auftreten des maximalen Überlaufwirkungsgrads etwa der hydraulischen Aufenthaltszeit im Abscheider entspricht. Dies gründet auf der Feststellung, dass sich die hydraulische Aufenthaltszeit bei hohen Beschickungen nur wenig von der stofflichen unterscheidet (vgl. Abschnitt 7.5).

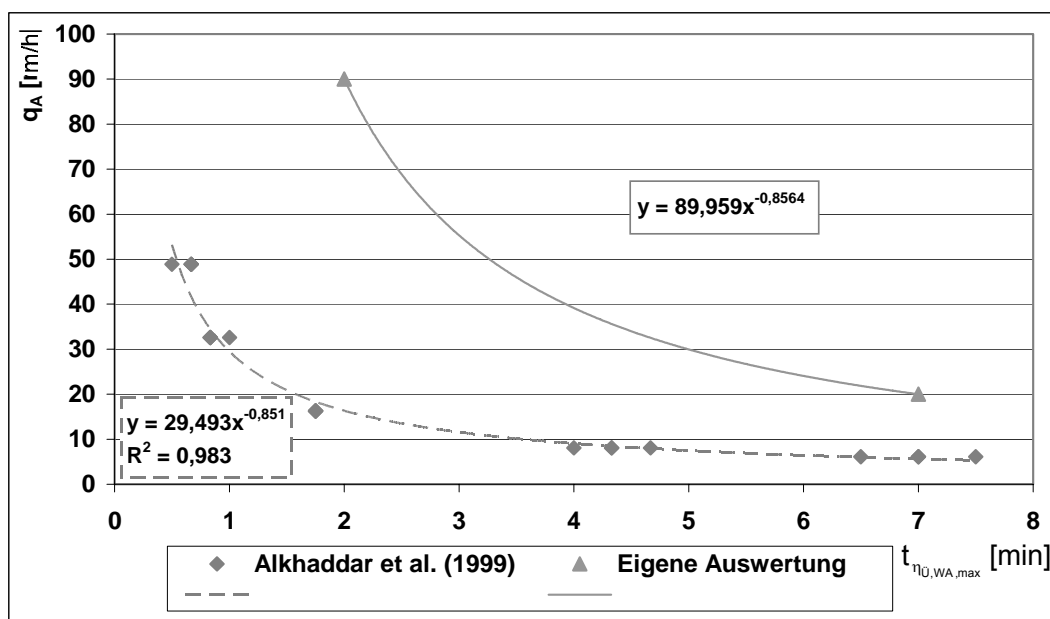


Abb. 8.5: Angenommener Zusammenhang zwischen q_A und der Dauer bis zum Auftreten des maximalen Überlaufwirkungsgrads an Wirbelabscheider 1

In Abbildung 8.6 ist veranschaulicht, wie sich die zuvor getroffenen Annahmen auf das Vorgehen bei der Bildung der Wirkungsgradmatrix auswirken. Dabei wird eine Matrix betrachtet, die sich bei stationärem hydraulischen Wirkungsgrad $\eta_{H_2O,1}$ ergibt. Eine Spalte dieser Matrix stellt den zeitlichen Verlauf des Überlaufwirkungsgrads für eine stationäre Oberflächenbeschickung dar. Der Wert, der aus der Aufsummierung der Einzelwirkungsgrade einer Spalte hervorgeht, entspricht dem resultierenden Gesamtwirkungsgrad, der unter den gegebenen Bedingungen mit der Regressionsfunktion aus Abbildung 8.4 berechnet wird. Der Zeitpunkt, an dem der maximale Überlaufwirkungsgrad auftritt, wird unter Nutzung der Funktion in Abbildung 8.5 bestimmt, die auf den eigenen Auswertungen beruht. Die Festlegung des Verlaufs der Wirkungsgradfunktionen von Zeitpunkt t_1 bis zum Erreichen des Maximums zum Zeitpunkt t_s und der weitere Verlauf bis zum Zeitpunkt t_i , wird auf der Basis der Regressionsfunktionen aus den Abbildungen 6.23 und 6.24 (Abschnitt 6.2.2, S. 95 u. S. 96) ersichtlich. Die numerischen Parameter der Funktionen werden so angepasst, dass sich beide Funktionen zum Zeitpunkt t_s in einem Maximum treffen und die Summe aller Funktionswerte einer Spalte

dem Vorgabewert der Summe nach der Regressionsfunktion in Abbildung 8.4 entspricht.

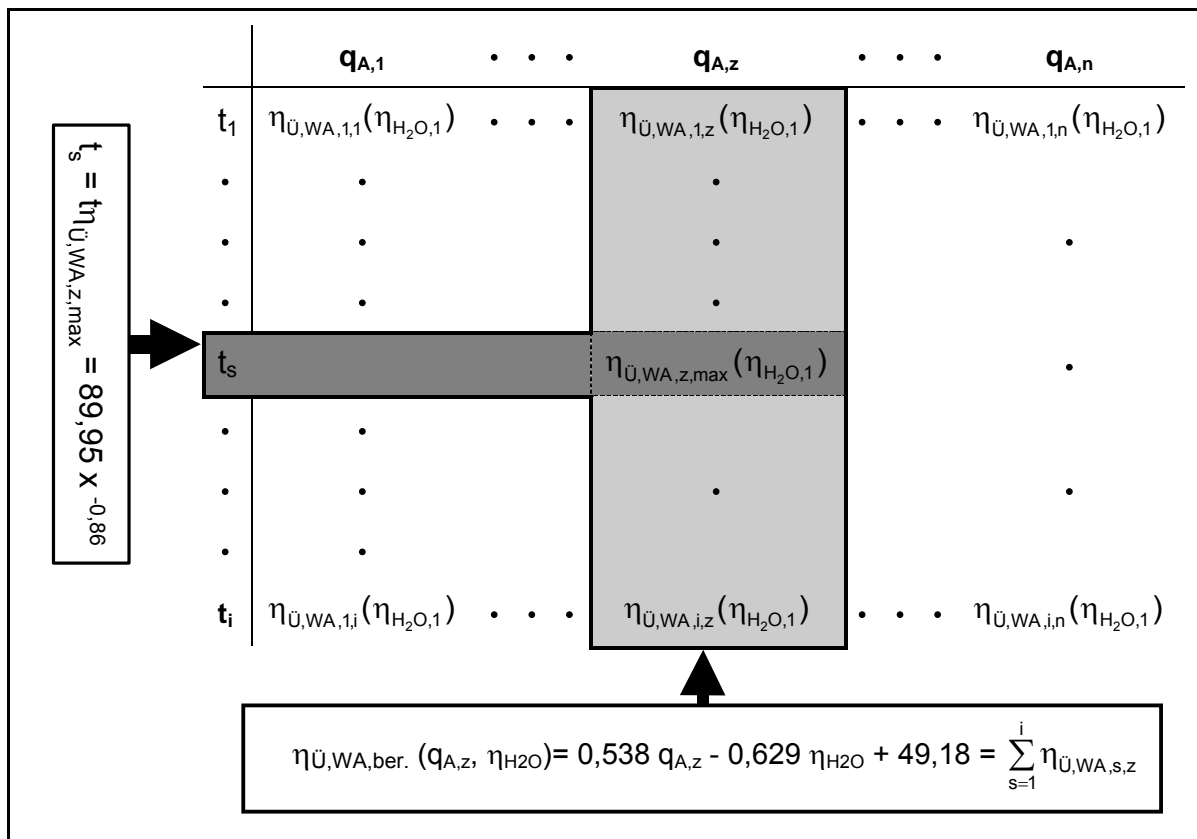


Abb. 8.6: Vorgehen beim Generieren der Matrix des Überlaufwirkungsgrads für eine stationäre Abflussaufteilung von $\eta_{H_2O,1}$ an Wirbelabscheider 1

Die generierte Wirkungsgradmatrix berücksichtigt ein Zulaufachtelement über eine Dauer von 60 Minuten nach seinem Eintreten in das System. Es wird davon ausgegangen, dass dieses Element nach 60 Minuten keinen Beitrag mehr zur überlaufenden Fracht leistet. Innerhalb dieses Zeitraums werden minütliche Werte der Wirkungsgradmatrix bestimmt. Im Rahmen der beobachteten Oberflächenbeschickungen an Wirbelabscheider 1 bewegen sich die in der Matrix berücksichtigten Werte zwischen 5 m/h und 90 m/h. Dabei wird in Schritten von 5 m/h eine neue Wirkungsgradreihe bestimmt. Insgesamt werden so 10 Matrizen für unterschiedliche hydraulische Wirkungsgrade von 5% bis 50% gebildet.

Das Vorgehen bei der Berechnung der Überlauffracht mit Hilfe der Wirkungsgradmatrizen wird anhand von Abbildung 8.7 dargestellt. Die Prozedur wird anhand der Zulauffrachten erläutert, die Wirbelabscheider 1 in zwei aufeinander folgenden Zeitintervallen zufließen. Für jeden Zeitschritt erfolgt eine Berechnung der Überlauffracht unter Ansatz des aktuellen Überlaufwirkungsgrads, der vom aktuellen Wert der Oberflächenbeschickung und des hydraulischen Wirkungsgrads abhängt. Die Größe des Überlaufwirkungsgrads ist dabei auch von der Länge der Zeitperiode abhängig, die seit dem Eintreten des betrachteten Zulaufachtelements in die Wirbelkammer des Abscheiders vergangen ist. Die Überlauffracht in einem Zeitintervall besteht aus der Summe aller Über-

lauffrachten, die sich unter Berücksichtigung der einzelnen relevanten Frachtelemente ergibt. Die gesamte Überlauffracht eines Entlastungsereignisses resultiert aus der Summe der Überlauffracht aller einzelnen Zeitintervalle.

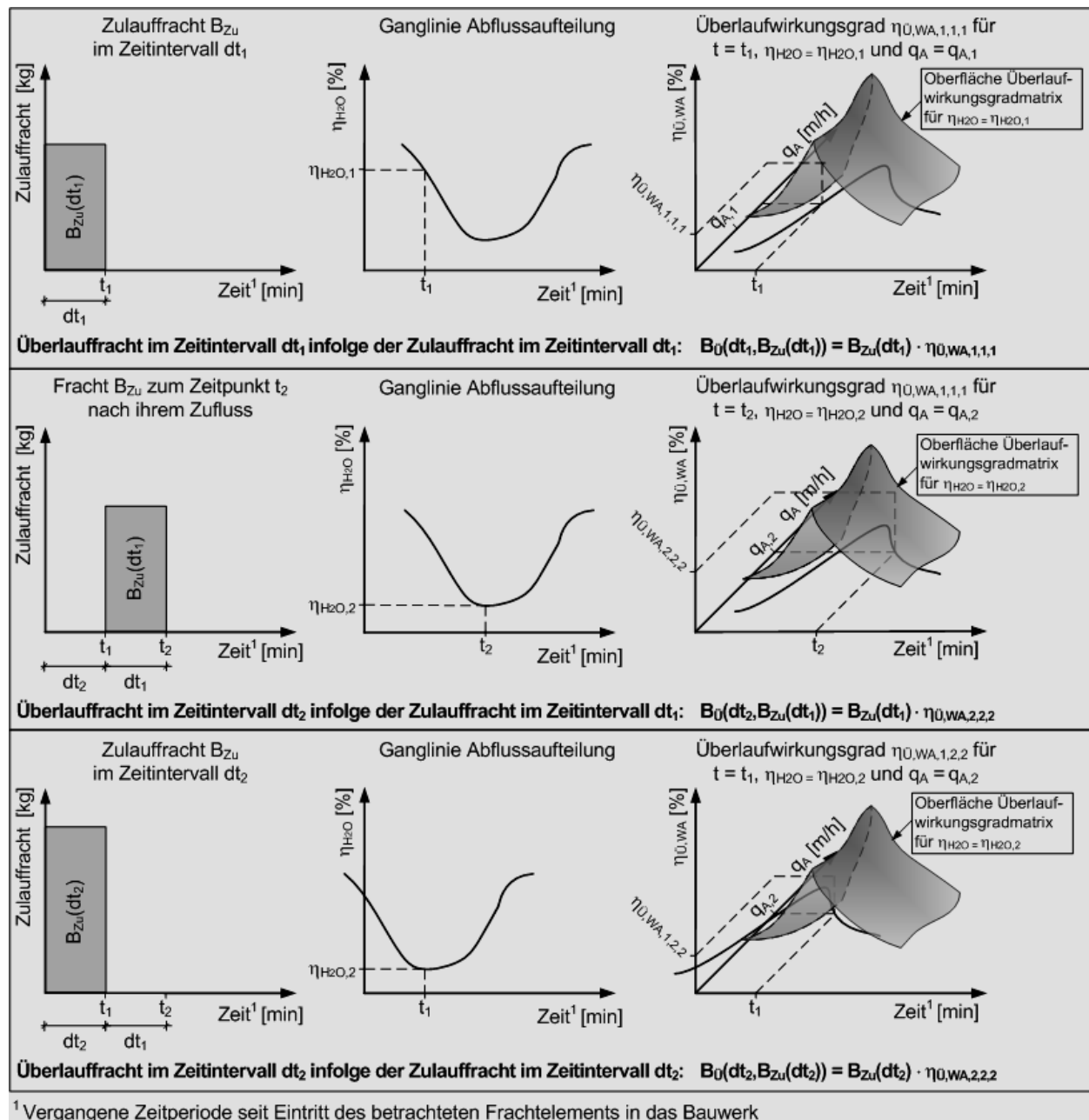


Abb. 8.7: Vorgehen bei der Bestimmung der Überlauffrachten verursacht durch Zulauffrachten zwei aufeinander folgender Zeitintervalle an Wirbelabscheider 1

Neben der Überlauffracht wird auch die Restfracht berechnet, die nach dem jeweiligen Zeitschritt im System verbleibt. Dies ist zur Berücksichtigung von Remobilisierungsvorgängen erforderlich. Insbesondere bei Überlaufereignissen, die auf ein teilgefülltes System treffen, kann so eine verbesserte Anpassung an die reale Bauwerkswirkung erreicht werden (s. Abschnitt 8.1.3).

Die Wirkungsmatrix wird innerhalb des MATLAB/SIMULINK-Modells des Wirbelabscheiders als dreidimensionale „Look-Up“-Tabelle definiert. Diese Applikation ermöglicht

eine lineare Interpolation bzw. Extrapolation bei der Berechnung von Wirkungsgraden, wenn die Eingangsparameter der Oberflächenbeschickung oder des hydraulischen Wirkungsgrads zwischen mehreren Matrizenwerten bzw. außerhalb der vorgegebenen Bereiche liegen.

Beim weiteren Vorgehen wird davon ausgegangen, dass die Wirkungsgradmatrix, die für Wirbelabscheider 1 bestimmt wurde, auch die Wirkung von Wirbelabscheider 2 repräsentativ abbildet.

Einen Überblick über das Aussehen der als Fläche dargestellten unkalibrierten Wirkungsgradmatrix von Wirbelabscheider 1 bei einer Oberflächenbeschickung von 25 m/h gibt Abbildung 8.8.

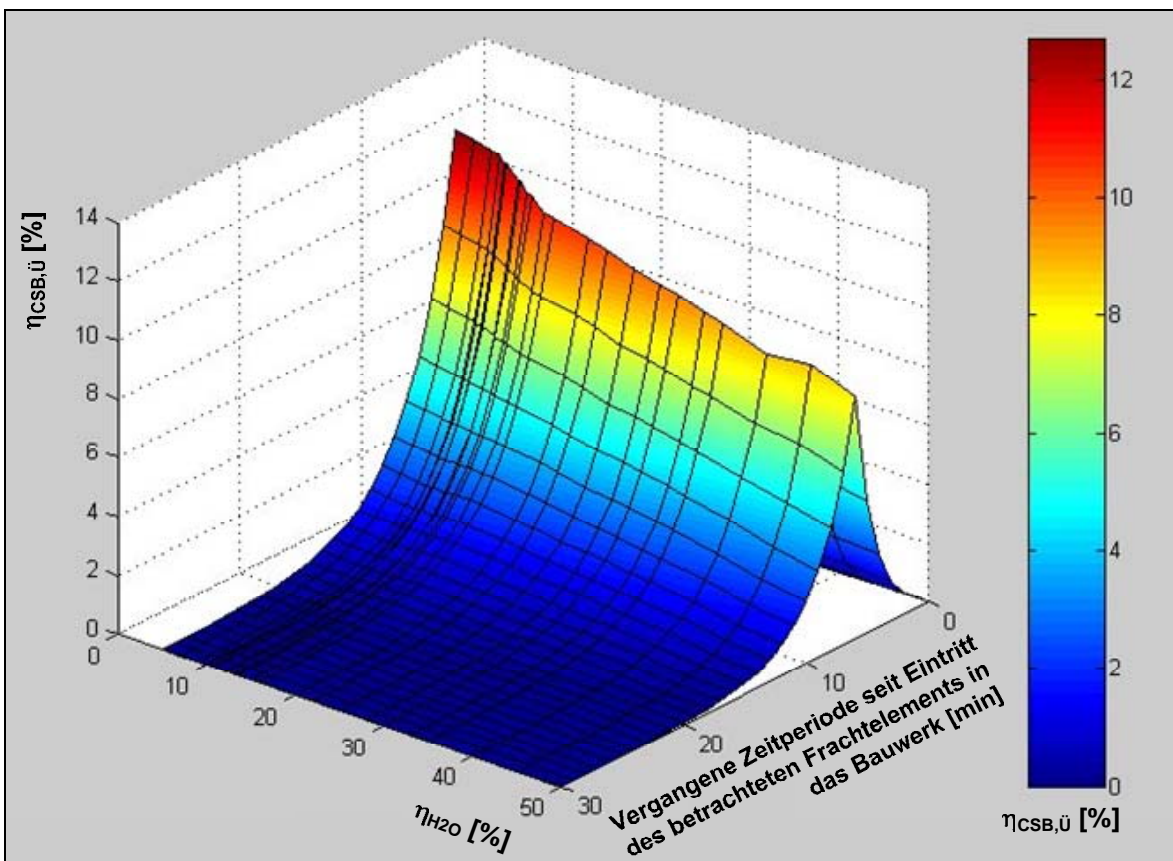


Abb. 8.8: Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Wirbelabscheider 1 bei einer Oberflächenbeschickung von 25 m/h

Wirkungsgradmatrix für die Durchlaufbeckenstufe

Grundsätzlich wird bei der Aufstellung der Wirkungsgradmatrix für Durchlaufbecken 1 so vorgegangen wie bei der Generierung der Matrix für Wirbelabscheider 1. Da Durchlaufbecken 1 im Nebenschluss angeordnet ist, entfällt jedoch der hydraulische Wirkungsgrad als Einflussparameter. Im Unterschied zu Wirbelabscheider 1 kann bei Durchlaufbecken 1 zwischen einer Fang- und Sedimentationsphase unterschieden werden. Für den Überlaufwirkungsgrad von Durchlaufbecken 1 ist ausschließlich die Fracht

interessant, die in der Sedimentationsphase zufließt. Nur aus dieser Fracht resultiert letzten Endes die Überlauffracht.

Wie bei Wirbelabscheider 1 wird auch bei Durchlaufbecken 1 zunächst der Zusammenhang zwischen der mittleren Oberflächenbeschickung und dem mittleren Überlaufwirkungsgrad gesucht. Der mittlere Überlaufwirkungsgrad wird anhand gemessener Frachten in Zu- und Überlauf des Beckens ermittelt. In die Bestimmung des berechneten Überlaufwirkungsgrads geht der mittlere Belastungszustand (Oberflächenbeschickung) des Durchlaufbecken 1 während der Sedimentationsphase des jeweiligen Überlaufereignisses ein. Wie bereits erwähnt ist die Oberflächenbeschickung die einzige abhängige Variable dieser Regression. Für die in Gleichung 8.2 angegebene Regressionsfunktion ergibt sich ein enger Zusammenhang. Dies wird anhand des resultierenden Korrelationskoeffizienten von 0,86 deutlich.

$$\eta_{B,\ddot{U},ber.} = 31,44 q_A^{0,325} \quad (8.2)$$

Mit:

- $\eta_{B,\ddot{U},ber.}$: Berechneter mittlerer Überlaufwirkungsgrad in der Sedimentationsphase
 q_A : mittlere Oberflächenbeschickung in der Sedimentationsphase

Den Zusammenhang zwischen mittleren überlaufbezogenen Frachtwirkungsgraden, die auf den gemessenen Frachten basieren ($\eta_{B,\ddot{U},ist}$), und denen, die anhand der mittleren Oberflächenbeschickung berechnet werden ($\eta_{B,\ddot{U},ber.}$), illustriert Abbildung 8.9. Würde die Regressionsfunktion, auf der die Berechnung von $\eta_{B,\ddot{U},ber.}$ beruht, den Zusammenhang zwischen beiden Wirkungsgraden ideal beschreiben, müssten alle Punkte auf der angegebenen Geraden durch den Ursprung liegen, die eine Steigung von 1 aufweist.

Bei der Bestimmung des Zeitpunktes an dem das Wirkungsgradmaximum auftritt wird so vorgegangen wie bei der entsprechenden Prozedur für Wirbelabscheider 1 (vgl. vorangegangener Abschnitt). Diese funktionalen Zusammenhänge ergeben sich aus der Auswertung des durchgeführten Tracerversuchs. Das Vorgehen beruht dabei auf der Annahme, dass zum Zeitpunkt des ersten Auftretens der Tracersubstanz im Klärüberlauf bereits die gesamte relevante Fracht dem Durchlaufbecken zugeflossen ist. Tatsächlich sind bis zu diesem Zeitpunkt etwa 98% der relevanten Fracht zugeflossen. Dabei wird so vorgegangen als ob die gesamte Tracerfracht, die aus dem Wirbelabscheider in das Durchlaufbecken überläuft, etwa 9 Minuten nach dem Injizieren der Tracersubstanz in den Wirbelabscheider in Form eines Frachtimpulses dem Becken zufließt. Die Zeitperiode von ca. 9 Minuten resultiert dabei aus der mittleren stoffbezogenen Aufenthaltszeit des Uranins in Wirbelabscheider 1. Dieses Vorgehen beinhaltet eine gewisse Unsicherheit, da bis zu diesem Zeitpunkt bereits etwa 56% der gesamten Tracerfracht, die im Wirbelabscheiderüberlauf auftritt, dem Becken zugeflossen sind. Es wird davon ausgegangen, dass diese Ungenauigkeiten durch eine Kalibrierung des entwickelten Modells ausgeglichen werden kann.

Weiterhin wird bei der Erstellung der Matrix für Durchlaufbecken 1 davon ausgegangen, dass Frachtelemente bis zu 100 Minuten nach ihrem Eintritt in das System überlaufrelevant sein können. Danach wird nur noch die ebenfalls berechnete Restfracht als Remobi-

lisierungspotenzial bis zur Beckenentleerung gespeichert. Dabei wird die remobilisierbare Fracht bei der Beckenentleerung proportional zum Füllgrad des Beckens abgebaut.

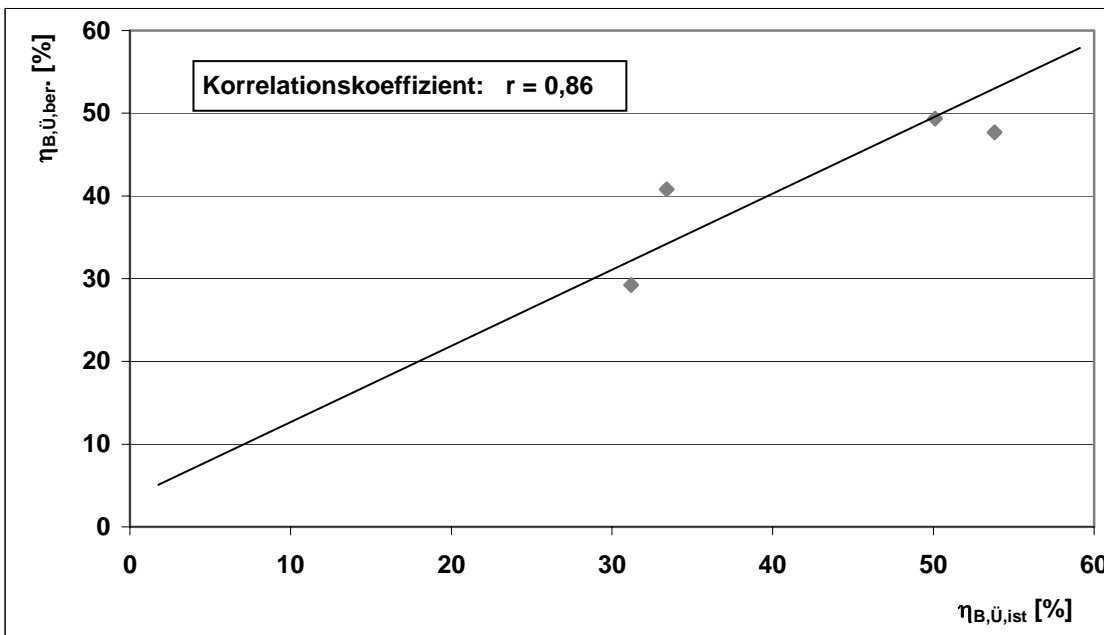


Abb. 8.9: Vergleich mittlerer Überlaufwirkungsgrade berechnet aus Frachten mit den Wirkungsgraden basierend auf der Regressionsfunktion in Gleichung 8.2 während der Sedimentationsphase in Durchlaufbecken 1

Bei der zeitlichen Diskretisierung der Wirkungsgradmatrix für Durchlaufbecken 1 wird, wie bei Wirbelabscheider 1, in Minutenschritten vorgegangen. Die Reihen der Wirkungsgradmatrix werden innerhalb einer Spanne realistischer Oberflächenbeschickungen von 1 m/h bis 15 m/h in einer Schrittweite von 1 m/h angegeben.

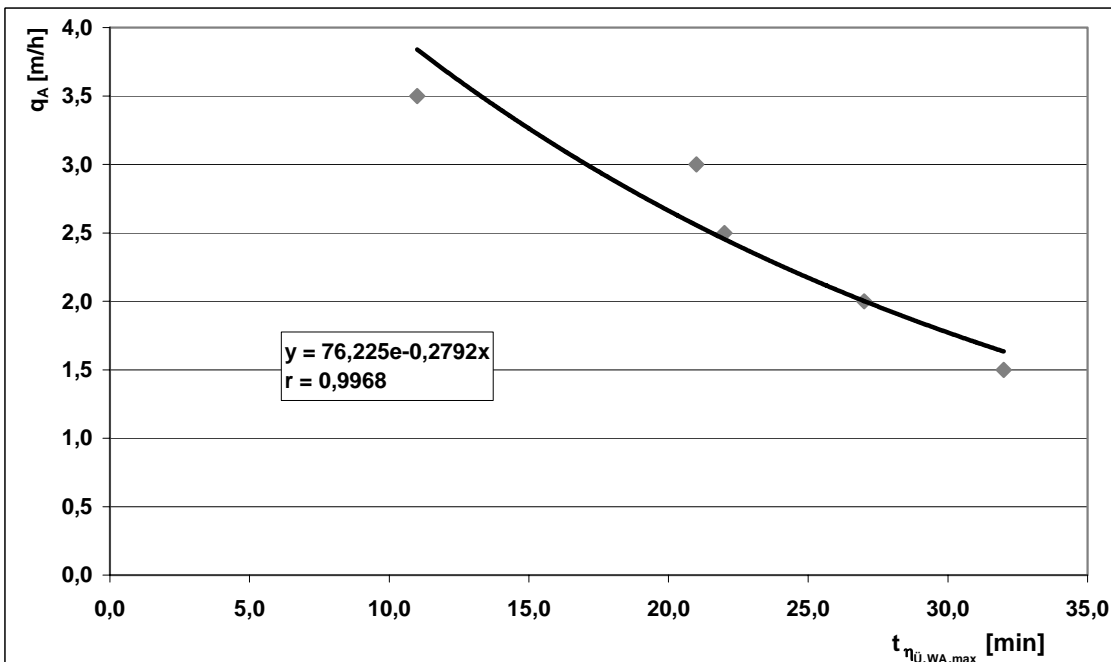


Abb. 8.10: Zusammenhang zwischen q_A und der Dauer bis zum Auftreten des maximalen Überlaufwirkungsgrads an Durchlaufbecken 1

Bei den weiteren Simulationen der Reinigungswirkung des RÜB Bexbach/Rothmühle und seiner Einzelelemente wird davon ausgegangen, dass die für Durchlaufbecken 1 bestimmte Wirkungsgradmatrix auch die Rückhaltewirkung von Durchlaufbecken 1 abbildet. Eine Darstellung der Wirkungsgradmatrix für Durchlaufbecken 1 ist aus Abbildung 8.11 ersichtlich. Die in der Abbildung vorhandenen Abstufungen sind auf die geringe Auflösung der Oberflächenbeschickung in der Matrix von 5 m/h zurückzuführen.

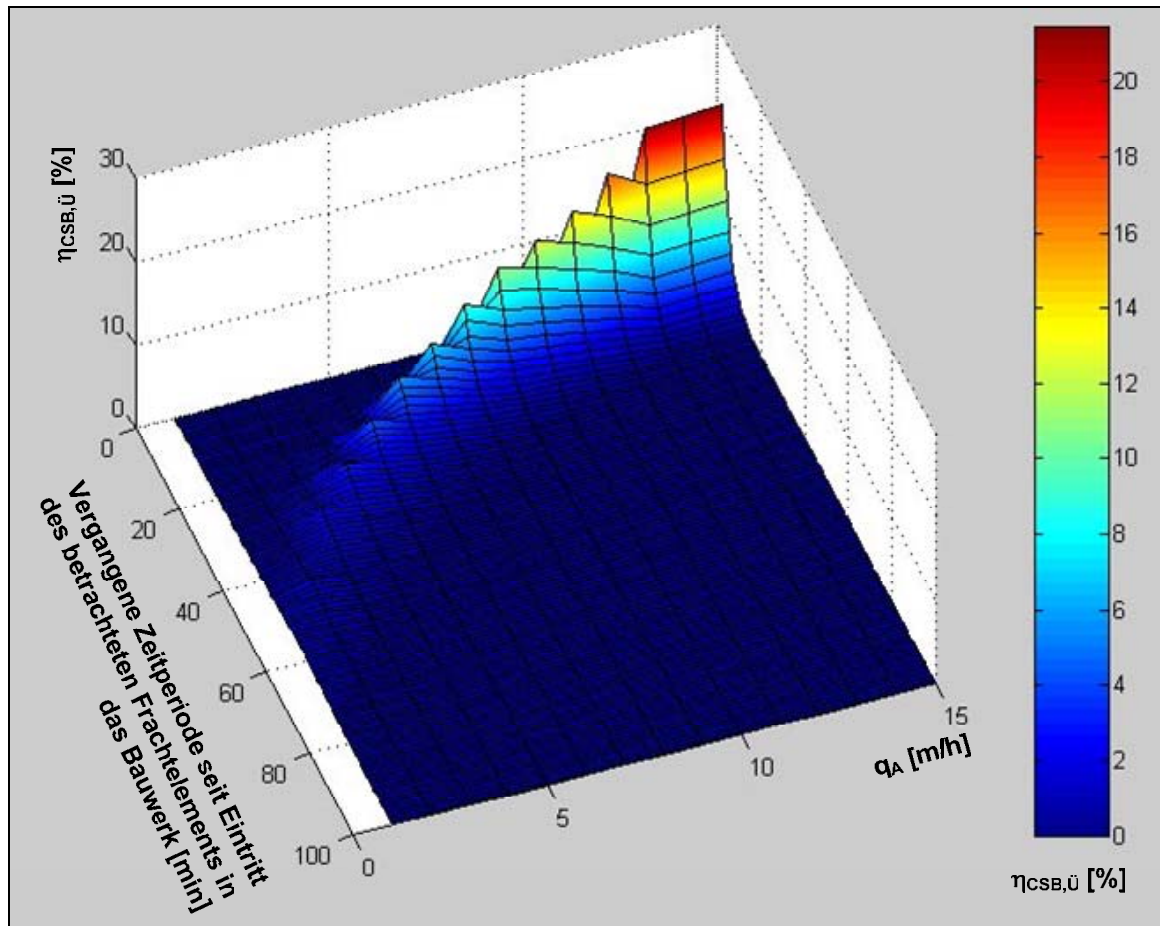


Abb. 8.11: Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Durchlaufbecken 1

8.1.3 Hydraulische und stoffbezogene Kalibrierung anhand beprobter Ereignisse

Hydraulische Kalibrierung

Die hydraulische Kalibrierung und Validierung der Modelle von Wirbelabscheider 1 und Durchlaufbecken 1 wurde anhand der Messdaten der Entlastungsereignisse vom 01.08.2002, 20.08.2002 und vom 21.03.2004 vorgenommen.

Die Modelle basieren auf einer funktionalen Volumen-Wasserstandsbeziehung, die für das jeweils betrachtete Bauwerk charakteristisch ist, und einer Bilanzierung zufließender, abfließender und gespeicherter Volumina innerhalb einer betrachteten Zeiteinheit.

Für das Modell des Wirbelabscheiders tritt dann ein Überlauf ein, wenn das maximale Speichervolumen von 213 m³ erreicht ist. Den Kalibrierungsparameter bildet ein Korrektur-

turfaktor, mit dem das Überlaufvolumen multipliziert wird, um die sich im Entlastungsfall ergebende Überfallhöhe abzubilden.

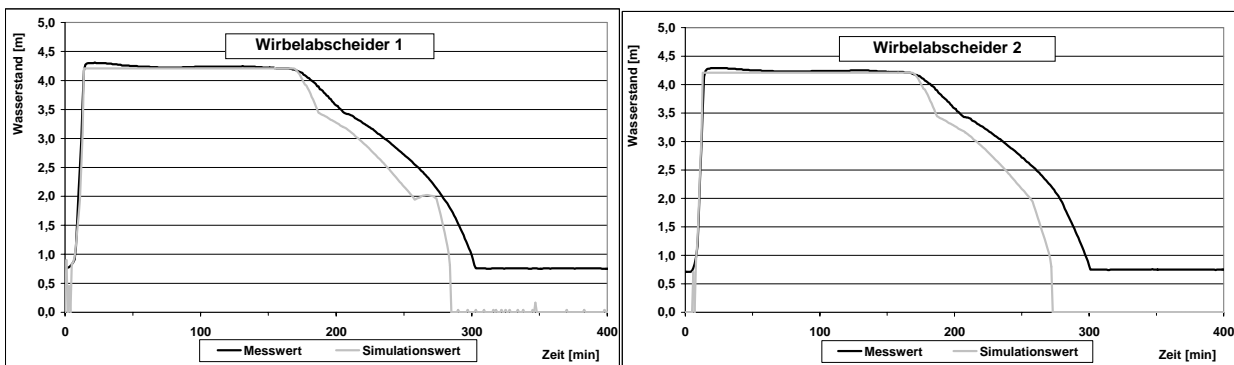


Abb. 8.12: Vergleich gemessener und simulierter Wasserstände in der Wirbelabscheiderstufe während des Regens am 01.08.2002

Ein Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Ganglinien des Wasserstandes in den beiden Wirbelabscheidern für das Ereignis am 01.08.2002 ist in Abbildung 8.12 gezeigt. Abgesehen von einer beschleunigten Entleerung wird der Wasserstand durch das erstellte Modell recht gut abgebildet. Auch die in Abbildung 8.13 dargestellte Anpassung des modellierten Überlaufvolumenstroms der Wirbelabscheiderstufe an den aus vorliegenden Messwerten bestimmten Volumenstrom bringt befriedigende Resultate (weitere Ganglinien der hydraulischen Kalibrierung und Validierung sind im Anhang angegeben). Die Ergebnisse belegen weiterhin, dass auch die realitätsnahe Nachbildung des vorgeschalteten Verteilerbauwerks gelungen ist.

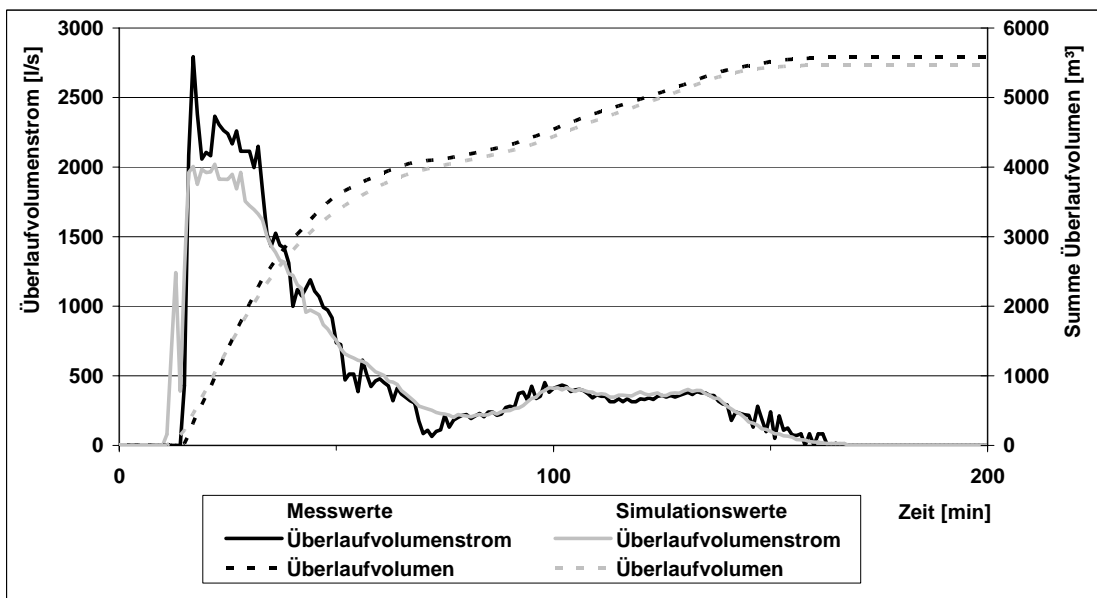


Abb. 8.13: Vergleich gemessener und simulierter Überlaufvolumenströme und Summen des Überlaufvolumens der Wirbelabscheiderstufe während des Regens am 01.08.2002

Bei der hydraulischen Modellierung der Durchlaufbecken wurde in ähnlicher Weise vorgegangen wie bei der Nachbildung der Wirbelabscheider. Zur hydraulischen Kalibrie-

rung wurde hier die durch die Biegeklappen am Klärüberlauf bedingte Wasserstands-
 hysteresis zwischen Entlastungsbeginn und -ende genutzt. Hierzu wurden diese Was-
 serstände so lange variiert, bis Beginn und Ende von Entlastungsvorgängen ausrei-
 chend genau abgebildet waren. Zur Anpassung des Entlastungsvolumens innerhalb der
 Entlastungsphase wurde auch hier ein Korrekturfaktor zur Angleichung des Überlaufvo-
 lumens genutzt. Die Abbildungen 8.14 und 8.15 dokumentieren die gute Anpassung an
 die Messwerte, die bei der Kalibrierung erzielt wurde.

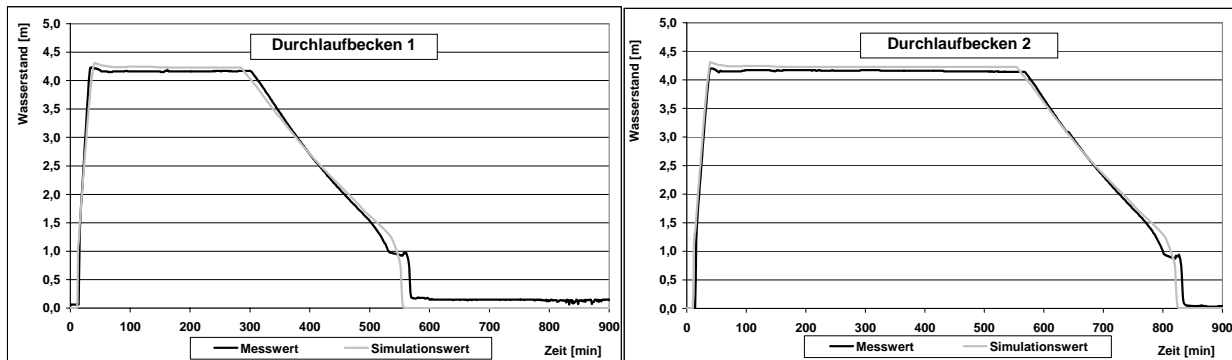


Abb. 8.14: Vergleich gemessener und simulierter Wasserstände in der Durchlaufbe-
 ckenstufe während des Regens am 01.08.2002

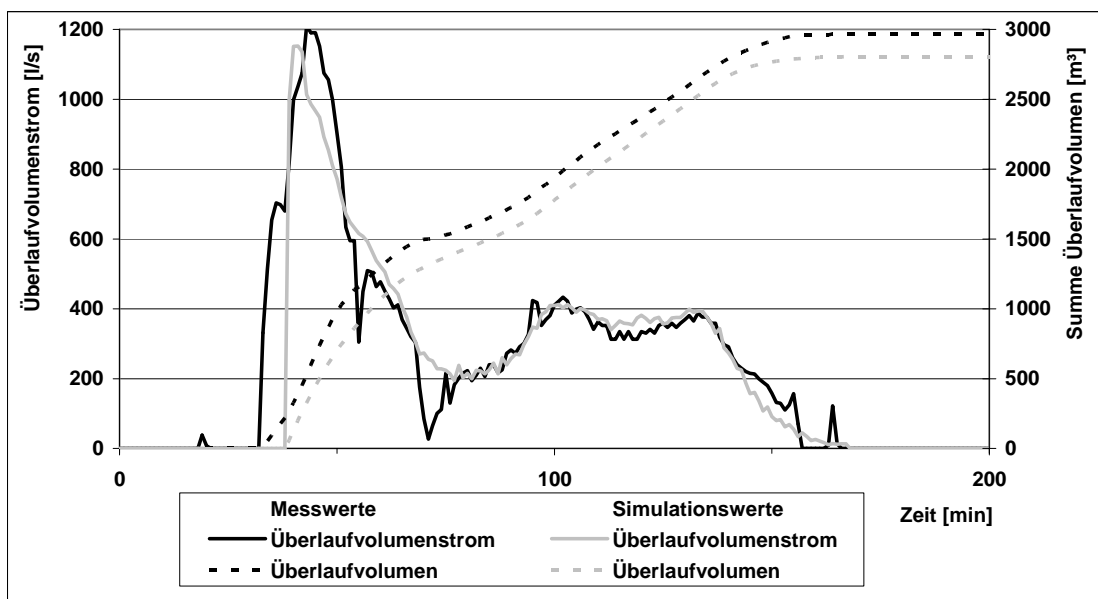


Abb. 8.15: Vergleich gemessener und berechneter Überlaufmengen und Summen
 des Überlaufvolumens der Durchlaufbeckenstufe während des Regens am
 01.08.2002

Stoffbezogene Kalibrierung

Die sich für den Wirbelabscheider 1 und das Durchlaufbecken 1 ergebenden Wirkungs-
 gradmatrizen wurden in ein MATLAB/SIMULINK-Modell integriert und anhand von Be-
 lastungsganglinien aus Messungen während beprobter Entlastungsereignisse kalibriert.
 Die Modelle zur stoffbezogenen Kalibrierung bauen dabei auf den Modellen auf, die
 bereits einer hydraulischen Kalibrierung und Validierung unterzogen wurden.

Bei der Kalibrierung des Modells von Wirbelabscheider 1 wurde dabei auf Messwerte der Ereignisse vom 03.07.2003, 24.07.2003, 30.07.2003, 11.09.2003 und vom 10.06.2004 zurückgegriffen. An diese gemessenen Werte wurde der Verlauf der Frachtganglinie im Wirbelabscheiderüberlauf qualitativ angepasst.

Für das Wirbelabscheidermodell wurde hierzu eine Angleichung der frachtbezogenen Wirkungsgrade vorgenommen. Die Größe des hierzu verwendeten Korrekturfaktors wurde abhängig vom vorliegenden hydraulischen Wirkungsgrad festgelegt. Im Verlauf der weiteren Anpassungsprozedur ergab sich eine Überschätzung der Rückhaltewirkung in Phasen stark steigender Beschickungen. Daraufhin wurde ein Verfahren zur Stoffremobilisierung eingeführt. Ab einer Änderung der Zulaufmenge um 100 l/s pro Minute werden 40% der im Bauwerk gespeicherten Restfracht wieder als Zulauffracht eingestuft. Der Anteil der remobilisierten Fracht steigt linear bis auf 60% bei einer zeitlichen Änderung der Zulaufmenge um 1000 l/s pro Minute. Das führte zu erheblich verbesserten Resultaten der Stoffbilanzierung bei Ereignissen mit entsprechend dynamischem Zuflussverlauf.

In Abbildung 8.16 sind die sich nach der Kalibrierung einstellenden Ganglinien der Überlauffracht und der Überlauffrachtsumme den entsprechenden Messwerten gegenübergestellt. Bis auf eine kurze Phase im Zeitraum um 25 Minuten nach Beginn des Wirbelabscheidereinstaus wird eine sehr gute Anpassung erreicht. Die Differenz in der Frachtsumme kommt im Wesentlichen aus den Abweichungen dieser Phase zustande.

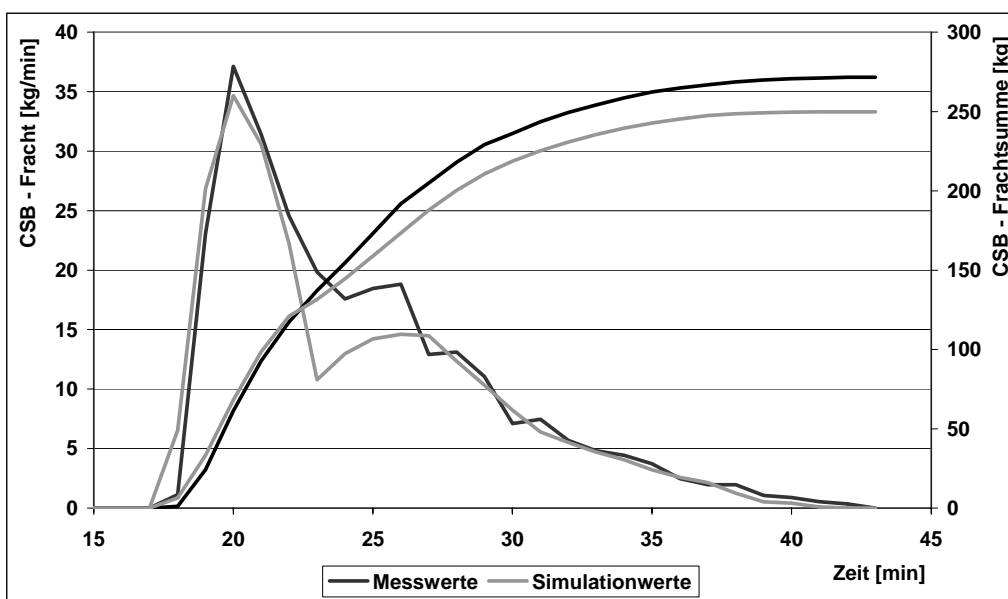


Abb. 8.16: Vergleich gemessener und berechneter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Wirbelabscheider 1 während des Regens am 24.07.2003

Die Oberfläche der kalibrierten Wirkungsgradmatrix für Wirbelabscheider 1 aus Abbildung 8.8 ist in Abbildung 8.17 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Überlaufwirkungsgrade der kalibrierten Matrix meist unter denen der unkalibrierten Matrix liegen. Damit weist der Wirbelabscheider in weiten Bereichen eine höhere Rückhaltewirkung als erwartet auf. Eine Ausnahme bildet der Bereich der hydraulischen Wirkungsgrade um 5%. Bei

diesen hydraulischen Wirkungsgraden scheint es bei einer Oberflächenbeschickung von 25 m/h, zu massiven Kurzschlussströmungen in der Wirbelkammer zu kommen. Weiterhin fällt auf, dass die Oberfläche der Wirkungsgradmatrix bei einem hydraulischen Wirkungsgrad von ca. 23% und einer vergangenen Zeitperiode von etwa 5 Minuten ein lokales Maximum aufweist. Das ist ein Hinweis darauf, dass eine Erhöhung des Drosselabflussvolumens nicht automatisch zu einer Reduzierung der Überlauffracht führt.

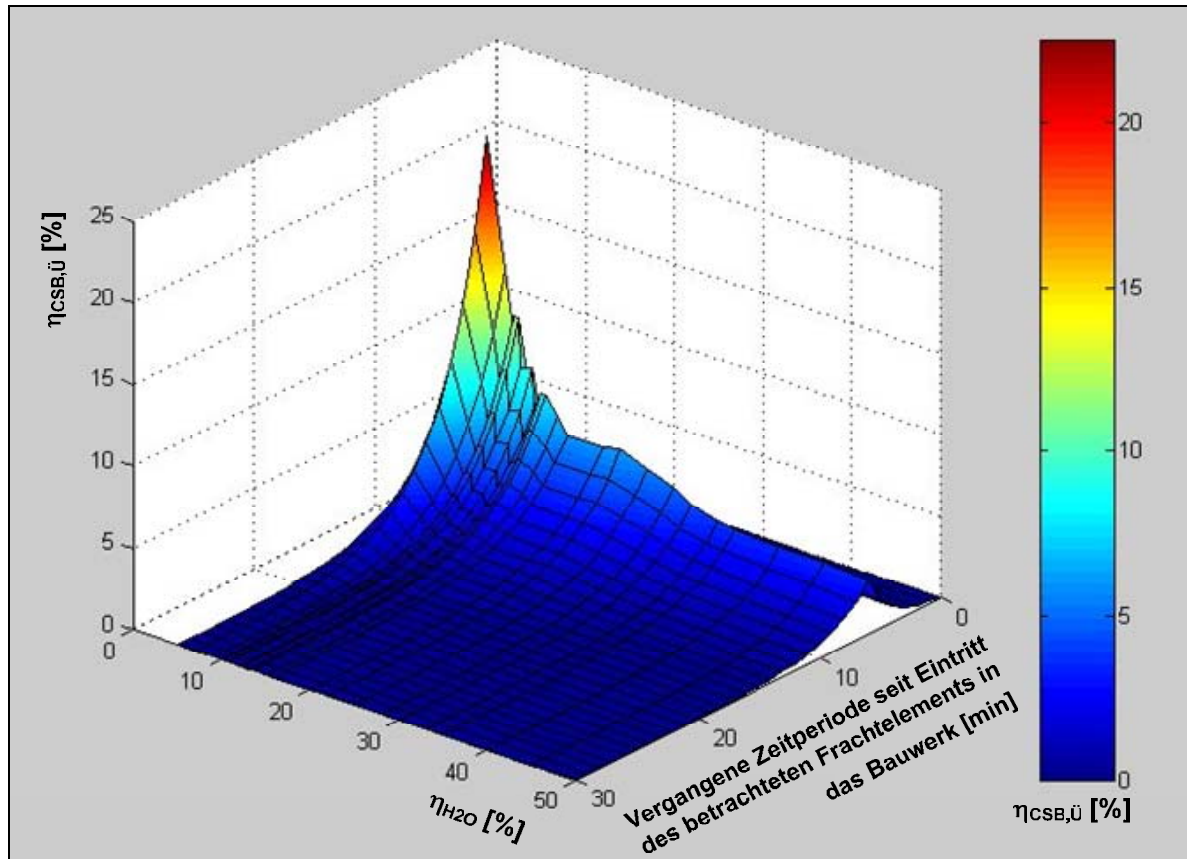


Abb. 8.17: Kalibrierte Wirkungsgradmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Wirbelabscheider 1 bei einer Oberflächenbeschickung von 25 m/h

Auf den Messwerten, die während der Entlastungsereignisse vom 30.07.2003, 06.09.2003, 21.03.2004 und 10.06.2004 gewonnen wurden, beruht die Kalibrierung der Wirkungsgradmatrix von Durchlaufbecken 1. Wie bei Wirbelabscheider 1 erfolgte eine qualitative Anpassung an den Verlauf der Frachtganglinie im Überlauf, die aus den gemessenen Werten berechnet wurde. Zur Kalibrierung der Wirkungsgradmatrix wurden für verschiedene Bereiche der Oberflächenbeschickung geringfügige Anpassungen der Überlaufwirkungsgrade vorgenommen. Außerdem konnten, wie bei dem Modell für Wirbelabscheider 1, durch die Berücksichtigung von Remobilisierungsvorgängen bei dynamischer Anlagenbeschickung enorm verbesserte Angleichungen an die gemessenen Werte erzielt werden. Ab einer Zuflussänderung um 50 l/s pro Minute wird mit einer Remobilisierung von 80% der vorhandenen Restfracht gerechnet. Die Remobilisierung wirkt sich in der Regel nur bei Mischwasserzuflussereignissen, die auf ein teilgefülltes System treffen, nennenswert aus.

Ein Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Ganglinien der Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Durchlaufbecken 1 ist in Abbildung 8.18 dargestellt. Abgesehen von einer Zeitspanne zwischen der 45. und der 50. Minute, wird eine gute Anpassung des Modells erreicht. Die Unterschiede zwischen Mess- und Simulationswerten sind unter den Belastungszuständen, die in dieser Zeitperiode auftreten, aber zu gering, um sich signifikant auf die Frachtsumme auszuwirken.

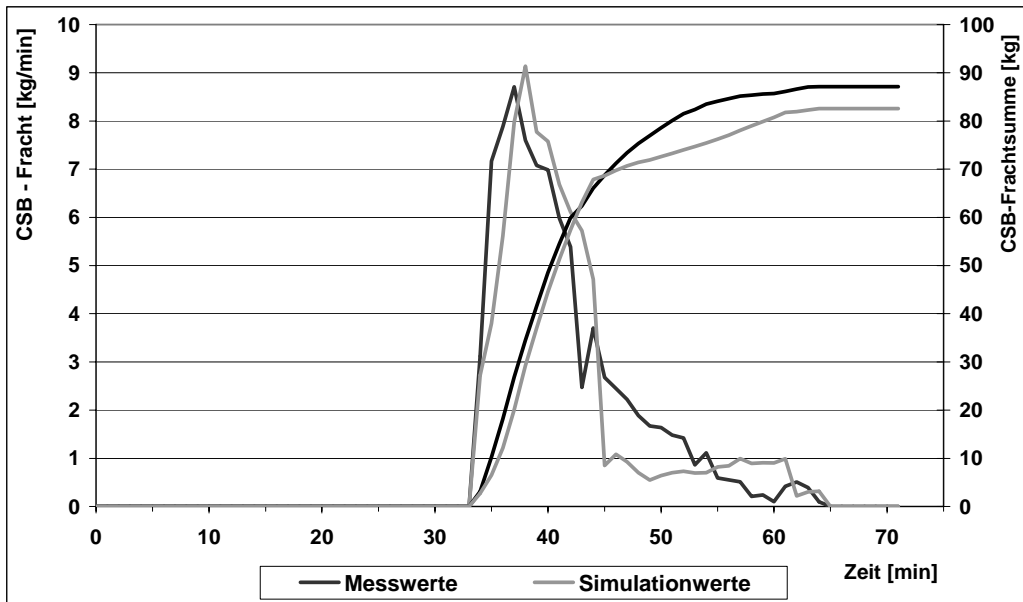


Abb. 8.18: Vergleich gemessener und berechneter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Durchlaufbecken 1 während des Regens am 06.09.2003

Weitere Ganglinien der Kalibrierungs- und Validierungsereignisse sind in den Anhängen A 6, A 7 und A 8 ab Seite 214 dargestellt.

Die Oberfläche der kalibrierten Wirkungsgradmatrix für Durchlaufbecken 1 ist in Abbildung 8.19 illustriert. Wie bei Wirbelabscheider 1 wird auch die Rückhaltewirkung von Durchlaufbecken 1 durch die unkalibrierte Matrix in weiten Bereichen unterschätzt. Das könnte darauf hinweisen, dass partikelgebundene und damit sedimentierbare Anteile des CSB bei der Generierung der Matrizen unterschätzt wurden. Eine Ausnahme bildet der Bereich von Oberflächenbeschickungen zwischen 2 m/h und 4 m/h. In diesem Bereich kommt es zu einem massiven Anstieg der Überlaufwirkungsgrade und damit zu einem starken Rückgang der Reinigungswirkung. Während des durchgeführten Tracerversuchs lag die Oberflächenbeschickung von Durchlaufbecken 1 zum Teil auch im Bereich dieser Oberflächenbeschickungen. Das ist ein weiteres Indiz, das für erhebliche Kurzschlussströmungen unter diesen Belastungsbedingungen spricht.

Sollten sich solche Ergebnisse durch entsprechende Auswertungen an weiteren Bauwerken bestätigen, wäre dies ein Beleg dafür, dass eine Reduzierung der Beschickung von Durchlaufbecken im Nebenschluss zu einer starken Verminderung der Rückhaltewirkung dieser Bauwerke durch Kurzschlussströmungen führen kann. Bisher ist man davon ausgegangen, dass sich eine Erhöhung des Drosselabflusses am Trennbauwerk

in jedem Fall positiv auf die Rückhaltewirkung des nachgeschalteten Beckens auswirkt. Vor dem Hintergrund der hier aufgeführten Resultate wäre dies kritisch zu hinterfragen.

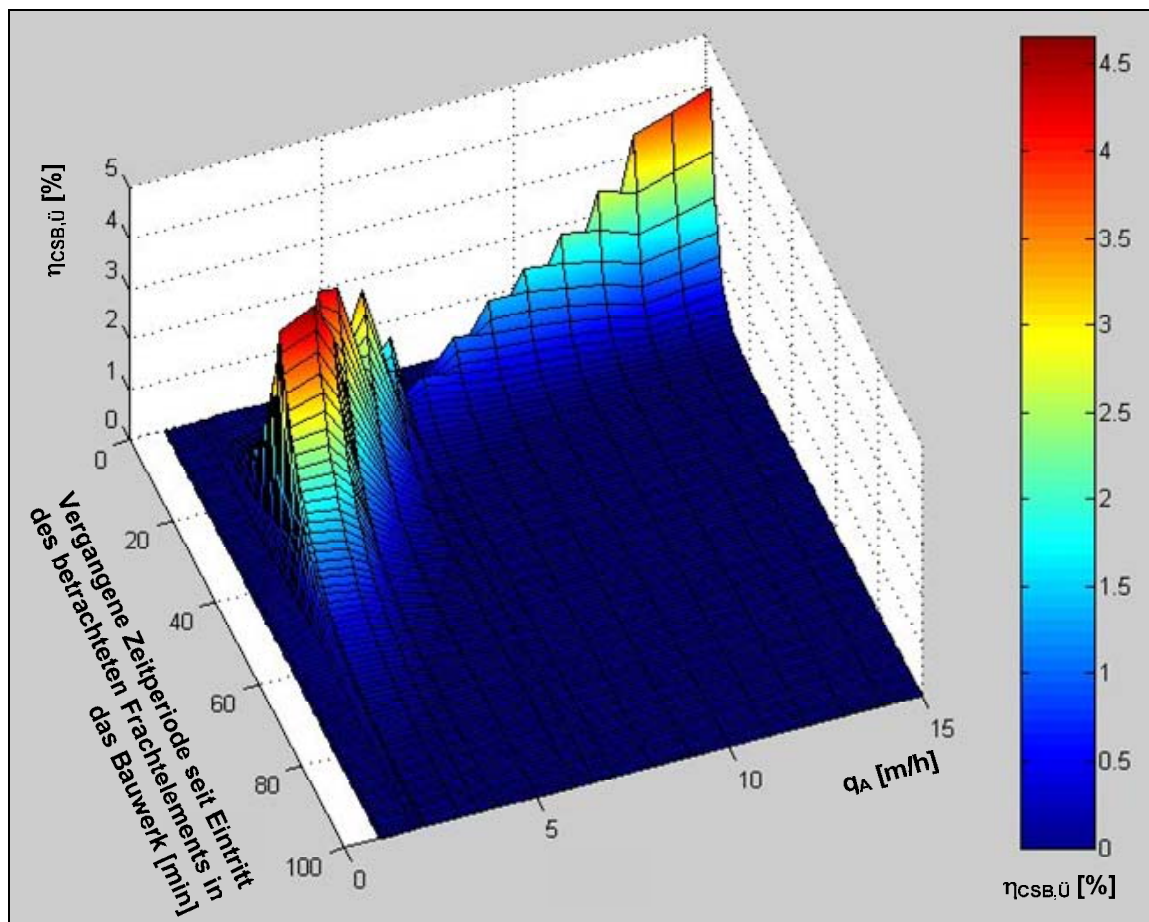


Abb. 8.19: kalibrierte Wirkungsmatrix zur Nachbildung der Reinigungswirkung von Durchlaufbecken 1

Eine gesonderte Kalibrierung der Kanalnetzdaten zur Anpassung der hydraulischen und stofflichen Zulaufbelastung wurde nicht vorgenommen. Dies schien nicht nötig, da im Rahmen des weiteren Vorgehens ein relativer Vergleich mit der Reinigungswirkung eines fiktiven Durchlaufbeckens an Stelle des untersuchten Bauwerks vorgesehen war. Es ist nur erforderlich, dass für das reale Bauwerk wie für das fiktive Becken gleiche Belastungszustände gewährleistet sind.

8.2 Vorgehen bei der Nachbildung des fiktiven Durchlaufbeckens

Im Folgenden werden die grundsätzlichen Annahmen erläutert, auf denen das MATLAB/SIMULINK-Modell der fiktiven Durchlaufbecken basieren, die in weiteren Kontinuumssimulationen an Stelle des vorhandenen Kombinationsbauwerks angeordnet werden.

Es wird davon ausgegangen, dass es sich um Bauwerke im Nebenschluss handelt, die die gleichen Größenverhältnisse Länge zu Höhe, Länge zu Breite und Breite zu Höhe wie das bestehende Bauwerk aufweisen.

Da der Beckeninhalt nach Ende eines Überlaufereignisses unter den gleichen Bedingungen zur Kläranlage gefördert würde wie im Ist-Zustand, wird vom gleichen Entleerungsmodus über Wirbeldrosseln wie beim bestehenden Bauwerk ausgegangen.

Es wird außerdem vorausgesetzt, dass die Durchlaufbecken mit den gleichen Überlauf-einrichtungen (Überlaufschlitze mit Biegeklappen) ausgestattet sind wie das vorhandene Bauwerk.

Im Unterschied zum vorhandenen Bauwerk wird allerdings davon ausgegangen, dass die fiktiven Durchlaufbecken eine erhöhte Rückhaltewirkung im Vergleich zur bestehenden Durchlaufbeckenstufe aufweisen, da sie über eine größere Grundfläche und ein größeres Speichervolumen mit entsprechender Sedimentations- und Fangwirkung verfügen. Zusätzlich gelangen über das Trennbauwerk der fiktiven Becken höhere Mengen an leicht absetzbaren Stoffen in die Becken, die im realen Bauwerk in der Wirbelabscheiderstufe zurückgehalten werden.

Tabelle 8.1: Vergleich von Volumen, Geometrie und Effektivität des RÜB Bexbach/Rothmühle mit anderen untersuchten Bauwerken

Standort	N.N. ¹	Schwerte-Westhofen ²	Bexbach Rothmühle
V [m ³]	3.634	1.578	2.600
L/H	4,2	11,4	15,6
L/B	0,4	1,5	2,3
B/H	10,1	7,6	6,9
Beprobte Ereignisse	10	2	4
E _{CSB,min} – E _{CSB,max} [%]	1,8 – 81,4	8,6 – 25,8	3,3 - 30,4
E _{CSB,ges} [%]	27,6	20,1	23,8
E _{CSB,s} [%/m ³]	0,0076	0,0127	0,0091

¹ Rietsch (2001)

² Geiger u. Hübner (1994) (nur vollständig erfasste Ereignisse berücksichtigt)

Um den mittleren frachtbezogenen Wirkungsgrad in der Sedimentationsphase eines fiktiven Durchlaufbeckens im Nebenschluss abschätzen zu können, wird die Größe des volumenspezifischen Frachtwirkungsgrads eingeführt. Dabei wird davon ausgegangen, dass Bauwerke, die ähnliche Größenverhältnisse Länge zu Höhe, Länge zu Breite und Breite zu Höhe, bezogen auf den Sedimentationsraum haben, eine vergleichbare Rückhaltewirkung pro m³ Speicherraum aufweisen. Wie aus Abschnitt 3 hervorgeht, ist die Anzahl der bisher auf ihre Rückhaltewirkung untersuchten Bauwerke sehr gering. In Tabelle 8.1 sind die Bauwerke aufgeführt, für die eine entsprechende Auswertung möglich war. Da in anderen durchgeführten Studien der Wirkungsgrad in der Sedimentationsphase unter anderen Randbedingungen bestimmt wurde als in der vorliegenden Arbeit, basiert das weitere Vorgehen auf dem Ansatz der Effektivität in der Sedimentations- und Fangphase. Diese ist in der Regel geringer als der Wirkungsgrad in der Sedimentationsphase, was wahrscheinlich zu einer leichten Überschätzung der Reinigungswirkung der fiktiven Bauwerke (vgl. Abschnitt 6) führt.

Mit dem RÜB Schwerte-Westhofen wurde von Geiger und Hübner (1994) ein Durchlaufbecken im Nebenschluss untersucht, das in seinen zuvor genannten Größenverhältnissen der in Bexbach/Rothmühle vorhandenen Durchlaufbeckenstufe und damit den fiktiven Becken ähnlich ist (vgl. Tabelle 8.1). Das RÜB Schwerte-Westhofen liegt im Einzugsgebiet der Kläranlage Hagen-Boele. Eine Schmutzfrachtberechnung, die im Jahre 2002 für das gesamte Einzugsgebiet dieser Kläranlage durchgeführt wurde, ergab, dass die vorhandene Mischwasserbehandlung den Anforderungen des Nachweisverfahrens nach ATV A 128 (ATV, 1992) weitestgehend gerecht werden (Ruhrverband, 2002). Deshalb kann vorausgesetzt werden, dass das RÜB Schwerte-Westhofen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik bemessen wurde.

Dem Durchlaufbecken Schwerte-Westhofen ist zwar ein „Hydrozyklon“ vorgeschaltet, dieser ist aber mit einem Volumen von etwa 60 m³ und seiner recht flachen Ausführung eher mit einem konventionellen Trennbauwerk vergleichbar als mit der in Bexbach vorhandenen Wirbelabscheiderstufe.

Daher wurde allein die Durchlaufbeckenstufe des RÜB Schwerte-Westhofen als Referenzbauwerk ausgewählt und davon ausgegangen, dass dieses Bauwerk eine Reinigungswirkung aufweist, die für konventionelle Durchlaufbecken im Nebenschluss repräsentativ ist. Das RÜB Schwerte-Westhofen hat eine spezifische Effektivität von 0,0127 %/m³. Sie liegt damit um 0,0036 %/m³ über der von Durchlaufbecken 1.

Es wurde vorausgesetzt, dass auch der spezifische Wirkungsgrad des fiktiven Bauwerks in der Sedimentationsphase um 0,0036 %/m³ über dem des in Bexbach/Rothmühle vorhandenen Bauwerks liegt. Daraus ergibt sich der in Tabelle 8.2 für verschiedene Größen fiktiver Becken angegebene Abschlag $\Delta\eta_{\text{CSB},\text{Ü}}$, für den mittleren überlaufbezogenen Wirkungsgrad.

Tabelle 8.2: Angaben zu Volumen, Geometrie und zur Höhe des Abschlags vom Überlaufwirkungsgrad $\Delta\eta_{\text{CSB},\text{Ü}}$ in Bezug zum vorhandenen RÜB Bexbach/Rothmühle

V	A	L	H	B	$\Delta\eta_{\text{CSB},\text{Ü}}$ [%]
m ³	m ²	m	m	m	%
3000	943	46,0	2,9	20,5	10,8
3500	998	47,5	3,0	21,0	12,6
3750	1043	48,5	3,1	21,5	13,5

Zur Generierung der überlaufbezogenen Wirkungsgradmatrix des fiktiven Durchlaufbeckens wird der Abschlag $\Delta\eta_{\text{CSB},\text{Ü}}$ von dem Überlaufwirkungsgrad abgezogen, den man für Durchlaufbecken 1 aus der Regressionsfunktion in Abbildung 8.9 erhält. Wie bei der Erstellung der Wirkungsgradmatrix für Durchlaufbecken 1, werden nun die Elemente einer Reihe der Matrix so angepasst, dass die Summe aller Teilwirkungsgrade vom Zeitpunkt t_1 bis t_i dem Wert entspricht, der sich aus dem Einsetzen der entsprechenden Oberflächenbeschickung q_A in die Regressionsfunktion ergibt (vgl. Abb. 8.6).

Die neue Wirkungsgradmatrix wird in ein MATLAB/SIMULINK-Modell des fiktiven Bauwerks integriert. Für jede berücksichtigte Beckengröße muss eine Anpassung der Wirkungsgradmatrix vorgenommen werden.

8.3 Ergebnisse der Kontinuumsimulationen für das RÜB Bexbach/Rothmühle im Ist-Zustand und das fiktive Durchlaufbecken

Die Ergebnisse der Kontinuumsimulationen für den Ist-Zustand und für das fiktive Durchlaufbecken mit drei unterschiedlichen Größen sind in Abbildung 8.20 zusammengefasst.

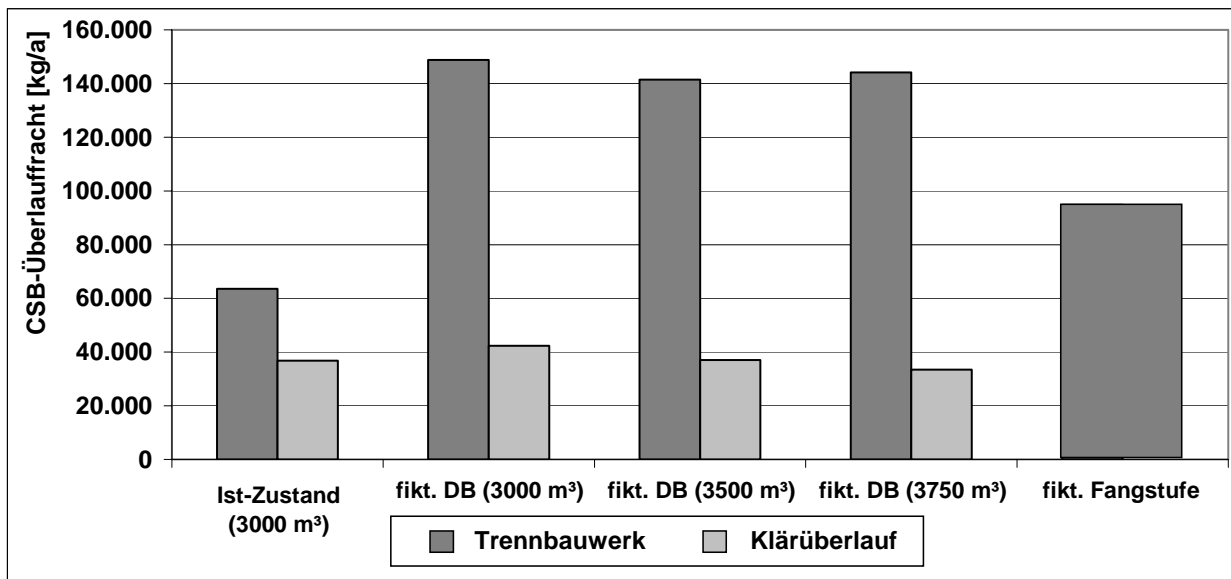


Abb. 8.20: Überlauffrachten der Trennbauwerke und Klärüberläufe des Ist-Zustandes, der betrachteten fiktiven Durchlaufbeckenvarianten und einer fiktiven Fangstufe

Dabei stellen die Wirbelabscheider 1 und 2 die Trennbauwerke des Ist-Zustands dar. In den Varianten der fiktiven Durchlaufbecken (fikt. DB) werden Regenüberlaufbauwerke als Trennbauwerke eingesetzt. Vom Ist-Zustand zum fiktiven Becken mit einem Speichervolumen von 3.000 m³ steigt die Entlastungsfracht stark an (s. Abb. 8.20). Das ist mit dem fehlenden Einfluss der Wirbelabscheiderstufe bei diesem fiktiven Bauwerk zu begründen. Sie dient als Volumenpuffer, der sich schnell wieder entleert und stellt zudem eine sehr effektive Vorreinigungsstufe dar.

Negativ auf die Rückhaltewirkung der - hier fiktiven - Beckenvarianten können sich im realen Betrieb außerdem auch Kurzschlussströmungen auswirken, wie sie bei der Durchlaufbeckenstufe des vorhandenen Bauwerks bei entsprechenden Tracerversuchen bereits bei Oberflächenbeschickungen von etwa 3,5 m/h feststellbar waren (Klepiszewski, 2004). Derartige Kurzschlussströmungen können durch stark verkürzte Aufenthaltszeiten im Becken die Rückhaltewirkung erheblich verschlechtern. Da sich diese Effekte rechnerisch auf den Wirkungsgrad auswirken, sind sie auch in den Wirkungsgradmatrizen, die den Simulationen zugrunde liegen, berücksichtigt. Dabei wird unter-

stellt, dass derartige Effekte infolge von Kurzschlussströmungen in den fiktiven Becken in gleichem Maße auftreten würden.

Die Randbedingungen führen in ihrer Summe dazu, dass eine mit dem Bauwerk im Ist-Zustand vergleichbare Rückhaltewirkung für den CSB erst wieder mit einem konventionellen Durchlaufbecken im Nebenschluss erreicht wird, das über ein Speichervolumen von 3.500 m³ verfügt (siehe Abb. 8.20).

Um zu klären, ob eine ähnliche Wirkung durch ein Verbundbauwerk mit einer vorgeschalteten Fangstufe von ca. 420 m³ als Trennbauwerk erreicht worden wäre, wurde im Rahmen einer zusätzlichen Langzeitsimulation die Entlastungsfracht einer solchen fiktiven Fangstufe untersucht (vgl. Abb. 8.20). Es zeigt sich, dass die Anordnung einer solchen Fangstufe zu einer erheblichen Reduktion der Fracht im Beckenzulauf führen würde. Die zusätzliche Rückhaltewirkung der Wirbelabscheiderstufe im Ist-Zustand wird durch eine solche Fangstufe jedoch nicht erreicht. Dies unterstreicht die Auswirkung des erhöhten Stoffrückhaltes im Wirbelabscheider durch die vorteilhaften Strömungsverhältnisse. Diese bewirken, dass die Schmutzstoffe in der Überlaufphase des Bauwerks verstärkt sedimentieren oder dem Bauwerksablauf zugeführt werden.

Die Anzahl der bisher vorliegenden Studien, die sich detailliert mit der Rückhaltewirkung von Regenüberlaufbecken im Allgemeinen und Durchlaufbecken im Nebenschluss im Besonderen beschäftigen, ist sehr gering. Vor dem Hintergrund der oben dargestellten Simulationsergebnisse darf daher nicht außer Acht gelassen werden, dass diese Ergebnisse auf der Differenz der volumenspezifischen Wirkungsgrade von 0,0036%/m³ zwischen dem RÜB Bexbach/Rothmühle und nur einem Vergleichsbauwerk beruhen. Folglich sind die Ergebnisse in Bezug auf die Rückhaltewirkungen der fiktiven Durchlaufbecken mit Unsicherheiten verbunden, die nur durch die Untersuchung weiterer Bauwerke beseitigt werden können.

Vor diesem Hintergrund wurde mit Hilfe weiterer Simulationen untersucht, wie hoch die Rückhaltewirkung eines Referenzbauwerks sein müsste, damit sich für ein fiktives Durchlaufbecken die gleiche Rückhaltewirkung ergibt, wie für das vorhandene Kombinationsbauwerk in Bexbach/Rothmühle. Es zeigte sich, dass sich erst bei einer Erhöhung der Effektivität des Referenzbauwerks um 5% auf 25,1% für das fiktive Durchlaufbecken mit einem Speichervolumen von 3000m³ eine CSB-Überlauffracht ergibt, die etwa der Überlauffracht des vorhandenen Bauwerks entspricht (vgl. Abb. 8.21).

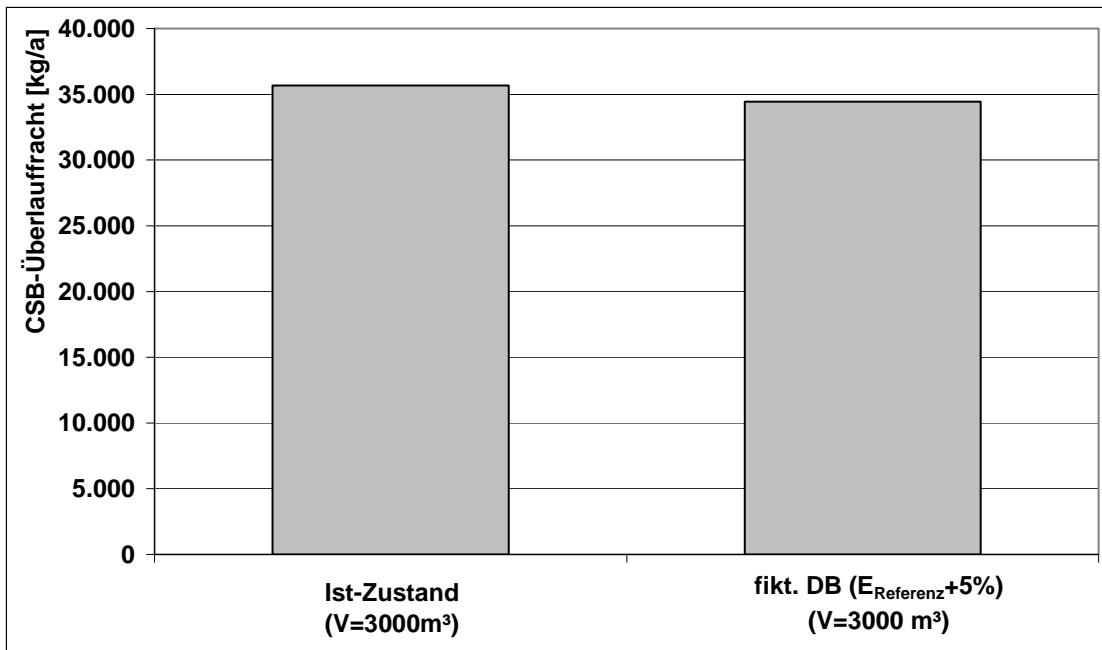


Abb. 8.21: Überlauffracht des vorhandenen Bauwerks und eines fiktiven Durchlaufbeckens gleichen Volumens bei Ansatz einer um 5% höheren Rückhaltewirkung des Referenzbauwerks

Die erhöhte Effektivität des Referenzbauwerks Schwerte-Westhofen liegt damit im Bereich der maximalen Effektivität, die an diesem Bauwerk während eines Einzelereignisses festgestellt wurde (vgl. Tabelle 8.1, S. 150). Der CSB-Gesamtfrachtwirkungsgrad des Bauwerks Schwerte-Westhofen liegt unter der Berücksichtigung des 5-prozentigen Aufschlags mit 73% über dem entsprechenden Wert aller anderen Becken zu denen Angaben in der Literatur gefunden wurden (vgl. Tabelle 3.5, S. 36). Es handelt sich demnach um eine erhebliche Erhöhung der Effektivität und damit des Wirkungsgrads, die nötig ist, um einen Gleichstand der Rückhaltewirkungen von vorhandenem Bauwerk und fiktivem Durchlaufbecken mit gleichem Speichervolumen zu erzielen. Dies spricht auch dafür, dass durch das vorhandene Kombinationsbauwerk tatsächlich eine Volumeneinsparung erreicht werden konnte.

8.4 Variantenbetrachtung bei der Kontinuumssimulation des Bauwerks im Ist-Zustand

Nach einer Abschätzung des Potenzials zur Einsparung von Speichervolumen durch die Anwendung eines Kombinationsbauwerks mit Wirbelabscheider- und Durchlaufbeckensstufe mit Hilfe eines detaillierten MATLAB/SIMULINK-Modells der Anlage wird im Folgenden betrachtet, zu welchen Ergebnissen eine vereinfachte Modellierung der Bauwerkswirkung geführt hätte. Dabei werden die Ergebnisse der durchgeführten detaillierten Berechnungen, unter Berücksichtigung der Wirkungsgradmatrix und eines mittleren Trockenwettertagesgangs, alternativen Simulationsvarianten gegenübergestellt:

- **Variante 1 ($\eta = \text{const.}$):**
Berücksichtigung einer mittleren Rückhaltewirkung bezogen auf CSB für alle Belas-

tungszustände der Wirbelabscheider- und Durchlaufbeckenstufe (mittlerer Wirkungsgrad der Wirbelabscheiderstufe $\eta_{WA,M} = 54,4\%$, mittlerer Wirkungsgrad der Durchlaufbeckenstufe in der Sedimentationsphase: $\eta_{DB, sed.M} = 52,3\%$). Ansatz der Trockenwetterbelastung als mittlerer TW-Gang.

Variante 2 ($\eta = \text{standard}$):

Implementieren aller Bauwerkselemente, in denen Reinigungsvorgänge stattfinden, als Durchlaufbecken im Schmutzfrachtmodell KOSMO (Schmitt, 1994; Schmitt, 2004); Berücksichtigung der Standardparameter zur Nachbildung von Absetzvorgängen des CSB (vgl. Gl. 8.1 u. Abb. 8.22). Ansatz der Trockenwetterbelastung als mittlerer TW-Gang.

$$\eta_B = ASDB \cdot \left(1 - e^{-XKSDB \cdot \sqrt{t_A}}\right) \tag{8.1}$$

Mit:

ASDB: Regressionskonstante 1 für Absetzwirkung nach Sierp (Imhoff, 1990) (Standardwert WKosmoCOM für CSB: ASDB=0,32)

XKSDB Regressionskonstante 2 für Absetzwirkung nach Sierp (Imhoff, 1990) (Standardwert WKosmoCOM für CSB: XKSDB=0,7)

Grenzwert der Absetzwirkung bei Aufenthaltszeit > 2 h (Dezimalwert): $\eta_B=20\%$

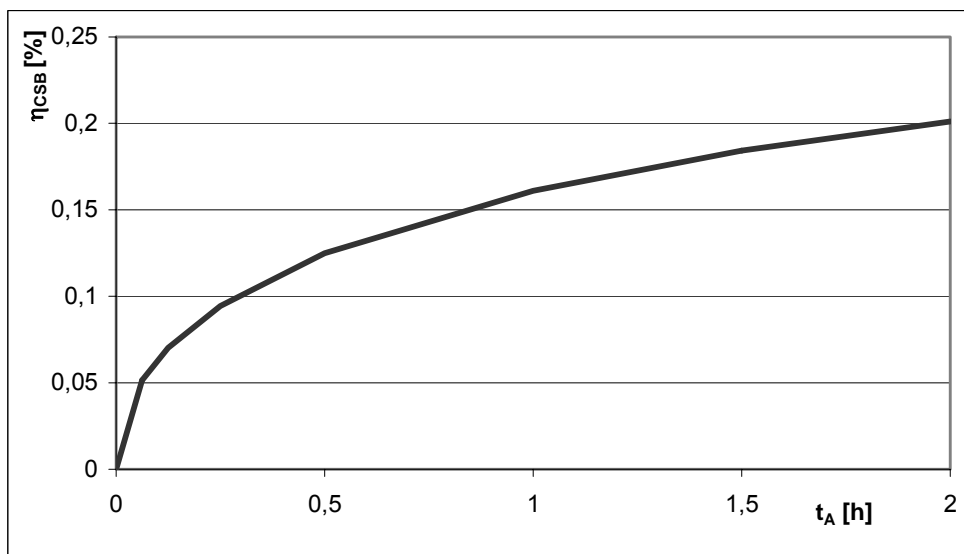


Abb. 8.22: Standard-Absetzkurve der CSB-Rückhaltewirkung in Durchlaufbecken von WKosmoCOM

Bei den Berechnungen der Varianten 1 und 2 bleiben die Verfahren zur Berücksichtigung von Remobilisierungsvorgängen in den Speicherelementen des RÜB Bexbach/Rothmühle deaktiviert, da sie bei diesen vereinfachten Varianten in der vorliegenden Art nicht einsetzbar sind. Die übrigen Randbedingungen der Kontinuumssimulation mit WKosmoCOM und dem MATLAB/SIMULINK-Modell der Anlage bleiben unverändert. Die Frachten im Überlauf der Wirbelabscheiderstufe und im Klärüberlauf, die sich aus den Simulationen der verschiedenen Varianten ergeben, sind in Abb. 8.23 angegeben.

Vergleicht man die Resultate der Simulation unter Ansatz einer konstanten Reinigungswirkung (Variante 1: $\eta = \text{const.}$) mit den Ergebnissen des Ist-Zustands ($\eta = \text{Matrix}$), so wird deutlich, dass die Reinigungswirkung der Wirbelabscheiderstufe und die der Durchlaufbeckenstufe von Variante 1 höher eingeschätzt wird. Der Einfluss der bei Variante 1 nicht berücksichtigten Remobilisierung sedimentierter Partikel wird als zu gering eingestuft, um diese Unterschiede zu erklären. Es ist eher möglich, dass die langfristige Reinigungswirkung durch den Ansatz konstanter Rückhaltewirkungen falsch eingeschätzt wird. So erzielen die Wirbelabscheider- und die Durchlaufbeckenstufe unter dynamischen Belastungsbedingungen offenbar eine geringere mittlere Reinigungswirkung als während der durchgeführten Messkampagne. Die Reinigungswirkung beider Bauwerksstufen wird beim Ansatz mittlerer Wirkungsgrade, berechnet aus den Messwerten, überschätzt. Das lässt sich damit begründen, dass lange Entlastungsereignisse, die hohe Überlaufvolumen und Überlauffrachten zur Folge haben, während der Messphasen nie in vollem Umfang beprobt werden konnten. Daher blieb der Einfluss solcher Ereignisse auf die resultierenden Mittelwerte unberücksichtigt. Da der Tracerversuch während eines solch langen und intensiven Ereignisses durchgeführt wurde, sind die daraus herrührenden Reinigungsvorgänge im Ansatz der Wirkungsgradmatrizen berücksichtigt.

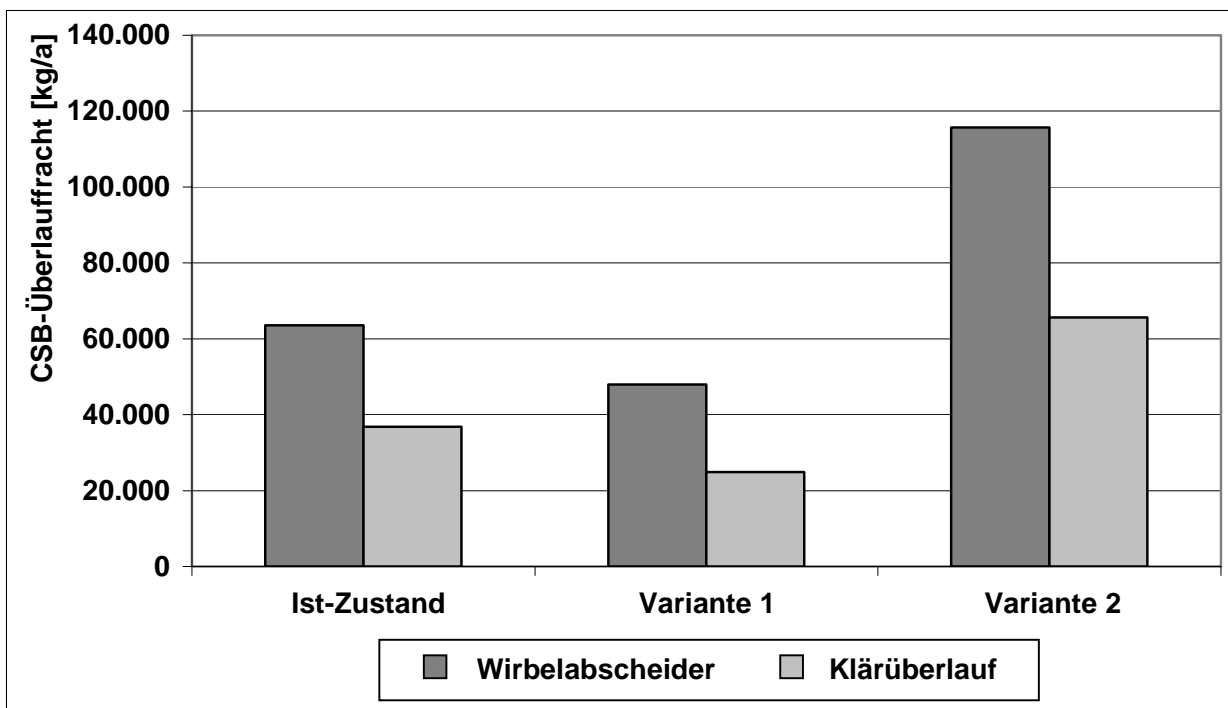


Abb. 8.23: Vergleich der Überlauffrachten für verschiedene Varianten der Bilanzierung von Rückhaltvorgängen

Beim sehr vereinfachten Ansatz zur Berücksichtigung der Rückhaltewirkung in WKosmoCOM in Variante 2 ($\eta = \text{standard}$) wird die Rückhaltewirkung beider Bauwerksstufen sehr stark unterschätzt. Dabei ist allerdings anzumerken, dass das Simulationsprogramm WkosmoCOM nicht zur detaillierten Nachbildung eines Bauwerks zu Bemessungszwecken vorgesehen ist. Es dient vielmehr dazu, Schmutzfrachtberechnungen im

Rahmen des Nachweisverfahrens nach ATV A 128 (ATV, 1992) durchzuführen. Zur Durchführung des relativen Vergleichs der Emissionen eines fiktiven Zentralbeckens mit denen der Bauwerke des realen Systems bietet dieser Ansatz eine ausreichende Genauigkeit.

Es folgt daraus, dass die detaillierte Nachbildung der Reinigungswirkung des RÜB Bexbach/Rothmühle nur mit einem Modell möglich ist, das in der Lage ist, bei der Simulation der Bauwerkswirkung die dynamischen Belastungsbedingungen zu berücksichtigen.

8.5 Bewertung der gewonnenen Erkenntnisse

Das beschriebene Verfahren zur Generierung der Überlaufwirkungsgradmatrizen für Wirbelabscheider 1 und für Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rothmühle beinhaltet einige Annahmen und daher auch Unsicherheiten. Die vorgestellte Methode zur Nachbildung der überlaufenden Frachtströme basiert auf den generierten Überlaufwirkungsgradmatrizen. Die Anwendung dieser Methode für Wirbelabscheider 1 und für Durchlaufbecken 1 führt zu guten Resultaten, obwohl auf eine langwierige oder optimierte automatisierte Kalibrierung verzichtet wurde. Die gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Überlauffrachtströmen wird durch die angegebenen Ganglinien belegt. Eine weitere Validierung der Ergebnisse auf der Grundlage zusätzlicher Messungen und Simulationen wäre allerdings wünschenswert. Weiterhin wäre zu untersuchen, ob diese Methode auch zur Nachbildung der Rückhaltewirkung weiterer Bauwerke angewendet werden kann. Die Anwendung für andere Bauwerke könnte auf der Erstellung einer eigenen bauwerksspezifischen Überlaufwirkungsgradmatrix oder auf der Kalibrierung der hier verwendeten Matrizen beruhen.

Die Untersuchung der Einsparung von Speichervolumen durch den Einsatz der Kombination aus Wirbelabscheiderstufe und nachgeschalteter Durchlaufbeckenstufe am RÜB Bexbach/Rothmühle basiert auf dem Vergleich mit der Reinigungswirkung eines Referenzbauwerks in Schwerte-Westhofen, das eine ähnliche Beckengeometrie und Durchströmung aufweist. Da bisher nur für wenige Regenüberlaufbecken eine detaillierte Untersuchung der Rückhaltewirkung durchgeführt wurde, stehen nur Vergleichsdaten zu einem ähnlichen Bauwerk zur Verfügung. Die CSB-Rückhaltewirkung der betrachteten fiktiven Durchlaufbecken wird auf der Grundlage der Differenz zwischen den volumenbezogenen spezifischen Gesamtwirkungsgraden des Referenzbauwerks und der Durchlaufbeckenstufe des RÜB Bexbach bestimmt. Aus dieser Differenz ergibt sich ein Aufschlag auf die Reinigungswirkung der fiktiven Bauwerke im Vergleich zum bestehenden Bauwerk in Bexbach/Rothmühle. Dieser Aufschlag soll die verbesserte Rückhaltewirkung durch größeres Speichervolumen abbilden. Außerdem wird so auch die Erhöhung der Rückhaltewirkung bei den fiktiven Durchlaufbecken durch die fehlende vorgeschaltete Wirbelabscheiderstufe berücksichtigt. Da durch eine fehlende Wirbelabscheiderstufe eine höhere Beaufschlagung der Durchlaufbeckenstufe unter anderem mit leicht absetzbaren Stoffen erfolgen würde, könnte deren Rückhaltung ebenfalls zu einer Erhöhung der Gesamtrückhaltung führen. Gleichzeitig könnte ein Verbleib dieser leicht absetzbaren Stoffe in den Becken nach der Beckenentleerung im Verlauf eines

folgenden Ereignisses Remobilisiert werden und über die Entlastung ins Gewässer gelangen. Dieser Effekt, der zu einer verminderten Rückhaltewirkung der fiktiven Bauwerke führen würde, bleibt unberücksichtigt.

Die vergleichenden Schmutzfrachtberechnungen ergeben, dass das RÜB Bexbach/Rothmühle eine ähnliche Rückhaltewirkung aufweist wie ein fiktives Durchlaufbecken an gleicher Stelle mit einem um 17% größeren Speichervolumen.

Um dieses Resultat besser bewerten zu können, wird eine Reihe von Vergleichssimulationen durchgeführt. Bei der Erstellung der Wirkungsgradmatrizen für die fiktiven Bauwerke der Vergleichssimulationen wird eine um 5% höhere Effektivität angesetzt als das Referenzbauwerk in Schwerte-Westhofen aufweist. Unter diesen Voraussetzungen ergeben die Simulationsresultate, dass ein fiktives Durchlaufbecken mit einem Volumen von 3.000 m³ ähnliche mittlere jährliche CSB-Entlastungsfrachten aufweist wie das vorhandene Kombinationsbauwerk in Bexbach/Rothmühle. Demnach müsste ein Referenzbauwerk eine erheblich höhere Effektivität und einen entsprechend höheren Gesamtwirkungsgrad aufweisen, damit der Volumenvorteil des vorhandenen Bauwerks auf Null reduziert wird.

Vergleicht man die Resultate der detaillierten Simulation des Bauwerks Bexbach/Rothmühle mit den Ergebnissen von Simulationen, die mit Hilfe vereinfachter Modelle zur Nachbildung der Rückhaltewirkung durchgeführt wurden, so wird deutlich, dass die vereinfachten Modelle die mittlere jährliche CSB-Entlastungsfracht deutlich über- oder unterschätzen. Diese erheblichen Abweichungen vom detaillierten Modell veranschaulichen warum derzeit bei der Simulation zur Bemessung von Durchlaufbecken in der Regel auf eine Berücksichtigung der Reinigungswirkung dieser Bauwerke verzichtet wird. Doch auch die Methode Durchlaufbecken als voll durchmischte Speicher abzubilden birgt die große Gefahr der Unterschätzung von Kurzschlussströmungen, die zu einer Reduzierung der Rückhaltewirkung während Entlastungsereignissen führen. Bei der Nachbildung bestehender Bauwerke kann es daher unter Umständen zu gefährlichen Überschätzungen der Rückhaltewirkung kommen, wenn im Vorfeld der Modellierung des Bauwerks auf Messungen und Analysen der realen Rückhaltewirkung verzichtet wird. Dies gilt auch, wenn an einem Durchlaufbecken oder einem Wirbelabscheider durch eine Steuerung oder permanent Einfluss auf den Drosselabfluss genommen wird. Es ist in diesem Fall unbedingt zu prüfen, ob sich durch einen solchen Eingriff in dem Bauwerk eine besonders kritische Belastungssituation mit reduzierter Stoffrückhaltung eher einstellen kann als zuvor.

9. Schlussfolgerungen und Ausblick

Der Bau von Regenüberlaufbecken ist eine der wichtigsten Maßnahmen zur Verminderung des Schmutzstoffaustrags aus Mischwasserkanälen und damit zum Gewässerschutz. Allerdings wird bemängelt, dass das Wissen über den Wirkungsgrad dieser teuren Anlagen, deren Bemessung im ATV Arbeitsblatt 128 geregelt ist, noch sehr dürftig ist. Das gilt besonders für Kombinationsbauwerke. Diese unbefriedigende Situation gab Anlass zur vorliegenden Arbeit, in deren Mittelpunkt die Untersuchung der Rückhaltewirkung des Regenüberlaufbeckens Bexbach/Rothmühle steht, einer zweistufigen Anlage aus einer Wirbelabscheiderstufe und einer Durchlaufbeckenstufe. Zwei im Hauptschluss angeordnete, parallel geschaltete Wirbelabscheider entlasten in zwei nachgeschaltete Durchlaufbecken im Nebenschluss, aus denen der Mischwasserüberlauf in den nahe gelegenen Bexbach gelangt.

Zur Ermittlung der Rückhaltewirkung des Bauwerks wurden in mehreren Messkampagnen 18 Mischwasserzuflussereignisse beprobt. Auf der Grundlage der Messdaten wurde eine Vorgehensweise zur Berechnung von stoffbezogenen Wirkungsgraden und Effektivitäten entwickelt, die es zum einen ermöglicht, Informationen aus Zu- und Überlauf von hydrodynamischen Abscheidern zu nutzen und zum anderen eine plausible Trennung zwischen Sedimentations- und Fangphase bei Durchlaufbecken im Nebenschluss gewährleistet. Dazu wurde das im Mischwasser in gelöster Form vorliegende Ammonium, auf das sich die betrachteten Reinigungsvorgänge nicht auswirken können, als Referenzstoff gewählt.

Die erzielten Ergebnisse dokumentieren die beträchtliche Rückhaltewirkung des Kombinationsbauwerks. Das gilt insbesondere für den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) und den Glühverlust im Mischwasserabfluss. Für Wirbelabscheider 1 lässt sich eine signifikante Reinigungswirkung nachweisen. In der Durchlaufbeckenstufe werden die Überlauffrachten weiter vermindert. Neben der Klärwirkung durch Sedimentation ist dafür die Stoffrückhaltung infolge der Fangwirkung des Speichervolumens verantwortlich. Die Auswertung der Messergebnisse macht deutlich, dass mit der in Bexbach/Rothmühle verwirklichten Bauwerksgestaltung ein bemerkenswerter Schmutzstoffrückhalt erreicht werden kann, der mit der Reinigungswirkung herkömmlicher Durchlaufbecken im Nebenschluss durchaus vergleichbar, in Einzelfällen sogar besser ist.

Auf der Grundlage der Analyse wurde ein Verfahren zur Modellierung der Reinigungswirkung des Gesamtbauwerks und seiner Einzelelemente unter Verwendung der Plattform MATLAB/SIMULINK entwickelt. Die Simulation der Rückhaltewirkung beruht dabei auf der Generierung einer bauwerksspezifischen Wirkungsgradmatrix, die – basierend auf gemessenen Werten – einen Zusammenhang zwischen Oberflächenbeschickung, Abflussaufteilung und Aufenthaltszeit herstellt. Es zeigt sich, dass es mit dem kalibrierten Modell des Regenüberlaufbeckens Bexbach/Rothmühle möglich ist die Entlastungstätigkeit in hydraulischer und stofflicher Hinsicht nachzubilden. Die Ver-

knüpfung des Modells mit dem am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern weiterentwickelten Schmutzfrachtmodells WKosmoCOM erlaubt es, das Langzeitverhalten des Kombinationsbauwerks zu untersuchen. Vergleichende Simulationen mit fiktiven Durchlaufbecken im Nebenschluss führten zu dem Ergebnis, dass ein Regenüberlaufbecken herkömmlicher Bauart ein um ca. 17% höheres Speichervolumen haben müsste, um eine ähnliche Reinigungswirkung zu erzielen.

Neben dem effektiven Stoffrückhalt im Kombinationsbauwerk war zu erwarten, dass Anlagen dieses Typs auch erhebliche betriebliche Vorteile aufweisen. Sie werden darin gesehen, dass aufgrund der Vorreinigung durch die Wirbelabscheider die Durchlaufbeckenstufe geringer mit leicht absetzbaren Stoffen beaufschlagt wird. Dadurch ist mit einem geringeren Aufwand zur Reinigung der Becken zu rechnen. Die in den Wirbelabscheidern zurückgehaltenen absetzbaren Stoffe werden durch den Spülstoß in der letzten Phase der Entleerung ausgetragen, so dass eine besondere Reinigung der Abscheider nicht nötig ist. Diese betrieblichen Vorteile konnten in dem dreijährigen Untersuchungszeitraum zwar nicht quantifiziert, aber durchaus qualitativ bestätigt werden. Da zahlreiche Mischwasserzuflüsse auch nur zu einem Einstau der Wirbelabscheiderstufe führen, werden die in den Durchlaufbecken installierten Reinigungsaggregate (Spülkippen) in geringerem Umfang beansprucht.

Insgesamt gesehen ist die Wirkung des untersuchten Kombinationsbauwerks äußerst positiv zu beurteilen. Die Auswertungen der Untersuchungsergebnisse lassen darauf schließen, dass der Stoffrückhalt in dieser Anlage sehr viel besser ist als der in konventionellen Durchlaufbecken im Nebenschluss gleichen Volumens. Aufgrund dessen kann die Anwendung eines solchen Kombinationsbauwerks unter ähnlichen Randbedingungen ausdrücklich befürwortet werden.

Das vorgestellte Verfahren zur Nachbildung der Reinigungswirkung mittels einer Wirkungsgradmatrix ist grundsätzlich für alle Bauwerke der Mischwasserbehandlung einsetzbar, für die eine entsprechende Datenbasis zur Aufstellung oder Anpassung der Matrizen vorhanden ist. Dazu kann – wie gezeigt – ein Tracerversuch wertvolle Erkenntnisse liefern. Solche Tracerversuche sind mit vertretbarem Aufwand für Vorbereitung, Durchführung und Auswertung möglich.

Zu prüfen wäre, ob die Wirkungsgradmatrix, die zur Nachbildung der Wirbelabscheider des untersuchten Bauwerks diente, mit entsprechender Kalibrierung auch auf andere Bauwerke dieses Typs anwendbar ist. Durch die Kalibrierung bliebe die Wirkungsgradmatrix im Wesentlichen unangetastet. Die Anpassung an die spezifische Situation des jeweils betrachteten Bauwerks kann durch eine Anpassung der sich ergebenden Überlaufwirkungsgrade für verschiedene Bereiche der Oberflächenbeschickung und der Parameter zur Abbildung von Vorgängen der Remobilisierung erfolgen.

Derzeit werden detaillierte Betrachtungen der Reinigungswirkung von Bauwerken zur Mischwasserbehandlung meist auf der Grundlage eines gewählten stationären hydraulischen Belastungszustands, wie beispielsweise dem Maximallastfall, mit Modellen zur Strömungssimulation durchgeführt (Kauffmann u. Neuland, 2004). Nach Aufstellen

und Kalibrieren einer Wirkungsgradmatrix für ein Bauwerk erscheint es möglich, die Stoffrückhaltung für besonders kritische Belastungszustände im Rahmen einer detaillierten Strömungssimulation genauer zu untersuchen. Auf dieser Basis ließen sich gezielte Maßnahmen zur Verbesserung der Rückhaltewirkung während dieser Belastungszustände prüfen.

Das entwickelte Verfahren zur Berechnung stoffbezogener Wirkungsgrade und Effektivitäten liefert genauere Ergebnisse als die bisher angewandten Verfahren von Geiger und Hübner (1994) und von Rietsch (2001), die auf anderen Bilanzierungszeiträumen basieren. Es kann jedoch nur als Übergangslösung zur Wirkungsgrad- und Effektivitätsbestimmung betrachtet werden, bis es möglich ist, mit Hilfe von Strömungssimulationen, genauere Resultate zu erhalten. Bislang sind Modelle zur detaillierten Strömungssimulation nicht in der Lage dynamische Vorgänge wie Mischwasserentlastungsereignisse abzubilden. Auch die Nachbildung der spezifischen Eigenschaften der im Mischwasser enthaltenen heterogenen Stoffmatrix ist mit diesen Modellen noch nicht möglich.

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Wirkungsgradmatrizen weisen eine relativ grobe Rasterung auf. Dies ist im Wesentlichen die Folge geringer zeitlicher Auflösung verfügbarer Daten zur Abflussqualität während der Entlastungsereignisse. Zur genaueren Bestimmung von Wirkungsgraden und Effektivitäten sowie zu einer besseren Kalibrierung von Wirkungsgradmatrizen sind hoch aufgelöste Daten zur Abflusszusammensetzung erforderlich. Da diese nicht mit herkömmlichen automatischen Probennehmern zu erhalten sind, bietet sich eine Anwendung von Online-Messtechnik an, wie sie zur Qualitätsüberwachung auf Abwasserreinigungsanlagen schon in großem Umfang eingesetzt wird (z.B. Wiese, 2004). Im Kanalnetz war der Einsatz dieser Technik bisher auf wenige Forschungsprojekte beschränkt (z.B. Sperling und Petruck, 1999). Ein im Rahmen der Untersuchung des Regenüberlaufbeckens Bexbach/Rothmühle vorgenommener Test mit Sonden zur Online-Messung der Abflussqualität im Überlauf von Wirbelabscheider 1 und im Klärüberlaufgerinne verlief recht erfolgreich. Das zeigen die Ergebnisse der Bestimmung des homogenisierten CSB anhand einer multiplen Korrelation mit den online gemessenen Werten des spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK) und der Trübung.

Literaturverzeichnis

- Alkhaddar, R. M.; Higgins, P. R.; Phipps, D. A.; Andoh, R. Y. G. (1999): The Residence Time Distribution of Prototype Hydrodynamic Vortex Separator Operating with a Baseflow, Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage", Sydney, Australia, pp 18-25.
- Andoh, R. Y. G.; Harper, I. (1993): The SwirlFlowTM Process for High Rate Physio-Chemical Treatment at Waste Water Treatment Works, Hydro Research and Development Ltd., zitiert in Alkhaddar et al. (1999).
- Ashley, R.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; Hvitvid-Jacobsen, T.; Verbanck, M. (Hrsg.) (2004): Solids in Sewers – Characteristics, Effects and Control of Sewer Solids and Associated Pollutants, IWA-Publishing, London.
- ATV (1997): ATV-Handbuch „Mechanische Abwasserreinigung“, 4. Auflage, Ernst & Sohn Verlag GmbH, Berlin.
- ATV (1992): ATV-Arbeitsblatt 128 „Richtlinie für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen“, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV) (Hrsg.), Hennef.
- ATV (1999a): ATV-Arbeitsblatt 118 „Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen“, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV) (Hrsg.), Hennef.
- ATV (1999b): ATV-Arbeitsblatt 166 „Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung“, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV) (Hrsg.), Hennef.
- ATV-DVWK (2000): ATV-DVWK Arbeitsblatt 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK) (Hrsg.), Hennef.
- ATV-Landesgruppe Bayern (1991): Messprotokoll Fremdwasserermittlung und Bewertung mit automatischer Durchflussmessung, Hirthammer Verlag, München; zitiert in: Popp, M.; Feik, G.; Baum, R.; Stotz, G. (2001): „Bestimmung des Fremdwasseraufkommens im Einzugsgebiet der Kläranlage Erlangen“ Korrespondenz Abwasser, Heft 4, S. 946-955.
- ATV-DVWK (2001): ATV-DVWK Merkblatt 176 „Hinweise und Beispiele zur konstruktiven Gestaltung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung“, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK) (Hrsg.), Hennef.

- Andoh, R. Y. G.; Smisson, R. P. M. (1994) High Rate Sedimentation in Hydrodynamic Separators, Proceedings of the 2nd International Conference on Hydraulic Modelling Development and Application of Physical and Mathematical Models, Stratford, UK, pp. 341-358.
- Andoh, R. (1998): Improving environmental quality using hydrodynamic vortex separators, Water Quality International, January/February 1998, pp. 47-81.
- Bartsch, H.-J. (1986): Taschenbuch mathematischer Formeln, Verlag Harri Deutsch, Thun und Frankfurt/Main.
- Brockhaus, (1997): Brockhaus – Die Enzyklopädie, 20. überarbeitete und aktualisierte Ausgabe, F. A. Brockhaus GmbH, Leipzig – Mannheim.
- Brombach, H. (1986): Wirbelabscheider, Deutsches Patent Nr. 36 43.
- Brombach, H. (1987): Modellversuche und Modellansätze zur Flüssig-Feststoffabtrennung an Regenüberläufen, gwf- Wasser/Abwasser, Heft 11/87, S. 576-582.
- Brombach, H. (1989): Abschlussbericht über die wissenschaftliche Begleitung der Wirbelabscheideranlage in Tengen, Studie im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, UFT Umwelt- und Fluidtechnik Dr. H. Brombach GmbH, Bad Mergentheim, unveröffentlicht.
- Brombach, H. (2001): Abwasserkanalisation und Regenbecken im Spiegel der Statistik, Korrespondenz Abwasser, Heft 4, S. 444-452.
- Brombach, H.; Michelbach, S.; Wöhrle, C. (1992): Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal, Teilprojekt 3 des BMFT-Verbundprojekts NIEDERSCHLAG, Phase I, Schlussbericht, Schriftenreihe der Umwelt- und Fluidtechnik GmbH Bad Mergentheim, Band 3.
- Brombach, H.; Xanthopoulos, C.; Hahn, H. H.; Pisano, W. C. (1993): Experience with Vortex Separators for Combined Sewer Overflow Control, Water Science & Technology, Vol. 27, No. 5-6, pp. 93-104.
- Brombach, H.; Michelbach, S., Schäfer, M. (1995): Entlastungstätigkeit und Stoffrückhalt in Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet „Alb“, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 73, S. 379-414.
- Brombach, H.; Michelbach, S. (1997): Entlastungstätigkeit und Rückhaltewirkung von Schmutzfrachten an Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet „Alb“, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 86, S. 131-160.

- Brombach, H.; Weiß, G.; Lucas, S. (2001): Temporal Variation of Infiltration Inflow in Combined Sewer Systems, Proc. of the 9th International Conference on Urban Storm Drainage, Portland, Oregon, USA, CD ROM.
- Brueske, C. C. (2000): Technology Review: Ultra-Urban Stormwater Treatment Technologies, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Washington, Seattle, WA.
- BWK Merkblatt 3 (2001): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, Hrsg.: Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V., Pappelweg 21, 40489 Düsseldorf.
- Camp, T. R. (1936): Study of rational design of settling tanks, Sewage Works Journal, S. 742, zitiert in ATV (1997).
- Camp, T. R. (1946): Sedimentation and design of settling tanks, Trans. A.S.C.E. 111, S. 895, zitiert in ATV (1997).
- De Clercq, B.; Coen, F.; Vanderhaegen, B.; Vanrolleghem, P. (1998): Calibrating Simple Models for Mixing and Flow Propagation in Waste Water Treatment Plants, Water Science & Technology, Vol. 39, No. 4, pp. 61-69, zitiert in De Clercq (2003).
- De Clercq, B. (2003): Computational Fluid Dynamics of Settling Tanks: Development of Experiments and Rheological, Settling and Scraper Submodels, Ph.D Thesis, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, Niederlande.
- EG (2000). EU-Wasserrahmenrichtlinie. Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt L 327 vom 22.12.2000.
- Egarr, D. A.; Faram, M. G.; O'Donerty, T.; Phipps, D. A.; Syred, N. (2004): Computational Fluid Dynamics Prediction of the Residence Time of a Vortex Separator applied to disinfection, Proceedings of the 4th Int. Conference on Sewer Processes and Networks, Funchal, Madeira, Portugal.
- Emerson, K.; Russo, R. E.; Lund, R. E., Thurston, R. V. (1975): Aqueous ammonia equilibrium concentrations: effects of pH and temperature, J. Fish. Res. Bd. Can. 32, pp. 2379-2383.
- EPA (2004): Report to Congress – Impacts and Control of CSOs and SSOs, United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4203), Washington D.C. 20460, EPA 833-R-04-001.

- Fischer, J. (1998): Einfluss von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität-Gesamthochschule Kassel, Band 19.
- Frehmann, T. (2003): Untersuchung der Wirksamkeit von Stauraumkanälen mit unten liegender Entlastung zur Regenwasserbehandlung, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität Essen, Band 21.
- Geiger, W. F.; Hübner, M. (1994): Hydrozyklone zur Leistungssteigerung von Regenbecken, Schlussbericht des BMFT-Verbundprojekts NIEDERSCHLAG Phase I, Teilprojekt R02, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität-GH-Essen, Band 10.
- Geiger, W. F.; Ustohal, P. (1998): Ermittlung des rechnerischen Speichervolumens eines hydrodynamischen Abscheiders, Schlussbericht eines ATV-Forschungsfondprojekts, Fördernummer: 10/97.
- Geiger, W. F.; Kutzner, R.; Nafu, I.; Fach, S. (2001): Bemessung und Gestaltung von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung: Handbuch für die Planung und Genehmigung zentraler und semizentraler Anlagen, FG Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität-GH-Essen, Forschungsbericht i.A. des MUNLV-NRW, Förderkennzeichen: IV B 6-042 210 0010, zitiert in Geiger u. Kutzner (2001).
- Geiger, W. F.; Kutzner, R. (2001): Neuere Entwicklungen im Bereich der Misch- und Regenwasserbehandlung, Tagungsband ATV-Seminar 1110/01: Aktuelles und Bewährtes zur Regenwasserbehandlung, Fulda, 29.-30. Oktober 2001.
- Grotehusmann, D. (1995): Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Prof. Dr.-Ing. F. Sieker (Hrsg.), SuG Verlagsgesellschaft, Hannover.
- Grotker, M. (1987): Regenwasserbehandlung im Trennsystem, Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie, und Wasserbau der Universität Hannover, Heft 66.
- Hazen, A. (1904): On Sedimentation, Trans. A.S.C.E. 53, S. 45, zitiert in ATV (1997).
- Hahn, H. H.; Xanthopoulos, C. (1991): Wirkungsgrad der Wirbelabscheideranlage Tengen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, unveröffentlicht.
- Heinzmann, B. (1993): Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen, VDI-Verlags GmbH, Düsseldorf, Nr. 115
- Henze, M.; Harremoes, P.; Cour Jansen, J.; Arvin, E. (1997): Wastewater treatment, biological and chemical processes, Springer Verlag

- Hoppe, H.; Weilandt, M.; Berkhoff, H.-G. (2002): Einsatz von Tracern zur Kontrolle von Volumenstrommessungen, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Ruhr-Universität Bochum, Bd. 41, S. 58 – 75.
- Hübner, M. (1997): Beurteilung und Ermittlung der Wirkungsweise von Anlagen zur Regenwasserbehandlung, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität GH Essen, Heft 10.
- Imhoff, K.; Imhoff, K. R. (1990): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 27. Auflage. Oldenbourg Verlag, München
- ISO 9555-1 (1994): Measurement of liquid flow in open channels – Tracer dilution methods for the measurement of steady flow – Part I: General, First edition 1994-08-15, International Organization for Standardization, Genf, Schweiz.
- Jacobs, J.; Karavokiros, G.; Zimmermann, J.; Schmitt, T. G. (1997): HAuSS ein hydrodynamisches Abfluss- und Schmutzfrachtsimulationsmodell zur Erfassung des Transportverhaltens anthropogener Schadstoffe, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 86, S. 1-48.
- Kalinske, A. A. (1947): Movement of Sediment as Bed Loads in Rivers, Transactions American Geophysical Union, Vol. 28, No. 4, pp. 615-620, zitiert in Jacobs et al. (1997).
- Käss, W.; Behrens, H.; Hötzl, H.; Moser, H.; Schulz, H. D. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik, Lehrbuch der Hydrologie, Band 9, Gebrüder Bornträger Verlag, Berlin, Stuttgart.
- Kaufmann, I. (2002): Erstellen einer Volumenbilanz für ein Durchlaufbecken mit vorgeschalteten Wirbelabscheidern, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht.
- Kauffmann, M.; Neuland, W. (2004): Praxis der Strömungssimulation in der Abwassertechnik, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 118, S. 53 - 65.
- Klepszewski, K.; Welker, A.; Wiese, J. (2002): Removal Efficiency of a Combined Sewer Overflow Tank with an added Vortex Separator in a Combined Sewer System, Proceedings of the 9th International Conference on Urban Storm Drainage, Portland, Oregon, USA.
- Klepszewski, K. (2004): Untersuchung der Reinigungsleistung eines Kombinationsbauwerks aus hydrodynamischen Abscheidern und Durchlaufbecken, Tagungsband ATV-DVWK Bundestagung, Würzburg, S. 553-568.

- Koppe, C.; Stocck, A. (1993): Kommunales Abwasser – seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlamm, Vulkan-Verlag, Essen.
- Krauth, Kh (1979): Der Regenabfluss und seine Behandlung beim Mischverfahren (Urban runoff and treatment in combined sewer systems), Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 66, Oldenbourg Verlag
- Kumpf, W.; Straub, H. (Hrsg.) (1964): Müll- und Abfallbeseitigung: Handbuch über die Sammlung, Beseitigung u. Verwertung von Abfällen aus Haushaltungen, Gemeinden und Wirtschaft, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin; zitiert in Bischof, W. (1993): Abwassertechnik, 10. Auflage, B. G. Teubner Verlag, Stuttgart, S. 4.
- Langguth, H.-R.; Voigt, R. (1980): Hydrologische Methoden, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- LfW Bayern (2002): Hinweise für die Durchführung und Begutachtung von Markierungsversuchen in Gewässern, Landesamt für Wasserwirtschaft Bayern, Merkblatt Nr. 3.1/1, München.
- LfU Baden-Württemberg (1997): Wirbelabscheideranlagen – Hinweise zu Entwurf und Bemessung, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 4, Karlsruhe.
- LfU Baden-Württemberg (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem, 2. überarbeitete Auflage, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Lindeborg, C.; Wiberg, N.; Seyf, A. (1996): Studies of the Dynamic Behaviour of a primary Sedimentation Tank, Water Science & Technology, Vol. 34, No. 3-4, pp. 213-222, zitiert in De Clercq (2003).
- Levenspiel, O. (1972): Chemical Reaction Engineering, 2nd Edition, John Wiley & Sons, zitiert in Alkhaddar et al. (1999) und in Egarr et al. (2004)
- Luyckx, G.; Vaes, G.; Berlamont, J. (1998): Experimental investigation on efficiency of a hydrodynamic separator, Proceedings of the 3rd international conference on "Innovative technologies in urban storm drainage" (NOVATEC), Lyon, France, pp. 443-450.
- Mehler, R. Leichtfuß (1997): Dokumentation des Schmutzfrachtsimulationsmodells SMUSI Version 4.0, Hrsg. TH-Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, zitiert in Mehler (1997).
- Mehler, Ralf (1997): Berechnung von Regenentlastungsanlagen, Wasser Abwasser, Heft 3, S. 20-25.

- Mietzel, T.; Frehmann, T.; Kutzner, R.; Becker, M.; Geiger, W. G. (2005): Practical measurement of stormwater events – Not a trivial task, Proceedings of the 10th international conference on urban storm drainage, Copenhagen.
- Muth, W. (1992): Regenüberlaufbecken – Strömungsuntersuchungen an Durchlaufbecken, Korrespondenz Abwasser, Heft 6, S. 910 – 915.
- Naumann, E. B.; Buffham, B. A. (1983): Mixing in Continuous Flow Systems, John Wiley & Sons, Inc., New York, zitiert in Alkhaddar et al. (1999)
- N. N. (1995): Abwasseranlage Neunkirchen-Wellesweiler, HS Höcherberg West, Schmutzfrachtberechnung, Dumont + Partner, Beratende Ingenieure GmbH, St. Wendel, unveröffentlicht.
- Onderlinden, G.; Timmer, J.L. (1988): Efficiency of Storm Water Sedimentation Tanks Incorporated in Dutch Sewerage Systems, Proceedings of the Conference Hydrological Processes and Water Management in Urban Areas, Duisburg, 1988, pp. 317-325.
- Oumeraci, H.; Schulze, M.; de Vries, J. M.; Youssef El-Serafi, S. (1993): Bestimmung des Schmutzfrachtpotenzials in flach verlegten Misch- und Trennnetzen infolge abfließenden Niederschlagswassers, Leichtweiss-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig, Mitteilungen Heft 125/1993.
- Pecher, K. H. (1996a): Neue Erkenntnisse über Bemessung und Ausbildung von Regenüberlaufbecken, Gewässer – Wasser – Abwasser, Schriftenreihe des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Band 156, S. 12/1-12/16.
- Pecher, K. H. (1996b): Möglichkeiten und Wirkung der Rückhaltung von Feststoffen, ATV-Bundestagung Leipzig, Schriftenreihe der Abwassertechnischen Vereinigung e.V., S. 751 - 765.
- Priebe, L. (2002): „Trockenwetter Ausschnitt 070202.doc“, E-Mail vom 5.7.2002, bpi, Hannover, unveröffentlicht.
- Rietema, K. (1957): On the Efficiency in Separating Mixtures of two Constituents, Chemical Engineering Science, Volume 7, pp. 89-96.
- Rietsch, B. (2001): Stoffrückhaltung durch Mischwasserbehandlungsanlagen, 1. ATV-DVWK Landesverbandstagung LV Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland, Referat 9.
- Ruhrverband (2002): Kläranlage Hagen-Boele, Gesamteinzugsgebiet, Schmutzfrachtberechnung, Nachtrag 2002, Erläuterungsbericht, Heft 1.
- Saul, A. J.; Svejowski, K. (1994): Computational Modelling of a Vortex CSO Structure, Water Science & Technology, Vol. 30, No. 14, pp. 97-106.

- Schäfer, M.; Hahn, H. H.; Xanthopoulos, C. (1997): Entlastungstätigkeit und Schmutzstoffrückhalt von Regenüberlaufbecken im Einzugsgebiet der Alb – am Beispiel ausgewählter Mikroschadstoffe, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 86, S. 161-176.
- Schmidt, M. (1957): Gerinnehydraulik, Bauverlag, Wiesbaden, zitiert in Schröder, R. C. M. (1994).
- Schmitt, T. G.; Dittmer, U.; Klepiszewski, K.; Leinweber, U. (2000): Ziele der Regen- und Mischwasserbehandlung, ATV-DVWK-Fachgespräch am 28. Mai 2000 in Frankfurt am Main, KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, Nr. 10, S. 1421-1426.
- Schmitt, T. G.; Welker, A.; Klepiszewski, K. (2003): Untersuchung der Regenwasserbehandlungsanlage NK-Wellesweiler, Zwischenbericht I.
- Schmitt, T.G. (1994): Detaillierte Schmutzfrachtberechnung nach ATV-Arbeitsblatt A 128, Korrespondenz Abwasser, Heft 12, S. 2212-2230.
- Schmitt, T. G. (2004): KOSMO – Kontinuierliche Schmutzfrachtmodellierung - Modellbeschreibung, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht.
- Schneider, K. (Hrsg.) (1992): Bautabellen mit Berechnungshinweisen, Beispielen und europäischen Vorschriften, 10. Auflage, Werner-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- Schoklitsch, A. (1934): Der Geschiebetrieb und die Geschiebefracht, Wasserkraft und Wasserwirtschaft, 29. Jahrgang, Heft 4, zitiert in Jacobs et al. (1997).
- Schröder, R. C. M. (1994): Technische Hydraulik, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- Schulz, O.; Brehmert, B.; Macke, E.; Schulze, M. (1995): Gebietsspezifische Schmutzfrachtpotenziale flach verlegter und vorentlasteter Mischwassernetze, Leichtweiss-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig, Mitteilungen Heft 137/1995.
- Smisson, B. (1967): Design, construction and performance of vortex overflows, Proceedings of the Symposium on Storm Sewage Overflow, Institution of Civil Engineers, London, pp. 99-110.
- Sperling F.; Petruck A. (1999). Pollution-based control strategies for storm water management – Reducing costs and improving effectiveness. Proc. of the 11th European Water, Sewage, and Waste Symposium, München, Germany, pp. 93-104.
- Statistisches Bundesamt (2003): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Umwelt, Fachserie 19 / Reihe 2.1.

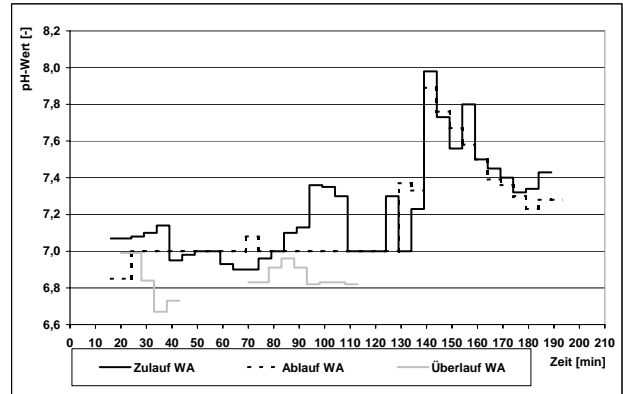
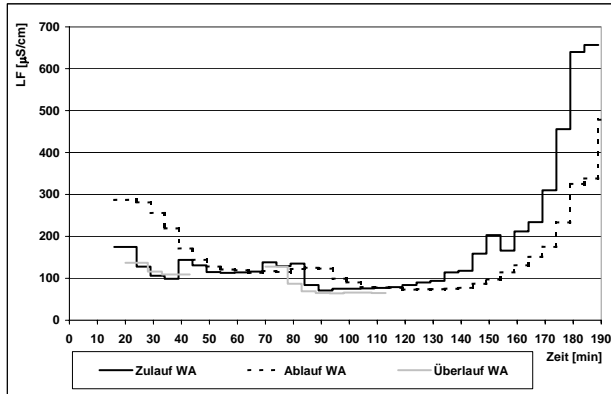
- Teefy, S. M.; Singer, P. C. (1990): Performance and Analysis of Tracer Tests to Determine Compliance of a Disinfection Scheme with the SWTR, J. Am. Water Works Assn., 82 (12), pp. 88-98.
- Tyack, J. N.; Fenner, R. A. (1998): Identification of flow regimes within a hydrodynamic separator, Proceedings of the 3rd international conference on "Innovative technologies in urban storm drainage" (NOVATEC), Lyon, France, pp. 361-368.
- UFT (2005): Referenzliste Wirbelabscheider FluidSepTM, UFT Umwelt- und Fluidtechnik Dr. H. Brombach GmbH, Bad Mergentheim, unveröffentlicht.
- UFT (1999): Biegeklappe FluidBend – Abfluss als Funktion des Neigungswinkels, Betriebshandbuch für die hydromechanische und elektrotechnische Ausrüstung des Regenüberlaufbeckens 1.03 in Bexbach, Umwelt- und Fluidtechnik Dr. H. Brombach GmbH, Bad Mergentheim, unveröffentlicht.
- Vetter, O. (2000): Verbesserung der Absetzwirkung von Durchlaufbecken durch Fällung und Flockung, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 160.
- Weiß, G. J. (1997): Vortex Separator: Proposal for a Dimensioning Method, Water Science & Technology, Vol. 36, No. 8-9, pp. 201-206.
- Weiß, G.; Brombach, H. (2000): Regenwasserbehandlung mit Wirbelabscheidern, Korrespondenz Abwasser, Heft 12, S. 1793-1800.
- Wiese, J. (2004): Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischwasserkanalisationen, Dissertation am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, 5. Februar 2004.
- Zupke, B. (1985): Hydromechanik im Bauwesen, 2. Auflage, Bauverlag GmbH, Wiesbaden und Berlin.
- Zanke, U. (1993): Zur Berechnung von Strömungs-Widerstandsbeiwerten, Wasser und Boden, zitiert in Schneider K.-J. (Hrsg.) (1992).

Anhang

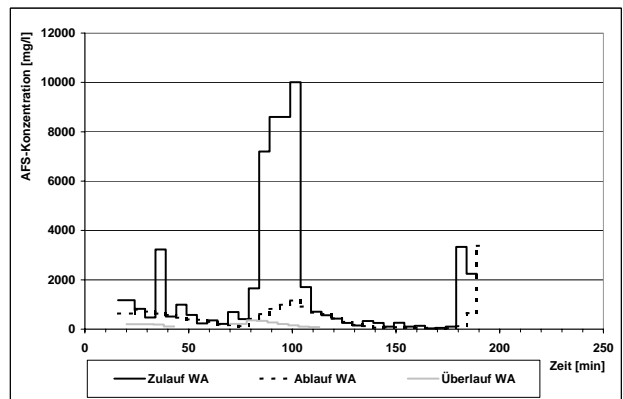
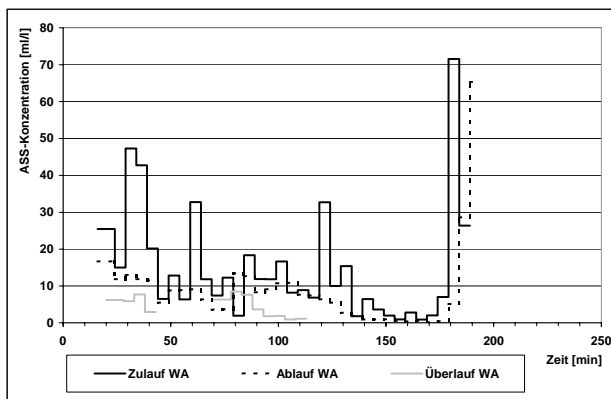
A 1 Ganglinien

A 1.1 Ganglinien der Wirbelabscheiderüberlaufereignisse

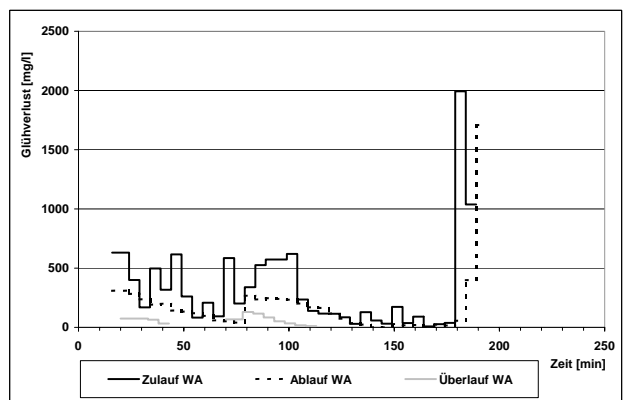
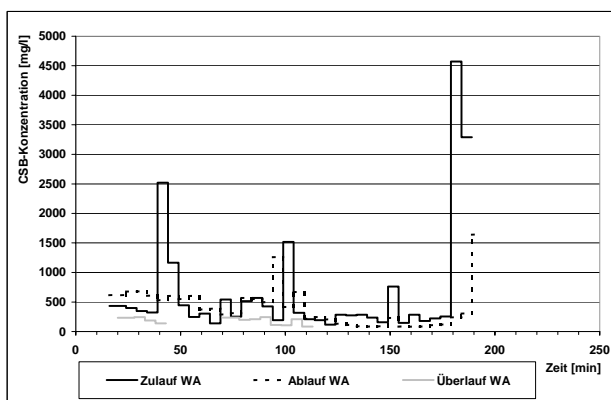
Regenereignis vom 03.07.2003



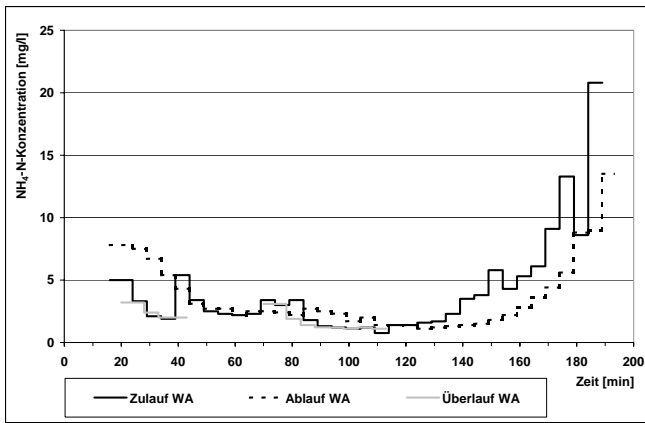
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses am 03.07.2003



ASS- und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses am 03.07.2003

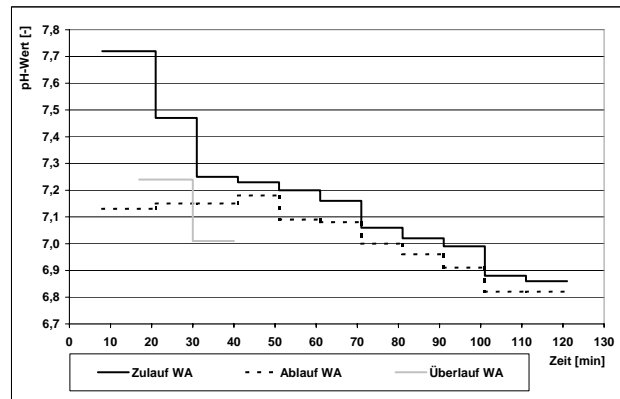
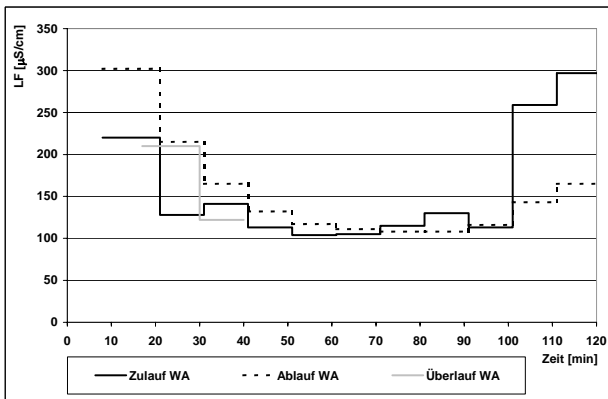


CSB-Konzentrationen und Glühverlust während des Regenereignisses am 03.07.2003

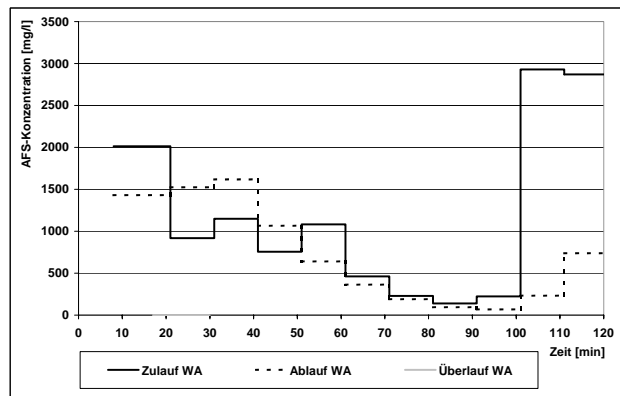
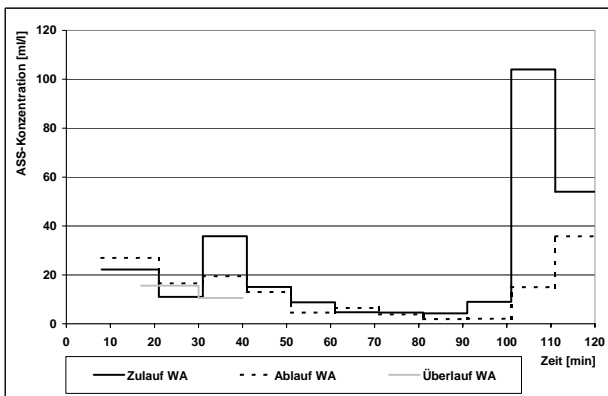


Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses am 03.07.2003

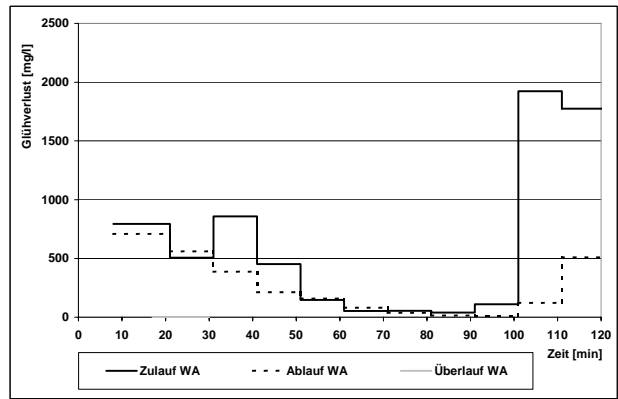
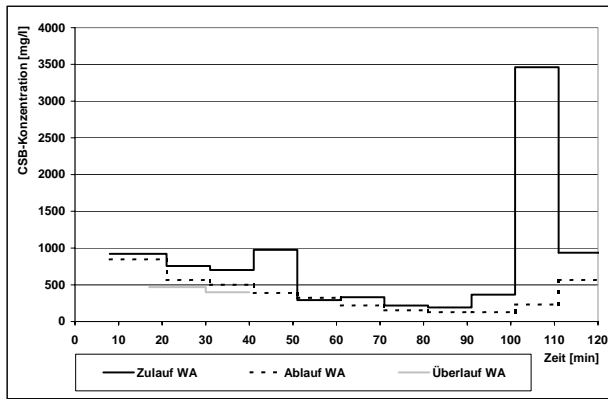
Regenereignis vom 24.07.2003



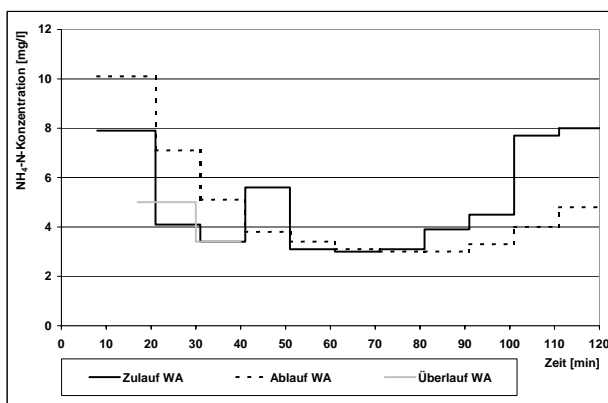
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses am 24.07.2003



ASS- und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses am 24.07.2003



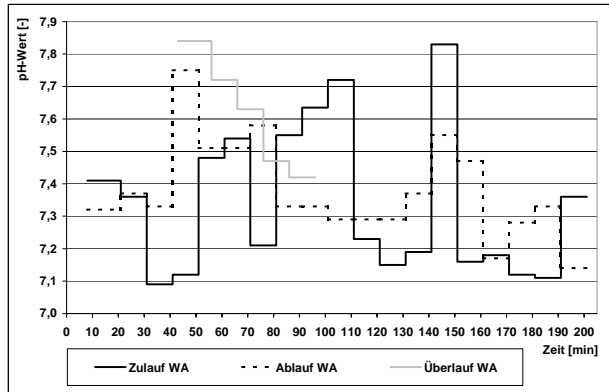
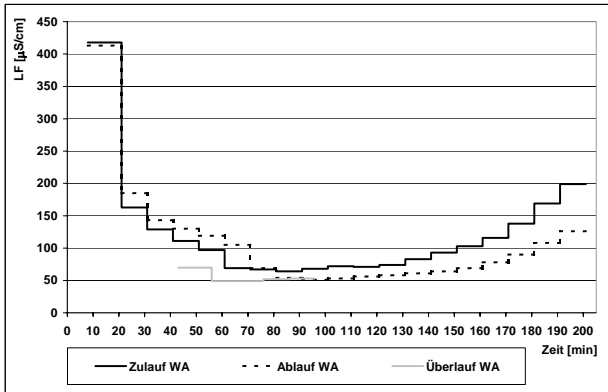
CSB-Konzentrationen und Glühverlust während des Regenereignisses am 24.07.2003



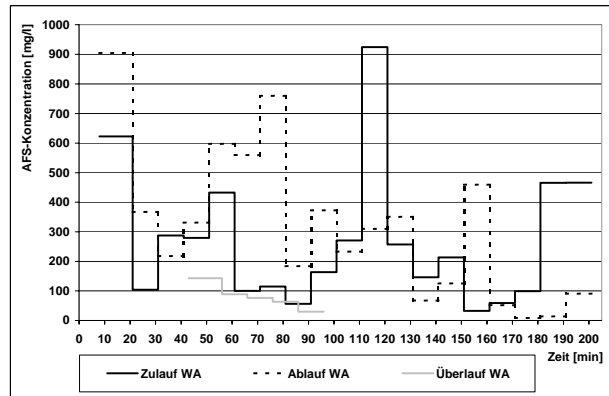
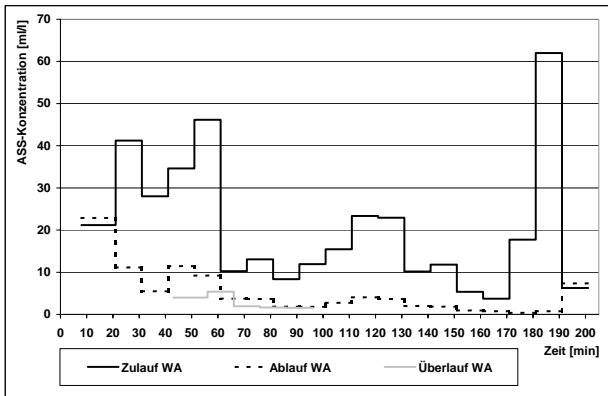
Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses am 24.07.2003

Für das Regenereignis vom 30.07.2003 siehe Seite A12f

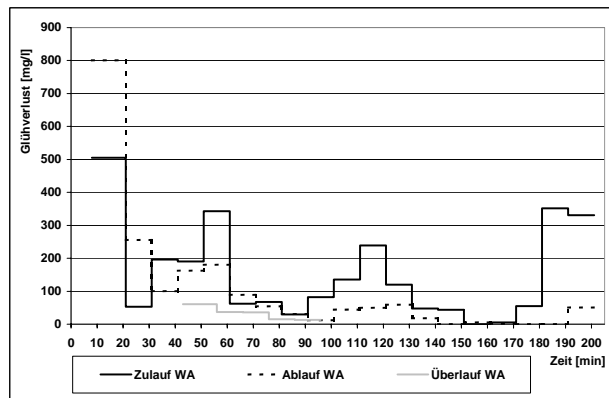
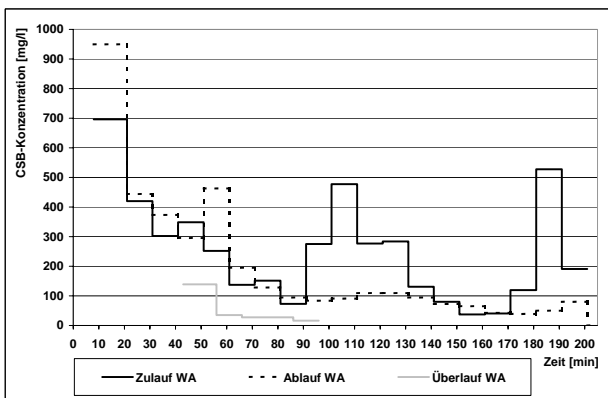
Regenereignis vom 11.09.2003



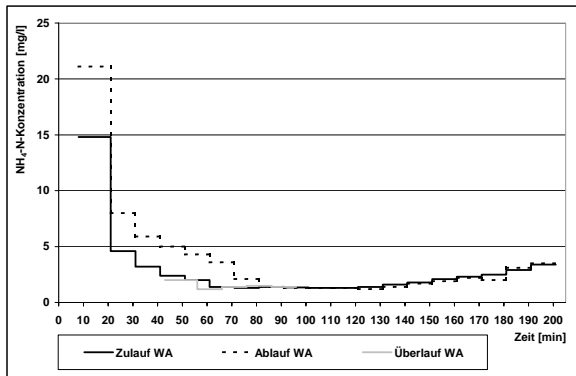
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses am 11.09.2003



ASS- und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses am 11.09.2003

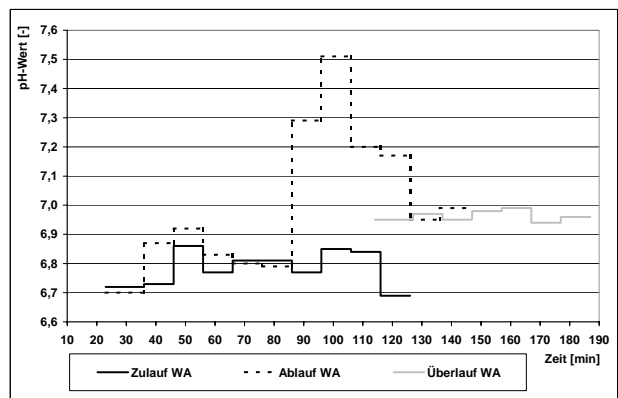
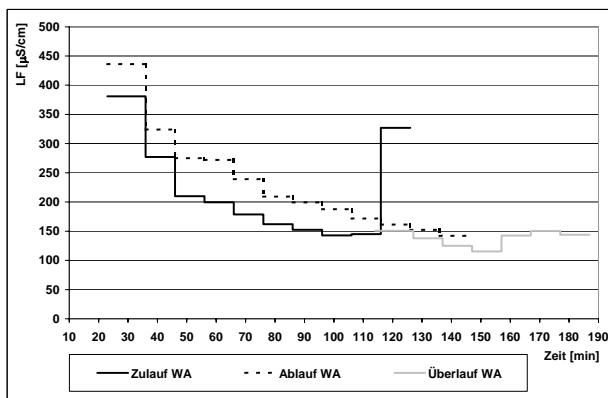


CSB-Konzentrationen und Glühverlust während des Regenereignisses am 11.09.2003

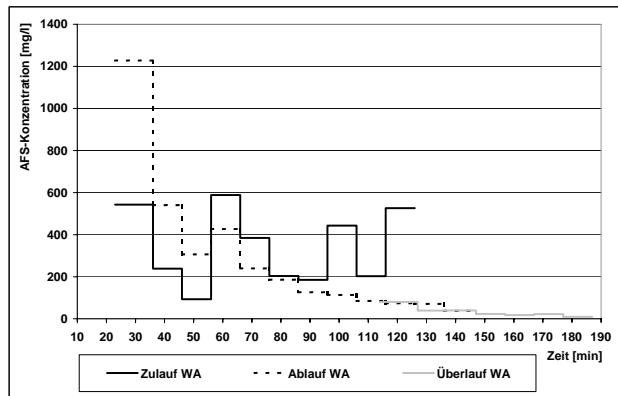
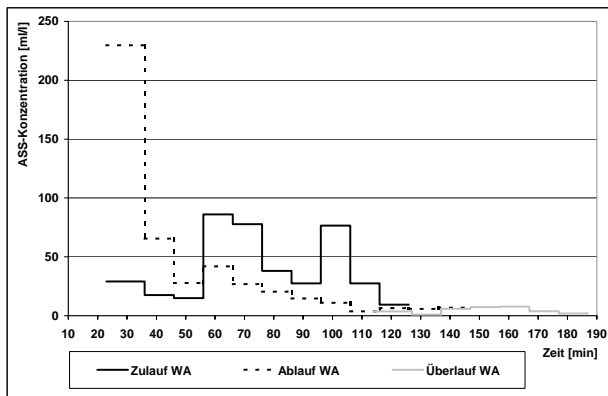


Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses am 11.09.2003

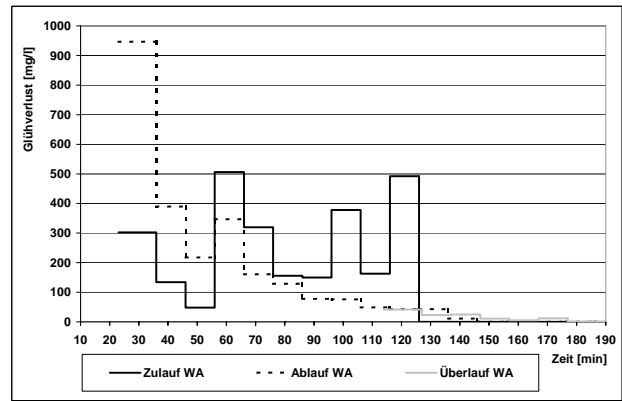
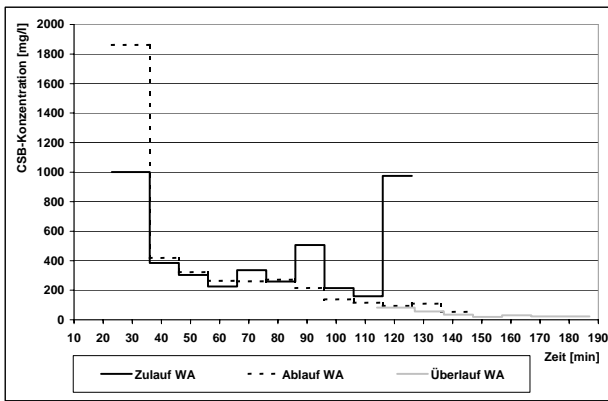
Regenereignis vom 08.10.2003



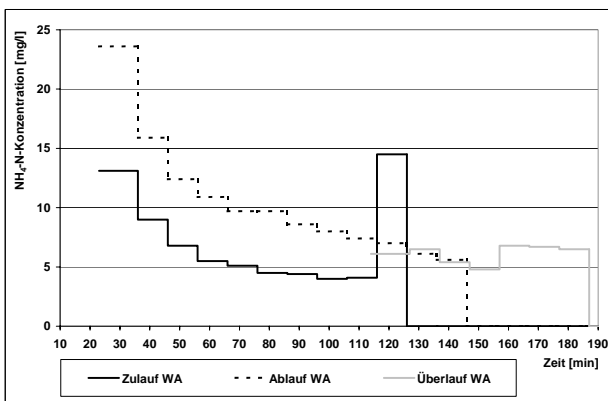
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses am 08.10.2003



ASS- und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses am 08.10.2003



CSB-Konzentrationen und Glühverlust während des Regenereignisses am 08.10.2003

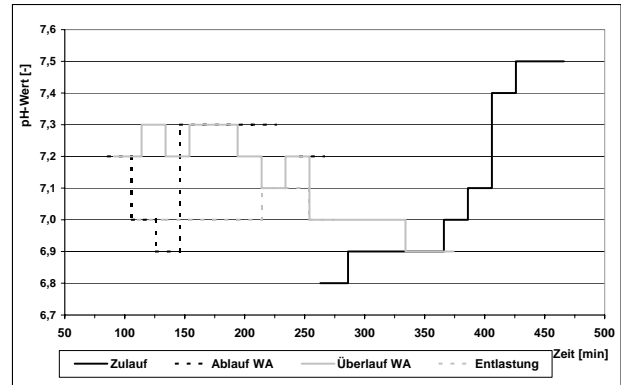
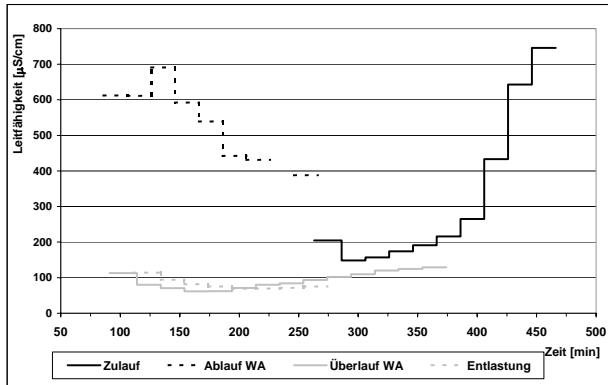


Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses am 08.10.2003

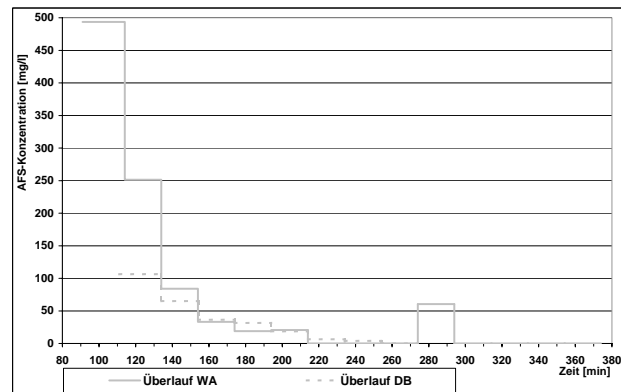
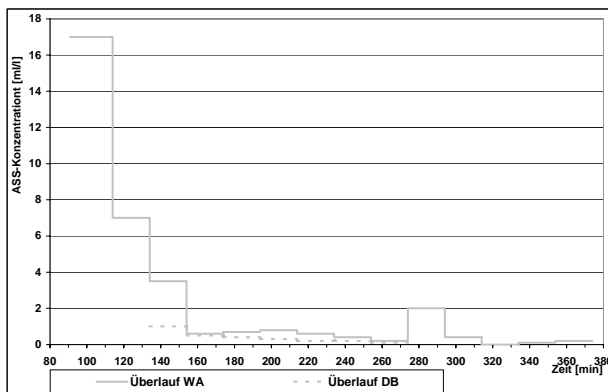
Für das Regenereignis vom 10.06.2004 siehe Seite A.10f

A 1.2 Ganglinien der Durchlaufbeckenüberlaufereignisse

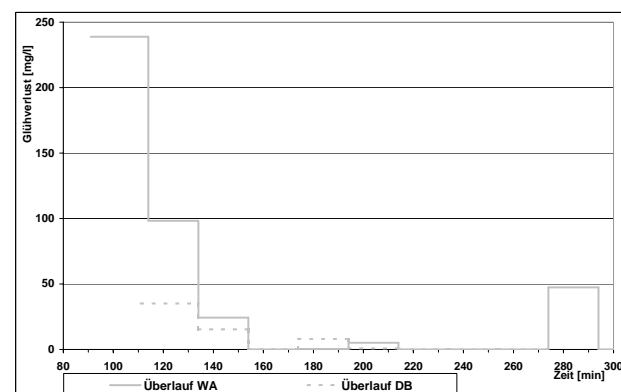
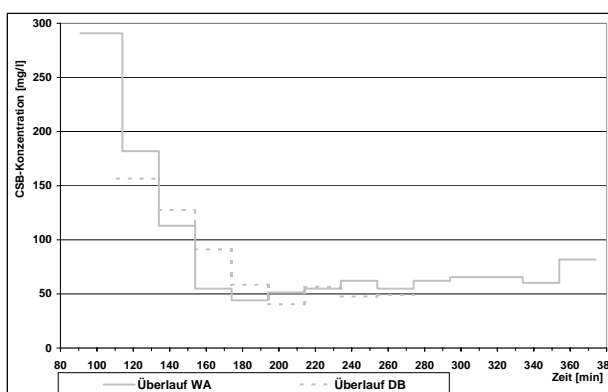
Regenereignis vom 10.07.2002



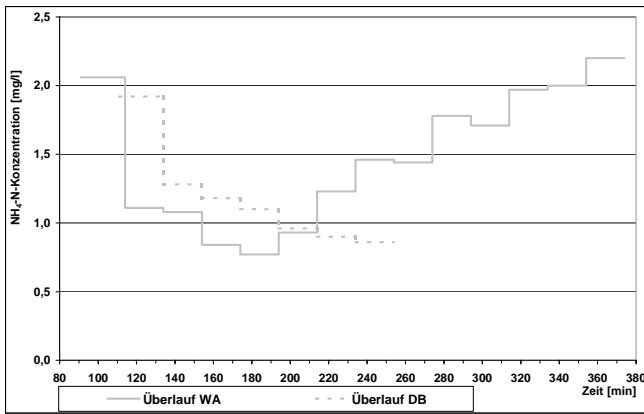
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses vom 10.07.2002



ASS- und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses vom 10.07.2002



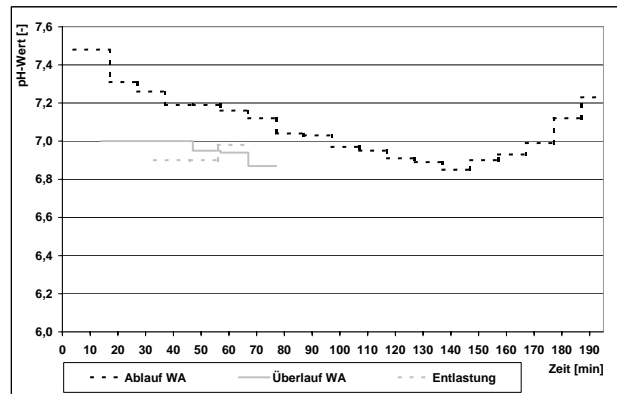
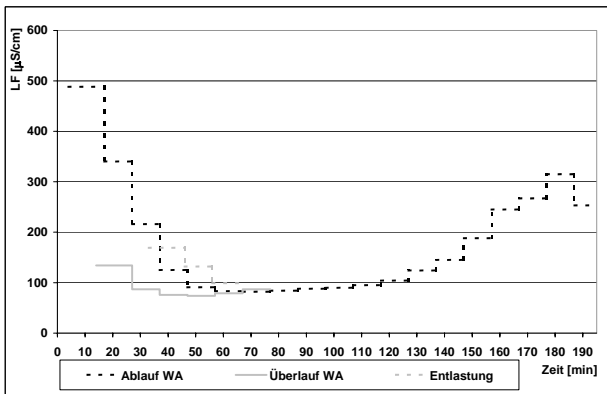
CSB-Konzentration und Glühverlust während des Regenereignisses vom 10.07.2002



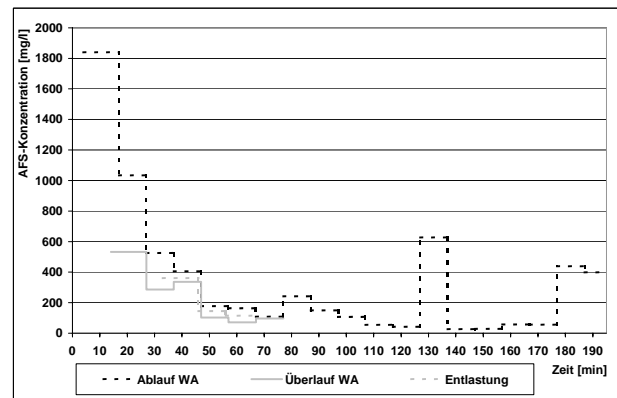
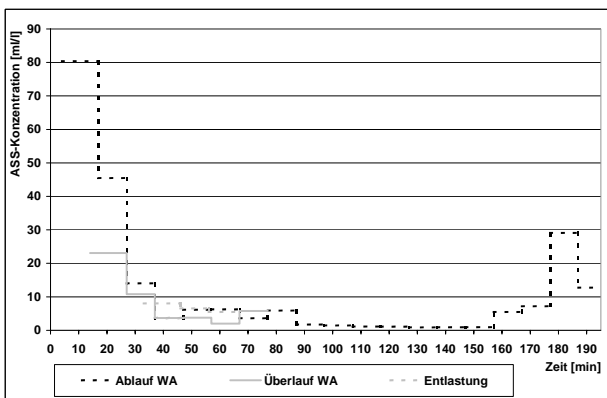
Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses vom 10.07.2002

Für das Regenereignis vom 30.07.2003 siehe Seite A12f

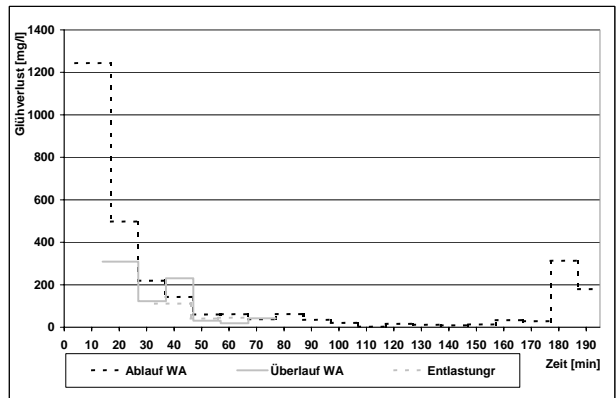
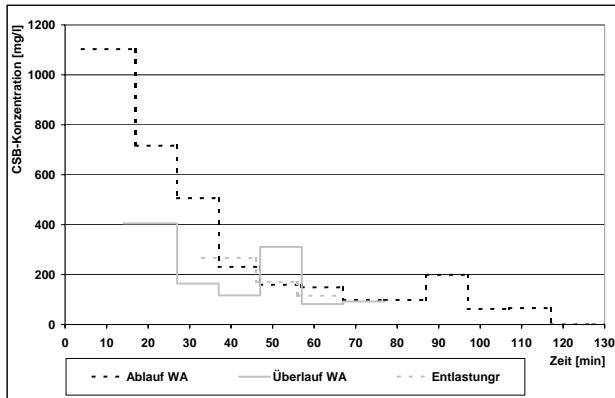
Regenereignis vom 06.09.2003



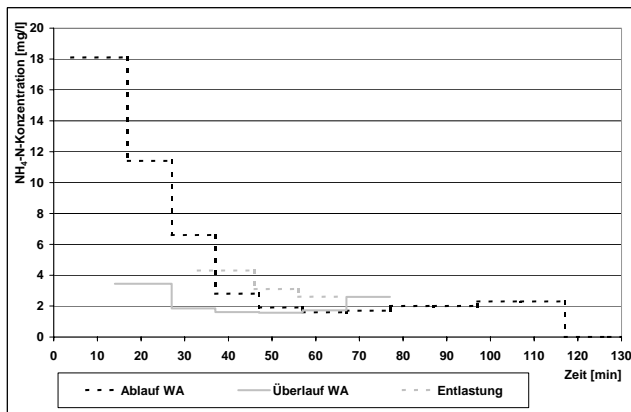
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses vom 06.09.2003



ASS-und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses vom 06.09.2003

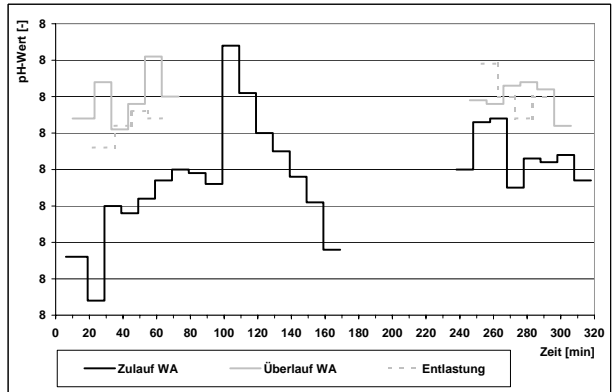
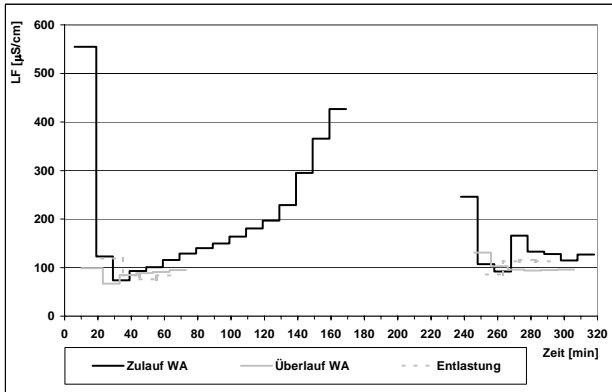


CSB-Konzentration und Glühverlust während des Regenereignisses vom 06.09.2003

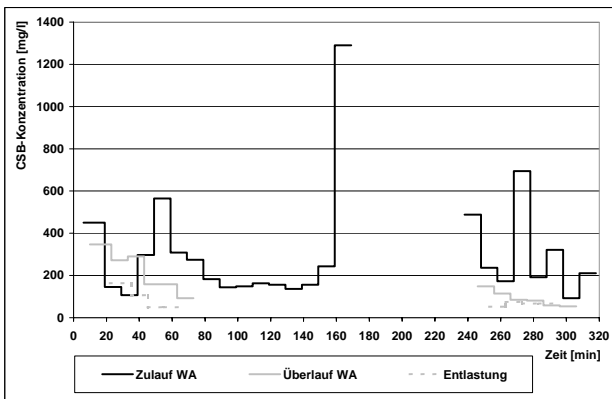
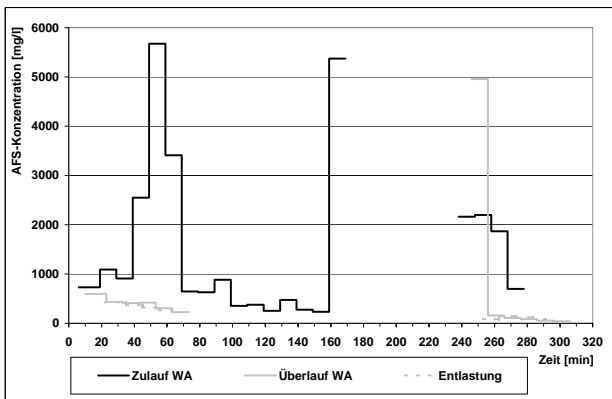


Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses vom 06.09.2003

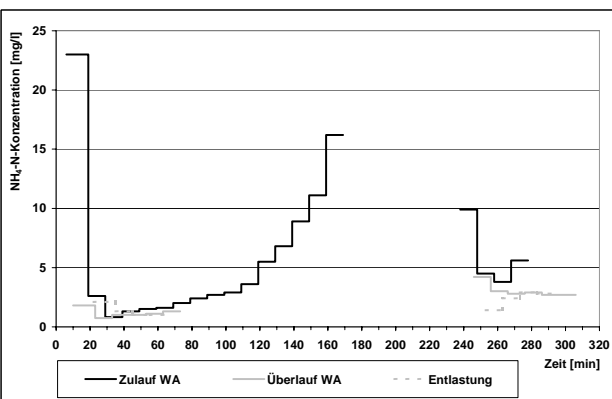
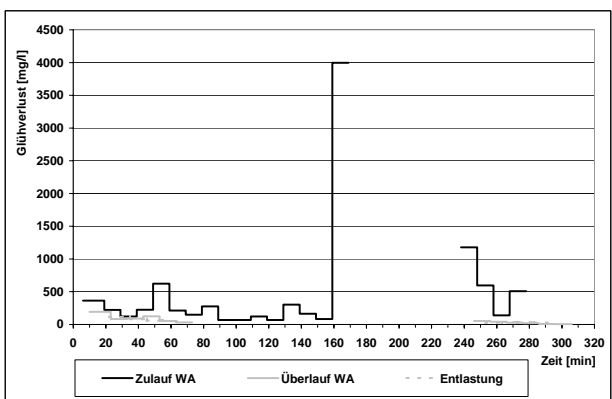
Regenereignis vom 10.06.2004



Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses am 10.06.2004



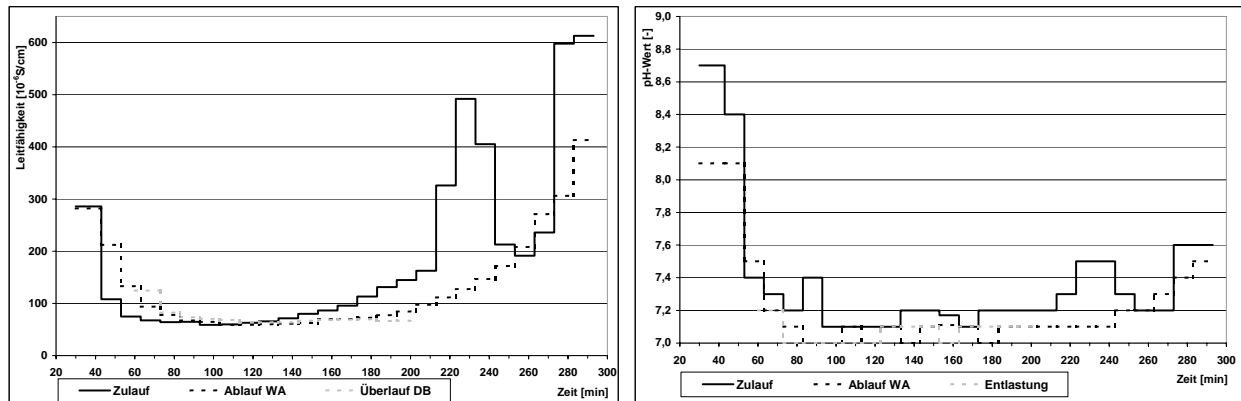
AFS- und CSB-Konzentrationen während des Regenereignisses am 10.06.2004



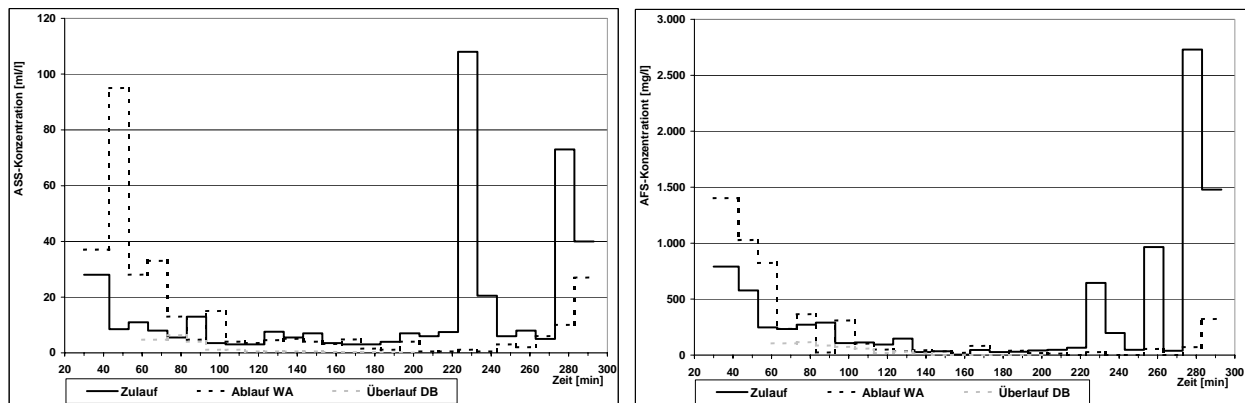
Glühverlust und Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses am 10.06.2004

A 1.3 Ganglinien der Überlaufereignisse der Bauwerksstraße 1

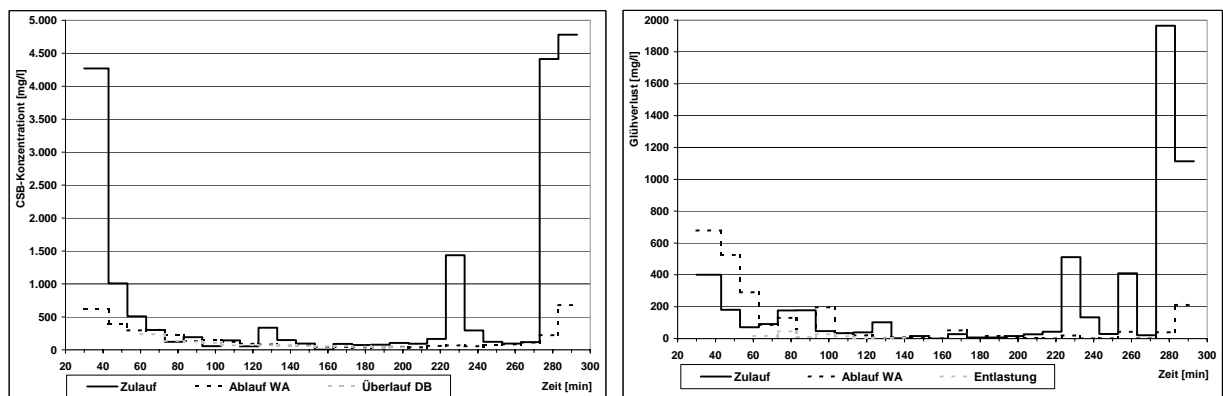
Regenereignis vom 20.08.2002



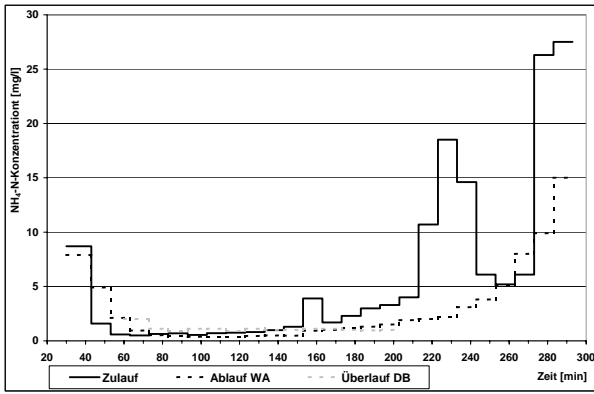
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses vom 20.08.2002



ASS- und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses vom 20.08.2002

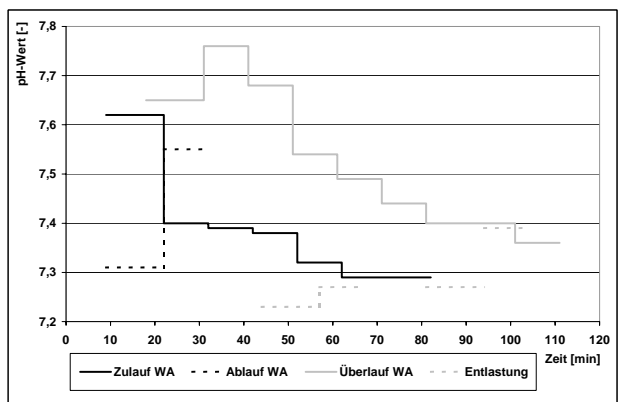
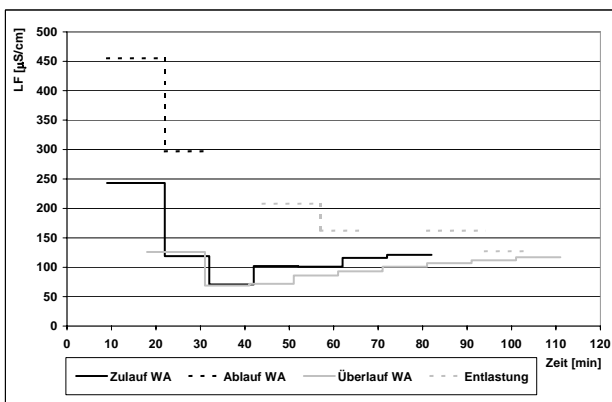


CSB-Konzentration und Glühverlust während des Regenereignisses vom 20.08.2002

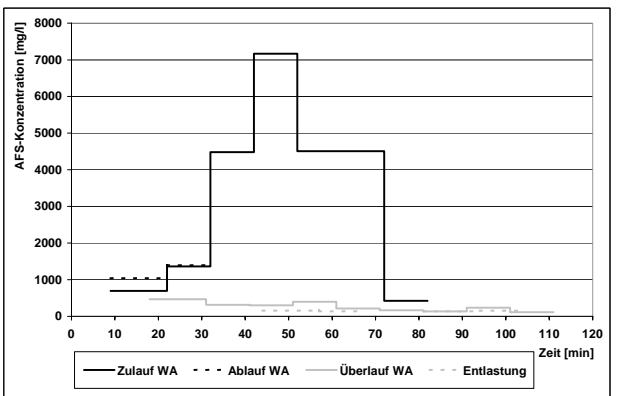
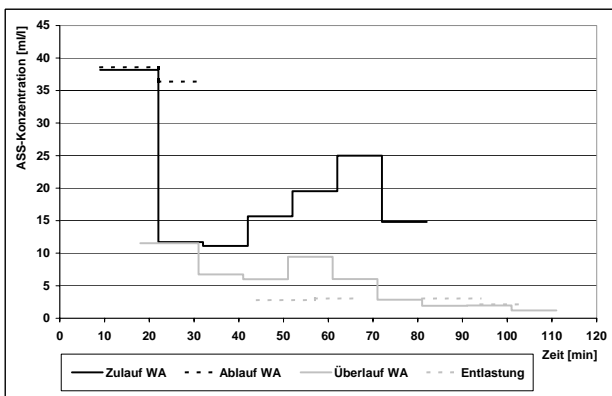


Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses vom 20.08.2002

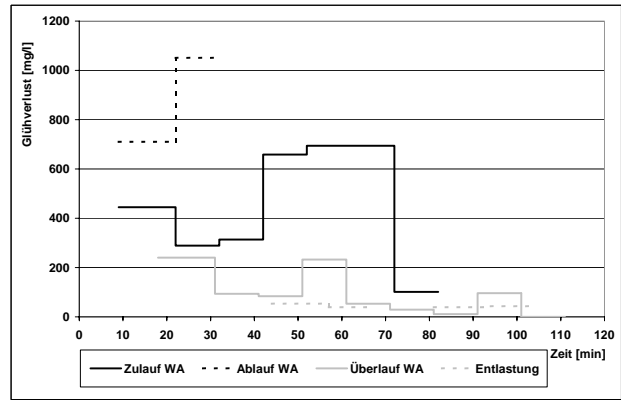
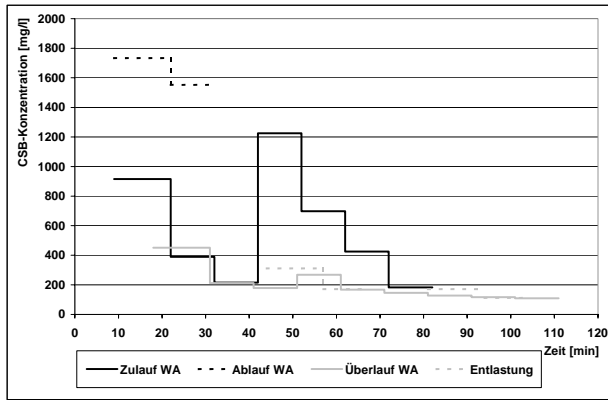
Regenereignis vom 30.07.2003



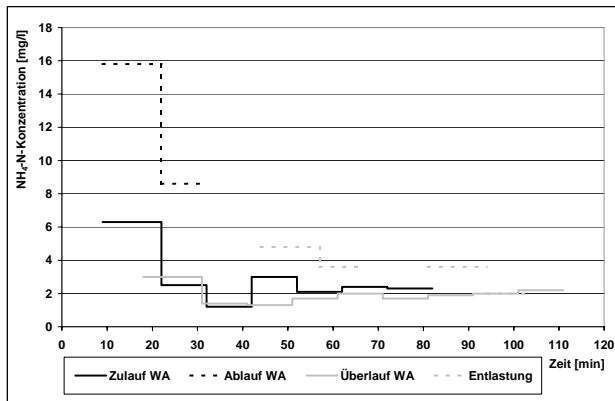
Leitfähigkeit und pH-Wert während des Regenereignisses vom 30.07.2003



ASS-und AFS-Konzentrationen während des Regenereignisses vom 30.07.2003



CSB-Konzentration und Glühverlust während des Regenereignisses vom 30.07.2003



Ammoniumstickstoffkonzentration während des Regenereignisses vom 30.07.2003

A 2 Volumenbilanzen

A 2.1 Volumenbilanzierung

Bilanz vom Beginn bis zum Ende des Einstaus der Wirbelabscheider.
Durchgeführt nur für Ausgewählte Ereignisse, die zur Teilfüllung der Wirbelabscheider geführt haben.

Globale Volumenbilanz

Ereignis		Globale Volumenbilanzen														
Datum	Uhrzeit	Ende Datum	Ende Uhrzeit	Dauer [min]	$V_{zu,ges}$ [m ³]	$V_{ab,ges}$ [m ³]	$V_{Sp,DB}$ [m ³]	V_{ku} [m ³]	$\Delta V(abs.)$ [m ³]	$\Delta V(rel.)$ [%]	t_{ki} [min]	$V_{P-Summr,KS}$ [m ³]	V_{PW} [m ³]	$\Delta V(abs.)$ [m ³]	$\Delta V(rel.)$ [%]	Ant. V_{PW} [%]
03.07.2002	18:00	03.07.2002	21:00	150	1477	1497	0	0	-20	-1	0	23	1492	-38	-3	100
03.07.2002	22:00	04.07.2002	02:00	240	1553	1475	0	0	78	5	0	10	1485	58	4	100
07.08.2002	15:00	07.08.2002	17:00	117	891	937	0	0	-46	-5	0	-18	981	-72	-8	100
12.08.2002	15:30	12.08.2002	17:35	125	1040	1092	0	0	-52	-5	0	-10	1119	-69	-7	100
19.08.2002	23:00	20.08.2002	01:30	130	1137	1168	0	0	-31	-3	0	26	1140	-29	-3	100
03.07.2003	08:30	03.07.2003	10:50	94	919	651	0	0	268	29	0	-17	716	220	24	100
04.07.2003	18:30	04.07.2003	20:15	105	1253	1149	0	0	104	8	0	-16	1070	199	16	100
21.07.2003	10:15	21.07.2003	12:20	125	1054	1092	0	0	-38	-4	0	-6	1176	-116	-11	100
26.07.2003	04:30	26.07.2003	07:30	115	1159	1207	0	0	-48	-4	0	-10	1215	-46	-4	100
27.07.2003	19:45	27.07.2003	22:30	165	1813	1871	0	0	-58	-3	0	41	1886	-114	-6	100
18.08.2003	19:50	18.08.2003	21:40	90	835	745	0	0	90	11	0	62	766	7	1	100

Interne Volumenbilanz

Ereignis Datum	Interne Volumenbilanzen Wirbelabscheiderstufe											
	$V_{zu,WA1}$ [m ³]	$V_{ab,WA1}$ [m ³]	$V_{ü,WA1}$ [m ³]	$t_{ü,WA1}$ [min]	$\Delta V(abs.)$ [m ³]	$\Delta V(rel.)$ [%]	$V_{zu,WA2}$ [m ³]	$V_{ab,WA2}$ [m ³]	$V_{ü,WA2}$ [m ³]	$t_{ü,WA2}$ [min]	$\Delta V(abs.)$ [m ³]	$\Delta V(rel.)$ [%]
23.06.2002	537	559	0	0	-22	-4	301	340	0	0	-39	-13
03.07.2002	897	873	0	0	24	3	580	617	0	0	-37	-6
03.07.2002	901	891	0	0	10	1	652	584	0	0	68	10
07.08.2002	553	576	0	0	-23	-4	338	360	0	0	-22	-7
12.08.2002	639	654	0	0	-15	-2	401	438	0	0	-37	-9
19.08.2002	692	699	0	0	-7	-1	445	469	0	0	-24	-5
03.07.2003	784	595	0	0	189	24	135	56	0	0	79	59
04.07.2003	906	850	0	0	56	6	347	299	0	0	48	14
21.07.2003	650	672	0	0	-22	-3	404	419	0	0	-15	-4
26.07.2003	733	732	0	0	1	0	427	474	0	0	-47	-11
27.07.2003	1073	1063	0	0	10	1	740	805	0	0	-65	-9
18.08.2003	791	715	0	0	76	10	44	30	0	0	14	32

$V_{zu,ges}$: Zuflussvolumen
 $V_{ab,ges}$: Abflussvolumen aus Wirbelabscheidern und Durchlaufbecken zum Pumpwerk
 $V_{ü,ges}$: Entlastungsvolumen ins Gewässer
 $V_{Sp,WA}$: Aktiviertes Speichervolumen Wirbelabscheider
 $V_{Sp,DB}$: Aktiviertes Speichervolumen Durchlaufbecken

A 2.2 Volumenbilanzierung für Wirbelabscheiderüberlaufereignisse

Bilanz vom Beginn bis des Einstaus der Wirbelabscheider bis zum Ende des Überlaufs der Wirbelabscheider. Durchgeführt nur für Ausgewählte Ereignisse, die zur Teilfüllung der Durchlaufbecken geführt haben.

Globale Volumenbilanz

Ereignis			Globale Volumenbilanzen													
Datum	Beginn Uhrzeit	Ende Datum Uhrzeit	Dauer [min]	V _{zuges} [m³]	V _{ab,ges} [m³]	V _{Sp,WA} [m³]	V _{Sp,DB} [m³]	V _{KU} [m³]	ΔV(abs.) [m³]	ΔV(rel.) [%]	t _{KU} [min]	V _{P-Sumf,KS} [m³]	V _{PW} [m³]	ΔV(abs.) [m³]	ΔV(rel.) [%]	Ant. V _{PW} [%]
02.06.2003	06:30	02.06.2003	09:30	54	1448	426	216	0	284	20	0	33	501	272	19	100
08.06.2003	18:00	08.06.2003	21:30	67	1032	426	87	0	50	5	0	44	429	46	4	100
12.06.2003	19:00	13.06.2003	01:30	101	1815	426	750	0	107	6	0	46	495	98	5	100
03.07.2003	16:45	03.07.2003	20:50	136	4954	427	2153	0	302	6	0	40	1916	418	8	100
24.07.2003	02:50	24.07.2003	04:50	43	2111	426	1060	0	86	4	0	42	485	98	5	100
11.09.2003	00:55	11.09.2003	04:05	91	3377	426	1693	0	77	2	0	36	1127	95	3	100
27.11.2003	03:00	27.11.2003	14:00	386	6539	426	528	0	262	4	0	37	5231	317	5	100

Interne Volumenbilanz

Interne Volumenbilanzen Wirbelabscheiderstufe														
Datum	V _{zu,WA1} [m³]	V _{ab,WA1} [m³]	V _{Sp,WA1} [m³]	V _{KU,B1} [m³]	t _{KU,WA1} [min]	ΔV(abs.) [m³]	ΔV(rel.) [%]	V _{zu,WA2} [m³]	V _{ab,WA2} [m³]	V _{Sp,WA2} [m³]	V _{KU,B2} [m³]	t _{KU,WA2} [min]	ΔV(abs.) [m³]	ΔV(rel.) [%]
02.06.2003	796	291	213	120	25	172	22	652	230	213	81	25	128	20
08.06.2003	605	284	213	46	21	62	10	427	186	213	29	18	-1	0
12.06.2003	999	316	213	424	60	46	5	815	211	213	324	55	67	8
03.07.2003	2586	1074	213	1288	61	11	0	2368	913	214	960	53	281	12
24.07.2003	1122	311	213	596	25	2	0	988	222	213	450	24	103	10
11.09.2003	1859	642	213	942	46	62	3	1517	539	213	733	43	32	2
27.11.2003	3562	2831	213	354	131	164	5	2977	2486	213	181	117	97	3

Interne Volumenbilanzen Durchlaufbeckenstufe														
Datum	V _{zu,B1} [m³]	V _{Sp,B1} [m³]	V _{ab,B1} [m³]	V _{KU,B1} [m³]	t _{KU,B1} [min]	ΔV(abs.) [m³]	ΔV(rel.) [%]	V _{zu,B2} [m³]	V _{Sp,B2} [m³]	V _{ab,B2} [m³]	V _{KU,B2} [m³]	t _{KU,B2} [min]	ΔV(abs.) [m³]	ΔV(rel.) [%]
02.06.2003	120	128	0	0	0	-8	-7	81	88	1	0	0	8	-10
08.06.2003	46	52	0	0	0	-6	-13	29	35	0	0	0	-6	-21
12.06.2003	424	426	1	0	0	-3	-1	324	324	4	0	0	-4	-1
03.07.2003	1288	1242	41	0	0	5	0	960	910	45	0	0	5	1
24.07.2003	596	608	0	0	0	-12	-2	450	452	6	0	0	-8	-2
11.09.2003	942	952	0	0	0	-10	-1	733	741	0	0	0	-8	-1
27.11.2003	354	351	2	0	0	1	0	181	177	4	0	0	0	0

V_{zu,ges}: Zuflussvolumen
V_{ab,ges}: Abflussvolumen aus Wirbelabscheidern und Durchlaufbecken zum Pumpwerk
V_{ü,ges}: Entlastungsvolumen ins Gewässer
V_{Sp,WA}: Aktiviertes Speichervolumen Wirbelabscheider
V_{Sp,DB}: Aktiviertes Speichervolumen Durchlaufbecken

A 2.3 Volumenbilanzierung für Durchlaufbeckenüberlaufereignisse

Bilanz über Gesamtereignis vom Beginn des Einstaus der Wirbelscheider bis zum Ende der Entlastung in das Gewässer. Durchgeführt nur für ausgewählte Ereignisse, die zu Entlastungen ins Gewässer geführt haben.

Globale Volumenbilanz

Ereignis			Globale Volumenbilanzen																		
Beginn	Ende	Dauer	V _{zu,ges}	V _{ab,ges}	V _{sp,wa}	V _{sp,db}	V _{ku}	V _{ab,abs}	V _{zu,wa2}	V _{ab,wa2}	V _{sp,wa2}	V _{sp,db2}	V _{ku2}	V _{ab,abs2}	V _{pw}	V _{p-summe,ks}	t _{ku}	ΔV(abs.)	ΔV(rel.)	Ant. V _{pw}	
Datum	Uhrzeit	[min]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[min]	[m³]	[%]	[%]	[%]
10.07.2002	10:00	11:07.2002	255	11223	2423	428	2608	5357	407	4	139	129	2266	435	4	30					
30.07.2002	21:00	31:07.2002	160	6142	1005	426	2596	2140	-25	0	107	55	975	-50	-1	31					
01.08.2002	19:00	02:08.2002	166	8501	1829	427	2605	2969	671	8	130	64	1770	1093	13	37					
20.08.2002	19:08	21:08.2001	09:16	156	9160	1046	425	2597	4563	529	6	103	56	996	948	10	18				
30.07.2003	19:20	30:07.2003	00:00	108	4891	1443	426	2525	116	381	8	30	46	1390	388	8	92				
06.09.2003	20:00	06:09.2003	23:05	73	4730	782	426	2601	539	382	8	31	34	747	383	8	58				
13.12.2003	22:00	14:12.2003	05:00	309	13284	4029	426	2604	5652	573	4	210	36	3977	589	4	41				
08.01.2004	18:50	10:01.2004	09:00	253	9195	3294	426	2616	3507	-648	-7	127	41	3225	-620	-7	48				
11.01.2004	11:50	14:01.2004	17:00	290	12865	4173	426	2607	6245	-586	-5	191	27	4129	-569	-4	40				
21.03.2004	00:50	22:03.2004	07:00	560	12527	6508	426	2616	2492	485	4	202	26	6480	487	4	72				
10.06.2004	16:00	11:06.2004	11:00	295	9755	3020	427	2605	3197	506	5	95	15	3197	314	3	50				

Interne Volumenbilanz

Interne Volumenbilanzen Wirbelscheiderstufe														
Ereignis	V _{zu,wa1}	V _{ab,wa1}	V _{sp,wa1}	V _{ku,wa1}	V _{zu,wa2}	V _{ab,wa2}	V _{sp,wa2}	V _{ku,wa2}	V _{zu,wa2}	V _{ab,wa2}	V _{sp,wa2}	V _{ku,wa2}	ΔV(abs.)	ΔV(rel.)
Datum	[m³]	[m³]	[m³]	[min]	[m³]	[m³]	[m³]	[min]	[m³]	[m³]	[m³]	[min]	[m³]	[%]
10.07.2002	5862	1434	214	4075	155	139	2	5361	978	214	3891	156	278	5
30.07.2002	3186	544	213	2508	137	-79	-2	2956	462	213	2230	138	51	2
01.08.2002	4363	988	213	2942	146	220	5	4138	841	214	2645	143	438	11
20.08.2002	4786	658	213	3702	117	213	4	4374	388	213	3464	115	309	7
16.07.2003	5487	951	213	4038	94	285	5	4940	716	213	3857	94	154	3
30.07.2003	2549	778	213	1435	71	123	5	2342	665	213	1212	73	252	11
06.09.2003	2465	458	213	1678	54	116	5	2265	324	213	1456	51	272	12
13.12.2003	6922	2154	213	4271	265	284	4	6362	1875	213	3991	269	283	4
08.01.2004	4814	1736	213	3362	211	-497	-10	4381	1558	213	2763	208	-153	-3
11.01.2004	6731	2235	213	4588	249	-285	-4	6134	1938	213	4282	246	-299	-5
21.03.2004	6514	3350	213	2748	297	203	3	6013	3158	213	2398	281	244	4
10.06.2004	5123	1626	213	3170	91	114	2	4632	1181	213	2918	98	320	7

Interne Volumenbilanzen Durchlaufbeckenstufe														
Ereignis	V _{zu,db1}	V _{ab,db1}	V _{sp,db1}	V _{ku,db1}	V _{zu,db2}	V _{ab,db2}	V _{sp,db2}	V _{ku,db2}	V _{zu,db2}	V _{ab,db2}	V _{sp,db2}	V _{ku,db2}	ΔV(abs.)	ΔV(rel.)
Datum	[m³]	[m³]	[m³]	[min]	[m³]	[m³]	[m³]	[min]	[m³]	[m³]	[m³]	[min]	[m³]	[%]
10.07.2002	4075	1305	3	2770	138	-3	0	3891	1302	9	2587	133	-7	0
30.07.2002	2508	1296	0	1209	105	3	0	2230	1300	0	928	93	2	0
01.08.2002	2942	1300	0	1636	127	6	0	2645	1305	0	1330	123	10	0
20.08.2002	3702	1299	0	2400	101	3	0	3464	1298	0	2159	96	7	0
16.07.2003	4038	1296	4	2748	69	-10	0	3857	1296	0	2567	66	-6	0
30.07.2003	1435	1304	0	116	30	15	1	1212	1220	0	0	0	-8	-1
06.09.2003	1678	1301	0	381	31	-4	0	1456	1300	0	157	22	-1	0
13.12.2003	4271	1303	0	2963	210	5	0	3991	1301	0	2689	200	1	0
08.01.2004	3362	1307	0	2056	127	-1	0	2763	1309	0	1450	116	4	0
11.01.2004	4568	1304	0	3266	191	-2	0	4282	1303	0	2978	176	1	0
21.03.2004	2748	1308	0	1425	198	15	1	2398	1308	0	1067	174	23	1
10.06.2004	3170	1305	212	1545	198	81	3	2918	1300	0	1550	85	68	2

V_{zu,ges}: Zuflussvolumen
V_{ab,ges}: Abflussvolumen aus Wirbelscheidern und Durchlaufbecken zum Pumpwerk
V_{u,ges}: Entlastungsvolumen ins Gewässer
V_{sp,wa}: Aktiviertes Speichervolumen Wirbelscheider
V_{sp,db}: Aktiviertes Speichervolumen Durchlaufbecken

A 3 Wirkungsgrade und Effektivitäten

A 3.1 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Wirbelabscheider 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle

Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1 (Überlaufperiode II)

Regenereignis: 3.7.2003

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlauffrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: 39 min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: 81 min

Beginn der Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: 70 min

Ende Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Wirbelabscheider 1: 108 min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N	
ZU	V _V	m ³ 1257						
	V _B	m ³ 850						
	B	kg; m ³	617	8	426	n.b.	272	2,8
	C _M	mg/l; ml/l	725	10	501	n.b.	320	3,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	1655	33	2520	n.b.	616	5,0
AB	V	m ³ 292						
	B	kg; m ³	169	3	164	n.b.	52	0,7
	C _M	mg/l; ml/l	581	9	564	n.b.	179	2,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	1159	13	1259	n.b.	266	2,7
ÜB	V	m ³ 1024						
	B	kg; m ³	262	6	215	n.b.	82	2,3
	C _M	mg/l; ml/l	256	6	210	n.b.	80	2,2
	C _{max}	mg/l; ml/l	355	8	244	n.b.	130	3,1
q _A	m/h	24,4						
t _A	min	6,5						
η _{H₂O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	% 18,5						
η _B	%	57,5	24,0	49,5	n.b.	69,9	18,4	
Effektivität	%	39,0	5,5	31,0	n.b.	51,4	-0,1	

Alternativ (nach Geiger u. Hübner (1994):

η _{H₂O}	[AB/(AB+Ü)]	% 22,2					
η _B	%	39,3	29,1	43,3	n.b.	38,9	22,7
Effektivität	%	17,1	6,9	21,2	n.b.	16,7	0,6

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{C_M}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	64,7	36,9	58,1	n.b.	75,0	32,3
----------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{C_{max}}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	78,6	74,1	90,3	n.b.	78,9	38,0
------------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Volumen-/Frachtbilanz:

dV	m ³	-59					
dV	%	-4,7					
dFracht	kg	186	-1	46	n.b.	138	0
dFracht	%	30,1	-7,2	10,9	n.b.	50,7	-5,6

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1

Regenereignis: 24.7.2003

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlaufrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: 12 min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: 24 min

Beginn der Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: 17 min

Ende Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Wirbelabscheider 1: 43 min

			AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V _V	m ³	791					
	V _B	m ³	589					
	B	kg; m ³	952	11	507	n.b.	406	3,8
	C _M	mg/l; ml/l	1617	18	862	n.b.	690	6,5
	C _{max}	mg/l; ml/l	2014	22	921	n.b.	794	7,9
AB	V	m ³	202					
	B	kg; m ³	302	4	111	n.b.	95	1,3
	C _M	mg/l; ml/l	1496	18	552	n.b.	470	6,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	1617	27	846	n.b.	708	10,1
ÜB	V	m ³	596					
	B	kg; m ³	n.b.	9	272	n.b.	n.b.	2,8
	C _M	mg/l; ml/l	n.b.	15	456	n.b.	n.b.	4,7
	C _{max}	mg/l; ml/l	n.b.	16	468	n.b.	n.b.	5,0
q _A		m/h	21,9					
t _A		min	7,2					
η _{H₂O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	24,6					
η _B		%	n.b.	18,1	46,5	n.b.	n.b.	26,9
Effektivität		%	n.b.	-6,5	21,9	n.b.	n.b.	2,3

Alternativ (nach Geiger u. Hübner (1994):

η _{H₂O}	[AB/(AB+Ü)]	%	25,3					
η _B		%	n.b.	29,8	29,1	n.b.	n.b.	31,2
Effektivität		%	n.b.	4,6	3,8	n.b.	n.b.	5,9

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{C_M}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	n.b.	19,1	47,1	n.b.	n.b.	27,8
----------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{C_{max}}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	n.b.	29,8	49,2	n.b.	n.b.	36,7
------------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Volumen-/Frachtbilanz:

dV	m ³	-7						
dV	%	-0,9						
dFracht	kg	n.b.	-2	124	n.b.	n.b.	0	
dFracht	%	n.b.	-16,8	24,5	n.b.	n.b.	-6,2	

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1

Regenereignis: 30.7.2003

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlaufrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: 14 min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH4-N einen Wert von ca. 0% ergibt: 45 min

Beginn der Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: 18 min

Ende Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Wirbelabscheider 1: 110 min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH4-N	
ZU	V _V	m ³ 2254						
	V _B	m ³ 1647						
	B	kg; m ³	4030	30	880	n.b.	595	5,2
	C _M	mg/l; ml/l	2447	18	534	n.b.	361	3,1
	C _{max}	mg/l; ml/l	7164	38	1225	n.b.	659	6,3
AB	V	m ³ 691						
	B	kg; m ³	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	C _M	mg/l; ml/l	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	C _{max}	mg/l; ml/l	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
ÜB	V	m ³ 1435						
	B	kg; m ³	550	13	476	n.b.	242	3,3
	C _M	mg/l; ml/l	383	9	332	n.b.	169	2,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	463	12	451	n.b.	241	3,0
q _A		m/h 18,3						
t _A		min 8,8						
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	% 36,3						
η _B		%	86,4	57,4	45,9	n.b.	59,3	36,4
Effektivität		%	50,0	21,1	9,6	n.b.	23,0	0,1

Alternativ nach Geiger u. Hübner (1994):

η _{H2O}	[AB/(AB+Ü)]	% 32,5						
η _B		%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Effektivität		%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{C_M}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	84,4	51,1	37,9	n.b.	53,3	27,1
----------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{C_{max}}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	93,5	69,9	63,2	n.b.	63,5	52,4
------------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Volumen-/Frachtbilanz:

dV	m ³	128					
dV	%	5,7					
dFracht	kg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
dFracht	%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

Probennahme im Ablaufschacht vorzeitig ausgefallen

Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1

Regenereignis: 11.9.2003

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlaufrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: 29 min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH4-N einen Wert von ca. 0% ergibt: 56 min

Beginn der Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: 43 min

Ende Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Wirbelabscheider 1: 91 min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH4-N
ZU	V _V	m ³ 1264					
	V _B	m ³ 880					
	B	287	33	275	n.b.	209	2,1
	C _M	326	37	312	n.b.	237	2,4
	C _{max}	432	46	420	n.b.	343	4,6
AB	V	m ³ 353					
	B	174	2	82	n.b.	35	1,1
	C _M	494	6	231	n.b.	100	3,2
	C _{max}	759	11	462	n.b.	180	5,0
ÜB	V	m ³ 942					
	B	111	4	88	n.b.	47	1,6
	C _M	118	4	94	n.b.	50	1,7
	C _{max}	143	5	139	n.b.	61	2,0
q _A		m/h 19,5					
t _A		min 8,2					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	% 25,5					
η _B		61,4	88,3	67,9	n.b.	77,5	25,4
Effektivität		35,9	62,8	42,4	n.b.	52,0	-0,1

Alternativ (nach Geiger u. Hübner (1994):

		% 27,3					
η _{H2O}	[AB/(AB+Ü)]	% 27,3					
η _B		61,2	34,1	48,1	n.b.	42,9	41,3
Effektivität		33,9	6,8	20,8	n.b.	15,6	14,0

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	63,9	89,1	70,0	n.b.	79,0	30,3

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	66,9	88,3	66,9	n.b.	82,3	56,5

Volumen-/Frachtbilanz:

dV	m ³	-31					
dV	%	-2,4					
dFracht	kg	2	27	105	n.b.	127	-1
dFracht	%	0,6	82,3	38,1	n.b.	60,7	-27,1

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

Probennahme im Ablaufschacht vorzeitig ausgefallen

Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1

Regenereignis: 8.10.2003

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlaufrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: 89 min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH4-N einen Wert von ca. 0% ergibt: 121 min

Beginn der Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: 114 min

Ende Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Wirbelabscheider 1: 139 min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH4-N	
ZU	V _V	m ³	395					
	V _B	m ³	330					
	B	kg; m ³	118	11	157	n.b.	104	2,4
	C _M	mg/l; ml/l	358	34	476	n.b.	314	7,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	526	77	975	n.b.	493	14,5
AB	V	m ³	193					
	B	kg; m ³	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	C _M	mg/l; ml/l	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	C _{max}	mg/l; ml/l	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
ÜB	V	m ³	200					
	B	kg; m ³	12	1	13	n.b.	6	1,2
	C _M	mg/l; ml/l	58	3	67	n.b.	31	6,2
	C _{max}	mg/l; ml/l	81	6	83	n.b.	42	6,5
q _A		m/h	11,3					
t _A		min	14,0					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	49,3					
η _B		%	90,1	95,3	91,5	n.b.	94,0	48,4
Effektivität		%	40,8	46,0	42,2	n.b.	44,6	-0,9

Alternativ (nach Geiger u. Hübner (1994):

η _{H2O}	[AB/(AB+Ü)]	%	49,0					
η _B		%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Effektivität		%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{C_M}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	83,7	92,2	86,0	n.b.	90,0	15,0
----------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{C_{max}}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	84,7	92,3	91,5	n.b.	91,6	55,2
------------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Volumen-/Frachtbilanz:

dV	m ³	2						
dV	%	0,5						
dFracht	kg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
dFracht	%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

Probennahme im Ablauf vorzeitig ausgefallen

Wirkungsgrad und Effektivität von Wirbelabscheider 1 (Überlaufperiode II)

Regenereignis: 10.6.2004

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlauffrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: 238 min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH4-N einen Wert von ca. 0% ergibt: 248 min

Beginn der Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: 246 min

Ende Ab- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Wirbelabscheider 1: 293 min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH4-N	
ZU	V _V	m ³ 712						
	V _B	m ³ 287						
	B	kg; m ³	620	n.b.	140	44	338	2,8
	C _M	mg/l; ml/l	2162	n.b.	489	152	1177	9,9
	C _{max}	mg/l; ml/l	2162	n.b.	489	n.b.	1177	23,0
AB	V	m ³ 266						
	B	kg; m ³	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	C _M	mg/l; ml/l	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	C _{max}	mg/l; ml/l	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
ÜB	V	m ³ 499						
	B	kg; m ³	1804	n.b.	68	24	25	1,9
	C _M	mg/l; ml/l	3617	n.b.	137	48	50	3,9
	C _{max}	mg/l; ml/l	4955	n.b.	149	51	55	4,2
q _A		m/h	11,2					
t _A		min	14,3					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	29,9					
η _B		%	-190,8	n.b.	51,3	n.b.	92,7	32,4
Effektivität		%	-220,7	n.b.	21,4	n.b.	62,7	2,4

Alternativ (nach Geiger u. Hübner (1994)):

η _{H2O}	[AB/(AB+Ü)]	%	34,8				
η _B		%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Effektivität		%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	-67,3	n.b.	72,0	n.b.	95,8	61,1
-----------------	--------------	---	-------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	-129,2	n.b.	69,6	n.b.	95,3	81,7
-------------------	--------------	---	--------	------	------	------	------	------

Volumen-/Frachtbilanz:

dV	m ³	-53					
dV	%	-7,4					
dFracht	kg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
dFracht	%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

A 3.2 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle während der Sedimentationsphase

Wirkungsgrad und Effektivität von Durchlaufbecken 1

Regenereignis:

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1: min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1: min

			AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V	m ³	2101					
	B	kg; m ³	906	30	552	n.b.	426	3,8
	C _M	mg/l; ml/l	431	14	263	n.b.	203	2
	C _{max}	mg/l; ml/l	494	17	291	n.b.	239	2,1
ÜB	V	m ³	2767					
	B	kg; m ³	164	1	297	n.b.	41	3,8
	C _M	mg/l; ml/l	59	0	107	n.b.	15	1,4
	C _{max}	mg/l; ml/l	106	1	156	n.b.	35	1,9
q _A		m/h	3,6					
t _A		min	48,6					
η _{H₂O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	0,0					
η _B		%	81,9	96,2	46,2	n.b.	90,4	0,3
Effektivität		%	81,9	96,2	46,2	n.b.	90,4	0,3

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{C_M}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	86,3	97,1	59,1	n.b.	92,7	24,3
----------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{C_{max}}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	78,5	94,1	46,2	n.b.	85,3	6,8
------------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-----

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

Bilanzierung erfasst die Wirkung von Durchlaufbecken 1 ohne Fangwirkung

Wirkungsgrad und Effektivität der Durchlaufbecken 1 mit Zuflussbilanzierung nach stofflichem Kriterium (Sedimentationswirkung)

Regenereignis:

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1: min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1: min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N	
ZU	V	m ³ 116						
	B	53	1,0	52	n.b.	28	0,30	
	C _M	457	8,6	448	n.b.	241	2,6	
	C _{max}	463	11,5	451	n.b.	241	3,0	
ÜB	V	m ³ 116						
	B	12	0,2	17	n.b.	4	0,29	
	C _M	101	1,7	150	n.b.	32	2,5	
	C _{max}	154	3,0	311	n.b.	54	4,8	
q _A		m/h 2,23						
t _A		min 74,7						
η _{H₂O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%						
η _B		78,0	79,8	66,6	n.b.	86,7	4,7	
Effektivität		77,9	79,7	66,5	n.b.	86,6	4,6	

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	78,0	79,8	66,6	n.b.	86,7	4,6
-----------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-----

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	66,7	73,6	31,1	n.b.	77,8	-60,0
-------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-------

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

Bilanzierung erfasst die Wirkung von Durchlaufbecken 1 ohne Fangwirkung

**Wirkungsgrad und Effektivität der Durchlaufbecken 1
mit Zuflussbilanzierung nach stofflichem Kriterium**

Regenereignis:

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt
des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1: min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität
des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des
Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1: min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V _{zu}	m ³ 403					
	B	228	9,9	174	n.b.	133	1,5
	C _M	566	25	432	n.b.	330	3,7
	C _{max}	532	23	405	n.b.	309	3,5
ÜB	V	m ³ 381					
	B	107	3	87	n.b.	33	1,5
	C _M	282	7	229	n.b.	87	3,8
	C _{max}	360	8	267	n.b.	111	4,3
q _A		m/h 4,0					
t _A		min 37,3					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%					
η _B	[(ZU-ÜB)/ZU]	52,9	71,5	49,9	n.b.	75,1	2,4
Effektivität		52,9	71,5	49,9	n.b.	75,1	2,4

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	50,2	69,9	47,1	n.b.	73,7	-3,1
-----------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	32,4	65,4	34,2	n.b.	64,1	-22,9
-------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-------

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

Bilanzierung erfasst die Wirkung von Durchlaufbecken 1 ohne Fangwirkung

**Wirkungsgrad und Effektivität von Durchlaufbecken 1 (Überlaufperiode I)
mit Zuflussbilanzierung nach stofflichem Kriterium**

Regenereignis:

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt min
des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1:

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität
des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des
Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1: min

			AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V	m ³	1041					
	B	kg; m ³	621	n.b.	361	59	202	1,9
	C _M	mg/l; ml/l	597	n.b.	347	57	194	1,8
	C _{max}	mg/l; ml/l	597	n.b.	347	57	194	1,8
ÜB	V	m ³	1277					
	B	kg; m ³	472	n.b.	142	47	111	1,9
	C _M	mg/l; ml/l	370	n.b.	111	37	87	1,5
	C _{max}	mg/l; ml/l	424	n.b.	163	50	117	2,1
q _A		m/h	6,8					
t _A		min	26,6					
η _{H₂O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	0,0					
η _B		%	24,0	n.b.	60,7	20,0	45,2	-2,7
Effektivität		%	24,0	n.b.	60,7	20,0	45,2	-2,7

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	38,0	n.b.	68,0	34,7	55,4	16,3
-----------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	28,9	n.b.	53,0	11,5	39,7	-16,7
-------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-------

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

Bilanzierung erfasst die Wirkung von Durchlaufbecken 1 ohne Fangwirkung
Fangwirkung wegen fehlender Wirbalabscheiderüberlaufproben nicht berechenbar

A 3.3 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Durchlaufbecken 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle über gesamte Beschickungsdauer

Wirkungsgrad und Effektivität von Durchlaufbecken 1 über gesamte Beschickungsdauer

Regenereignis: 10.7.2002

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1: 87 min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1¹: 240 min

			AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V	m ³	4073					
	B	kg; m ³	1009	34	702	n.b.	450	5,7
	C _M	mg/l; ml/l	248	8	172	n.b.	111	1,4
	C _{max}	mg/l; ml/l	494	17	291	n.b.	239	2,1
SP	V _{DB}	m ³	1310					
ÜB	V	m ³	2767					
	B	kg; m ³	164	1,1	297	n.b.	41	3,8
	C _M	mg/l; ml/l	59	0,4	107	n.b.	15	1,4
	C _{max}	mg/l; ml/l	106	1,0	156	n.b.	35	1,9
q _A		m/h	3,6					
t _A		min	48,6					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	32,2					
η _B		%	83,8	96,7	57,7	n.b.	90,9	33,2
Effektivität		%	51,6	64,5	25,5	n.b.	58,7	1,1

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
			76,1	95,1	37,7	n.b.	86,6	1,7

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
			78,5	94,1	46,2	n.b.	85,3	6,8

Volumenbilanz

dV	m ³	-4
dV	%	-0,1

V_{DB}: aktiviertes Speichervolumen in den Durchlaufbecken

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

¹ In der Regel gleichbedeutend mit dem Ende des Wirbelabscheiderüberlaufs

Wirkungsgrad und Effektivität der Durchlaufbecken 1 über gesamte Beschickungsdauer

Regenereignis: 30.7.2003

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1: 18 min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1¹: 240 min

			AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V	m ³	1435					
	B	kg; m ³	550	12,9	476	n.b.	242	3,3
	C _M	mg/l; ml/l	383	9,0	332	n.b.	169	2,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	463	11,5	451	n.b.	241	3,0
SP	V _{DB}	m ³	1305					
ÜB	V	m ³	116					
	B	kg; m ³	12	0,2	17	n.b.	4	0,3
	C _M	mg/l; ml/l	101	1,7	150	n.b.	32	2,5
	C _{max}	mg/l; ml/l	154	3,0	311	n.b.	54	4,8
q _A		m/h	2,2					
t _A		min	74,7					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	90,9					
η _B		%	97,9	98,4	96,4	n.b.	98,5	91,3
Effektivität		%	6,9	7,5	5,4	n.b.	7,5	0,3

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
			73,7	80,6	54,9	n.b.	81,0	-8,1

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
			66,7	73,6	31,1	n.b.	77,8	-60,0

Volumenbilanz:

dV	m ³	14
dV	%	1,0

V_{DB}: aktiviertes Speichervolumen in den Durchlaufbecken Ende Überlaufphase

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

¹ In der Regel gleichbedeutend mit dem Ende des Wirbelabscheiderüberlaufs

Wirkungsgrad und Effektivität der Durchlaufbecken 1 über gesamte Beschickungsdauer

Regenereignis: 6.9.2003

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt 13 min
des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1:

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des 71 min
Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1¹:

			AFS	ASS	CSB _{nom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V	m ³	1678					
	B	kg; m ³	644	25	450	n.b.	350	4,2
	C _M	mg/l; ml/l	384	15	268	n.b.	208	2,5
	C _{max}	mg/l; ml/l	532	23	405	n.b.	309	3,5
SP	V _{DB}	m ³	1301					
ÜB	V	m ³	381					
	B	kg; m ³	107	3	87	n.b.	33	1,5
	C _M	mg/l; ml/l	282	7	229	n.b.	87	3,8
	C _{max}	mg/l; ml/l	360	8	267	n.b.	111	4,3
q _A		m/h	4,0					
t _A		min	37,3					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	77,6					
η _B		%	83,3	88,6	80,6	n.b.	90,5	65,6
Effektivität		%	5,7	11,0	3,1	n.b.	13,0	-12,0

Konzentrationswirkungsgrad nach Brombach (1992):

η _{CM}	[AB/ZU]	%	107,4	114,2	103,9	n.b.	116,7	84,5
-----------------	---------	---	-------	-------	-------	------	-------	------

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	26,5	49,8	14,8	n.b.	58,4	-51,6
-----------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	32,4	65,4	34,2	n.b.	64,1	-22,9
-------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-------

Volumenbilanz:

dV	m ³	-5
dV	%	-0,3

V_{DB}: aktiviertes Speichervolumen in den Durchlaufbecken

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

¹ In der Regel gleichbedeutend mit dem Ende des Wirbelabscheiderüberlaufs

Wirkungsgrad und Effektivität von Durchlaufbecken 1 über gesamte Überlaufperiode I

Regenereignis: 10.6.2004

Beginn der Zufluss- und Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten Zuflusses zu Durchlaufbecken 1: 10 min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1¹: 64 min

			AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N
ZU	V	m ³	2653					
	B	kg; m ³	1335	n.b.	797	118	371	3,5
	C _M	mg/l; ml/l	503	n.b.	300	44	140	1,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	597	n.b.	347	57	194	1,8
SP	V _{DB}	m ³	1373					
ÜB	V	m ³	1277					
	B	kg; m ³	472	n.b.	142	47	111	1,9
	C _M	mg/l; ml/l	370	n.b.	111	37	87	1,5
	C _{max}	mg/l; ml/l	424	n.b.	163	50	117	2,1
q _A		m/h	6,8					
t _A		min	26,6					
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	51,7					
η _B		%	64,6	n.b.	82,2	n.b.	70,2	45,2
Effektivität		%	12,9	n.b.	30,4	n.b.	18,5	-6,5

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	26,5	n.b.	63,0	n.b.	38,1	-13,8
-----------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	28,9	n.b.	53,0	n.b.	39,7	-16,7
-------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	-------

Volumenbilanz:

dV	m ³	3
dV	%	0,1

V_{DB}: aktiviertes Speichervolumen in den Durchlaufbecken Ende Überlaufphase

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

¹ In der Regel gleichbedeutend mit dem Ende des Wirbelabscheiderüberlaufs

A 3.4 Wirkungsgrade und Effektivitäten von Straße 1 des RÜB Bexbach/Rotmühle über gesamte Beschickungsdauer

Wirkungsgrad und Effektivität von Straße 1 des RÜB 1.03 (WA 1 u. DB 1) mit Zuflussbilanzierung nach stofflichem Kriterium

Regenereignis:

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlaufrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: min

Beginn der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1: min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N	
ZU	V _V	m ³ 4288						
	V _B	m ³ 3463						
	B	kg; m ³	1287	37	2807	n.b.	553	5,4
	C _M	mg/l; ml/l	372	11	811	n.b.	160	1,6
	C _{max}	mg/l; ml/l	791	28	4269	n.b.	400	8,7
ÜB	V	m ³ 2400						
	B	kg; m ³	193	8	323	n.b.	47	3,0
	C _M	mg/l; ml/l	80	3	135	n.b.	20	1,3
	C _{max}	mg/l; ml/l	114	6	237	n.b.	45	2,0
q _A		m/h 7,95						
t _A		min 40,5						
η _{H2O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	% 44,0						
η _B	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	85,0	78,2	88,5	n.b.	91,5	44,0
Effektivität		%	41,0	34,1	44,5	n.b.	47,5	0,0

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{CM}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	78,3	68,5	83,4	n.b.	87,8	19,2
-----------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{Cmax}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	85,5	77,5	94,5	n.b.	88,7	77,0
-------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

Keine Proben im Wirbelabscheiderüberlauf verfügbar

Wirkungsgrad und Effektivität von Straße 1 des RÜB 1.03 (WA 1 u. DB 1) mit Zuflussbilanzierung nach stofflichem Kriterium

Regenereignis:

Beginn der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt des ersten wirbelabscheiderüberlaufrelevanten Zuflusses zu Wirbelabscheider 1: min

Ende der Zuflussbilanzierung ist der Zeitpunkt ab dem die Effektivität des als vollständig gelöst angesetzten NH₄-N einen Wert von ca. 0% ergibt: min

Beginn der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsbeginns von Wirbelabscheider 1: min

Ende der Überlaufbilanzierung ist der Zeitpunkt des Entlastungsendes von Durchlaufbecken 1: min

		AFS	ASS	CSB _{hom.}	CSB _{fil.}	GV	NH ₄ -N	
ZU	V _V	m ³ 2209						
	V _B	m ³ 1647						
	B	4030	30	880	n.b.	595	5,16	
	C _M	2447	18	534	n.b.	361	3,1	
	C _{max}	7164	38	1225	n.b.	659	6,3	
ÜB	V	m ³ 116						
	B	12	0,2	17	n.b.	4	0,3	
	C _M	101	1,7	150	n.b.	32	2,5	
	C _{max}	154	3,0	311	n.b.	54	4,8	
q _A	m/h 5,93							
t _A	min 56,1							
η _{H₂O}	[(ZU-ÜB)/ZU]	% 94,8						
η _B		99,7	99,3	98,0	n.b.	99,4	94,5	
Effektivität		5,0	4,6	3,3	n.b.	4,6	-0,3	

Konzentrationswirkungsgrad nach Smisson (1967):

η _{C_M}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	95,9	90,5	72,0	n.b.	91,1	21,2
----------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

Wirkungsgrad Maximalkonzentrationen:

η _{C_{max}}	[(ZU-ÜB)/ZU]	%	97,8	92,1	74,6	n.b.	91,9	23,8
------------------------------	--------------	---	------	------	------	------	------	------

n.b.: nicht bestimmt bzw. nicht berechnet

V_V: Volumen für Volumenbilanzierung

V_B: Volumen für Frachtbilanzierung

Probennahme im Ablaufschacht vorzeitig ausgefallen

A 4 Gesamtwirkungsgrade und -effektivitäten

Wirbelabscheider 1 (stoffliches Kriterium)

Zulauf	Frachten				
	CSB [kg]	AFS [kg]	ASS [kg]	GV [kg]	NH4 [kg]
03.07.2003II	426	617	8	272	2,8
24.07.2003	507	952	11	406	3,8
30.07.2003	880	4030	30	595	5,2
11.09.2003	275	287	33	209	2,1
08.10.2003	157	118	11	104	2,4
10.06.2004II	140	n.b.	n.b.	338	2,8
Summe	2385	5052	93	1518	19,1

Überlauf	Frachten				
	CSB [kg]	AFS [kg]	ASS [kg]	GV [kg]	NH4 [kg]
03.07.2003II	215	262	6	82	2,3
24.07.2003	272	n.b.	9	n.b.	2,8
30.07.2003	476	550	13	242	3,3
11.09.2003	88	111	4	47	1,6
08.10.2003	13	12	1	6	1,2
10.06.2004II	24	n.b.	n.b.	25	1,9
Summe	1088	935	33	402	13,1

	Frachtwirkungsgrade				
	CSB [%]	AFS [%]	ASS [%]	GV [%]	NH4 [%]
η_B	54,4	81,5	64,5	73,5	31,4

Zulauf	Volumen	
	V_V [m³]	Überlauf V_V [m³]
03.07.2003II	1257	1024
24.07.2003	791	596
30.07.2003	2254	1435
11.09.2003	1264	942
08.10.2003	395	200
10.06.2004II	712	499

Summe	6673	4696 (gesamt)	=> η_{H_2O} = 29,6 %
	5882	4100 (o. 24.07.03)	=> η_{H_2O} = 30,3 %
	5170	3601 (o. 24.07.03 u. 10.06.04II)	=> η_{H_2O} = 30,3 %
	5961	4197 (o. 10.06.04II)	=> η_{H_2O} = 29,6 %

	Effektivitäten				
	CSB [%]	AFS [%]	ASS [%]	GV [%]	NH4 [%]
E_B	24,8	51,1	34,9	43,2	1,8

Durchlaufbecken 1 (Sedimentationsphase)

Zulauf	Frachten				
	CSB [kg]	AFS [kg]	ASS [kg]	GV [kg]	NH4 [kg]
10.07.2002	552	906	30	426	3,8
30.07.2003	52	53	1	28	0,3
06.09.2003	174	228	9,9	133	1,5
10.06.2004I	361	621	n.b.	202	1,9
Summe	1139	1808	40,9	789	7,5

Überlauf	Frachten				
	CSB [kg]	AFS [kg]	ASS [kg]	GV [kg]	NH4 [kg]
10.07.2002	297	164	1	41	3,8
30.07.2003	17	12	0,2	4	0,29
06.09.2003	87	107	3	33	1,5
10.06.2004I	142	472	n.b.	111	1,9
Summe	543	755	4,2	189	7,49

	Frachtwirkungsgrade				
	CSB [%]	AFS [%]	ASS [%]	GV [%]	NH4 [%]
η_B bzw. E_B	52,3	58,2	89,7	76,0	0,1

Durchlaufbecken 1 (Sedimentations- und Fangphase)

Zulauf	Frachten				
	CSB [kg]	AFS [kg]	ASS [kg]	GV [kg]	NH4 [kg]
10.07.2002	702	1009	34	450	5,7
30.07.2003	476	550	12,9	242	3,3
06.09.2003	450	644	25	350	4,2
10.06.2004I	797	1335	n.b.	371	3,5
Summe	2425	3538	71,9	1413	16,7

Überlauf	Frachten				
	CSB [kg]	AFS [kg]	ASS [kg]	GV [kg]	NH4 [kg]
10.07.2002	297	164	1,1	41	3,8
30.07.2003	17	12	0,2	4	0,3
06.09.2003	87	107	3	33	1,5
10.06.2004I	142	472	n.b.	111	1,9
Summe	543	755	4,3	189	7,5

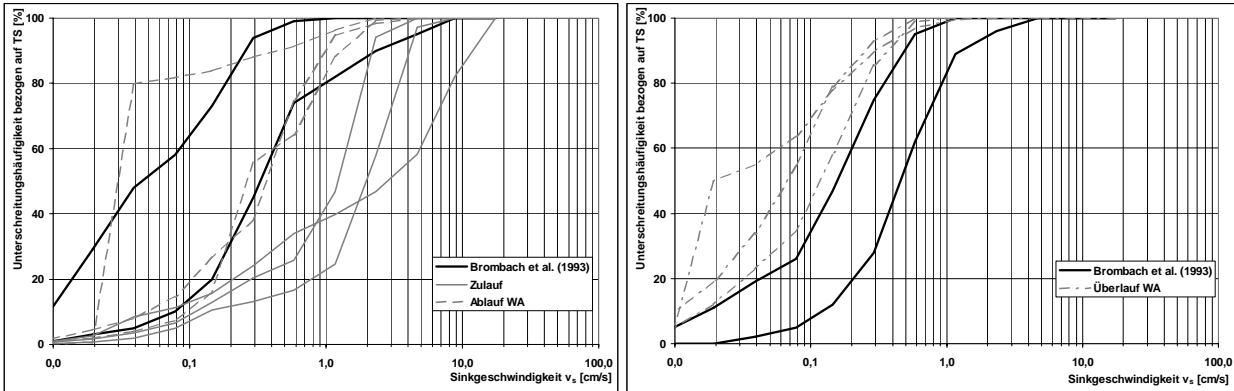
	Frachtwirkungsgrade				
	CSB [%]	AFS [%]	ASS [%]	GV [%]	NH4 [%]
η_B	77,6	78,7	94,0	86,6	55,1

Zulauf	Volumen	
	V_V [m³]	Überlauf V_V [m³]
10.07.2002	4073	2767
30.07.2003	1435	116
06.09.2003	1678	381
10.06.2004I	2653	1277

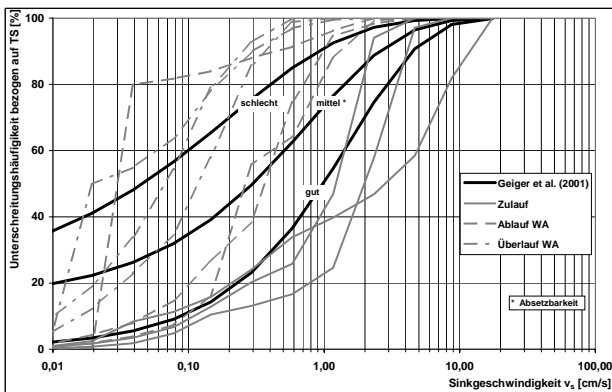
Summe 9839 4541 (gesamt) => η_{H_2O} = 53,8 %
 7186 3264 (o. 10.06.04) => η_{H_2O} = 54,6 %

	Effektivitäten				
	CSB [%]	AFS [%]	ASS [%]	GV [%]	NH4 [%]
E_B	23,8	24,8	39,4	32,8	1,2

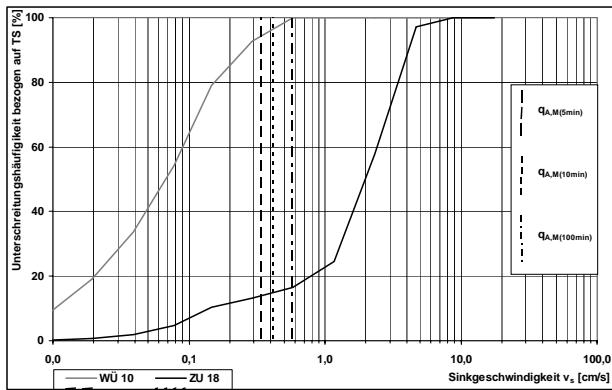
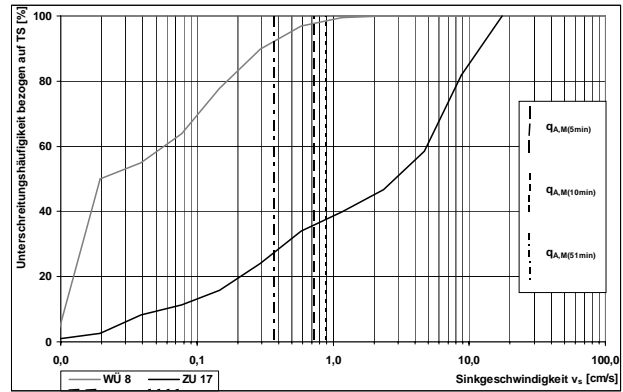
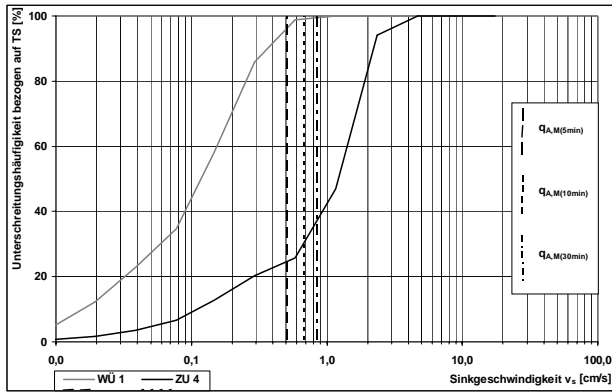
A 5 Sinkgeschwindigkeitsverteilungen



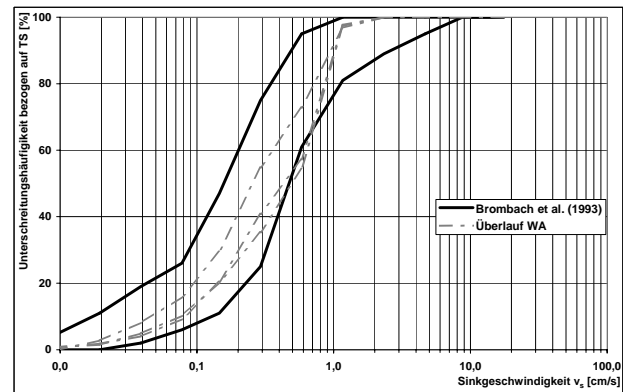
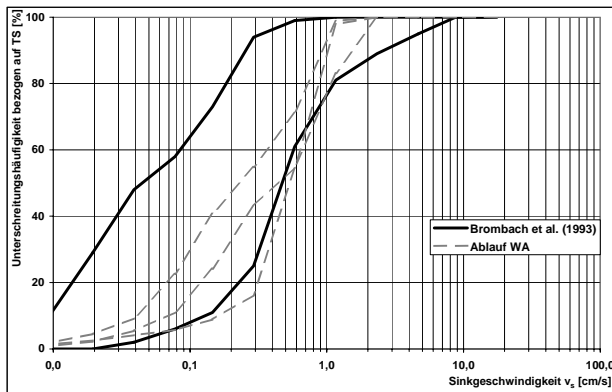
Vergleich gemessener Sinkgeschwindigkeiten für das Regenereignis vom 03.07.2003 mit der Wertespanne für Mischwasserabfluss (links) bzw. Überlaufwasserabfluss (rechts) von Brombach et al. (1993)



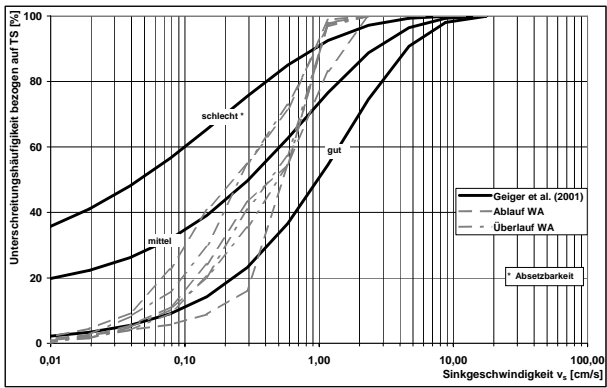
Vergleich gemessener Sinkgeschwindigkeiten für das Regenereignis vom 03.07.2003 mit der Wertespanne für Mischwasserabfluss von Geiger et al. (2001)



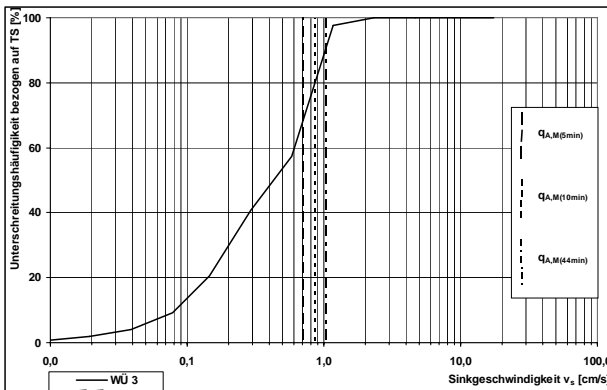
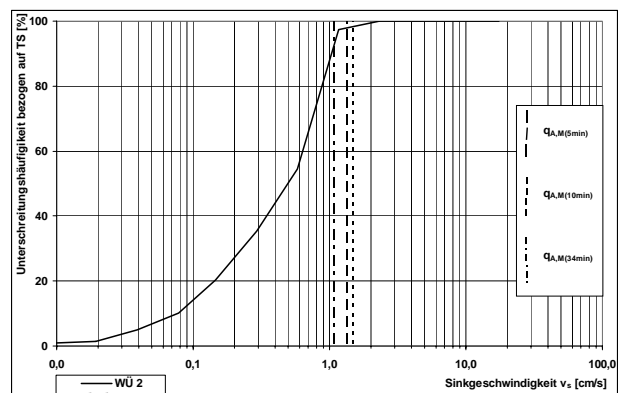
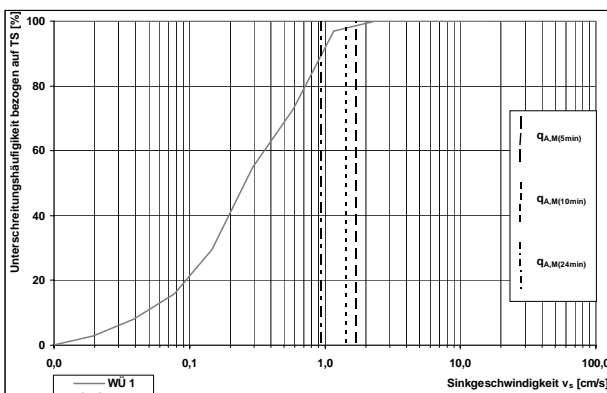
Sinkgeschwindigkeitsverteilung im Überlauf von Wirbelabscheider 1 am 03.07.2003 und mittlere Oberflächenbeschickungen bezogen auf verschiedene Zeiträume



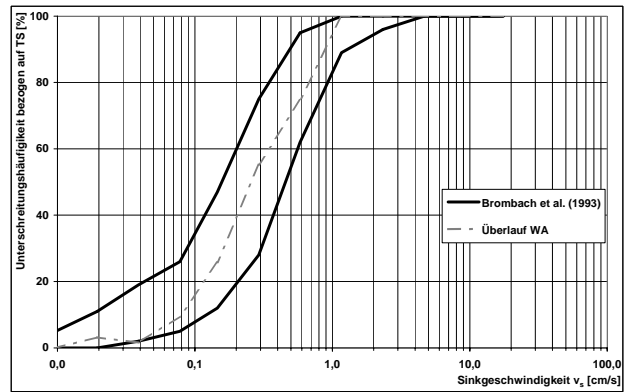
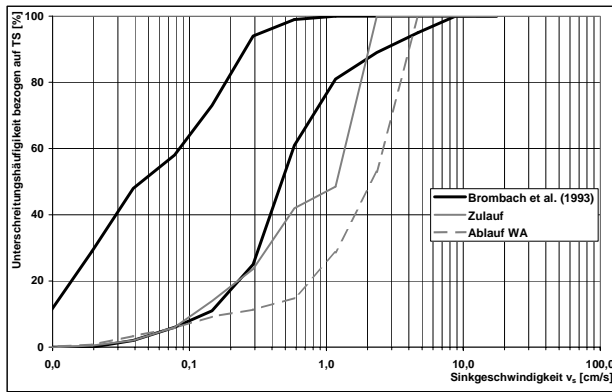
Vergleich gemessener Sinkgeschwindigkeiten für das Regenereignis vom 06.09.2003 mit der Wertespanne für Mischwasser- (links) bzw. Überlaufwasserabfluss (rechts) von Brombach et al. (1993)



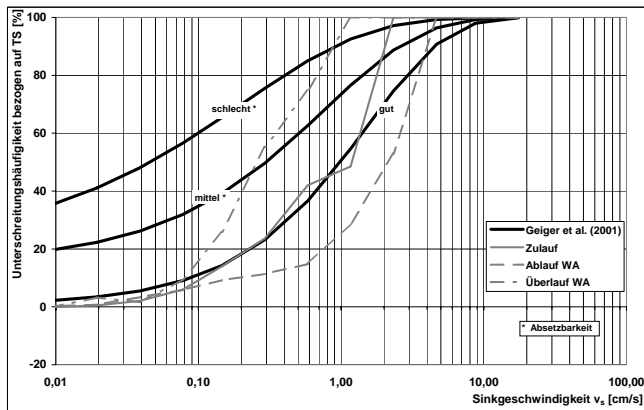
Vergleich gemessener Sinkgeschwindigkeiten für das Regenerereignis vom 06.09.2003 mit der Wertespanne für Mischwasserabfluss von Geiger et al. (2001)



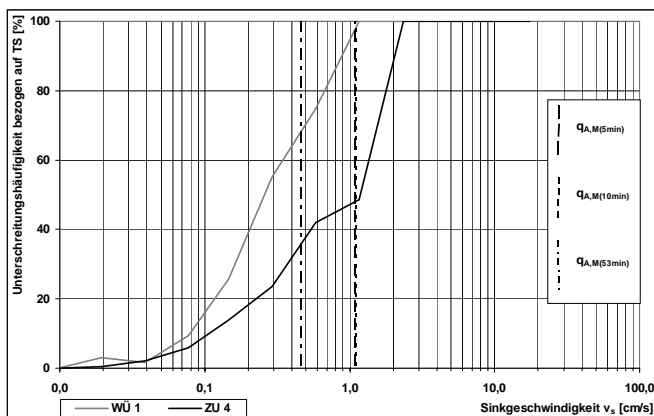
Sinkgeschwindigkeitsverteilung im Überlauf von Wirbelabscheider 1 am 06.09.2003 und mittlere Oberflächenbeschickungen bezogen auf verschiedene Zeiträume



Vergleich gemessener Sinkgeschwindigkeiten für das Regenereignis vom 11.09.2003 mit der Wertespanne für Mischwasser- (links) bzw. Überlaufwasserabfluss (rechts) von Brombach et al. (1993)

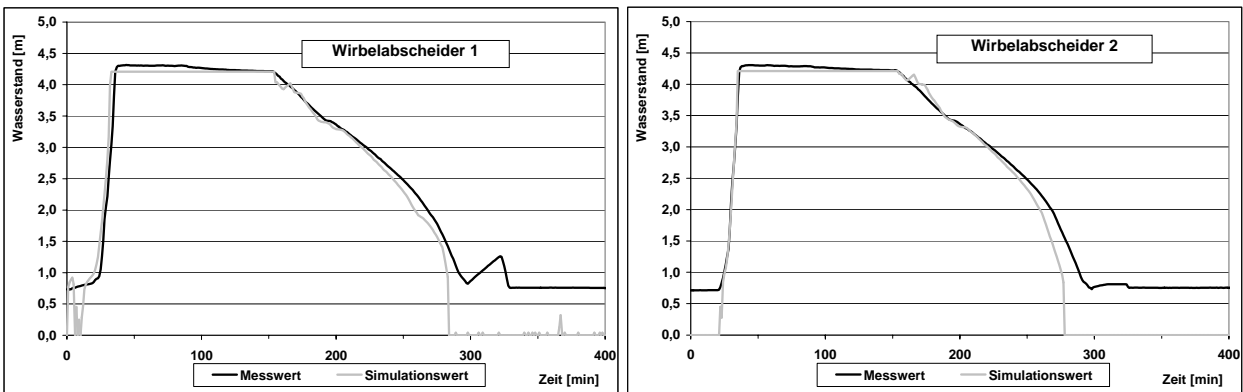


Vergleich gemessener Sinkgeschwindigkeiten für das Regenereignis vom 11.09.2003 mit der Wertespanne für Mischwasserabfluss von Geiger et al. (2001)

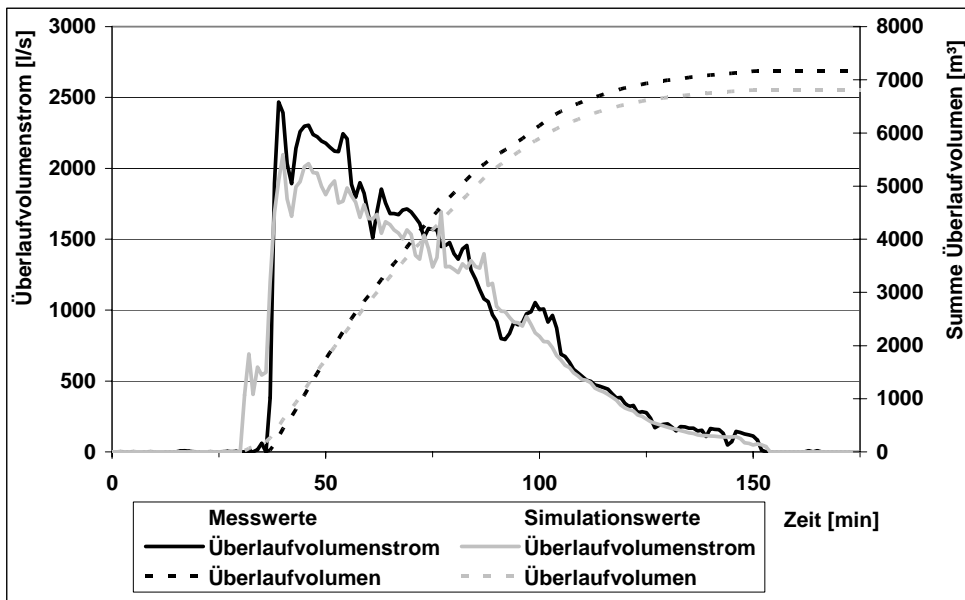


Sinkgeschwindigkeitsverteilung im Überlauf von Wirbelabscheider 1 am 11.09.2003 und mittlere Oberflächenbeschickungen bezogen auf verschiedene Zeiträume

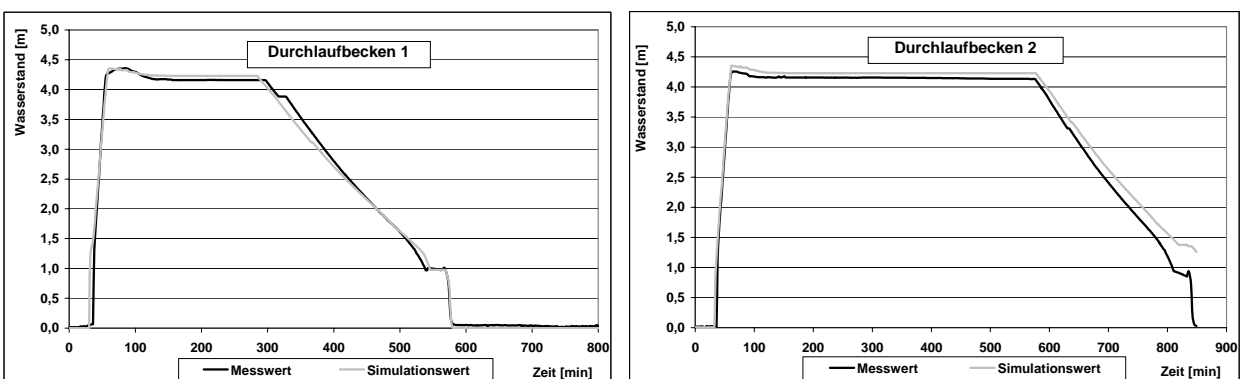
A 6 Hydraulische Kalibrierung des Modells von RÜB Bexbach/Rothmühle



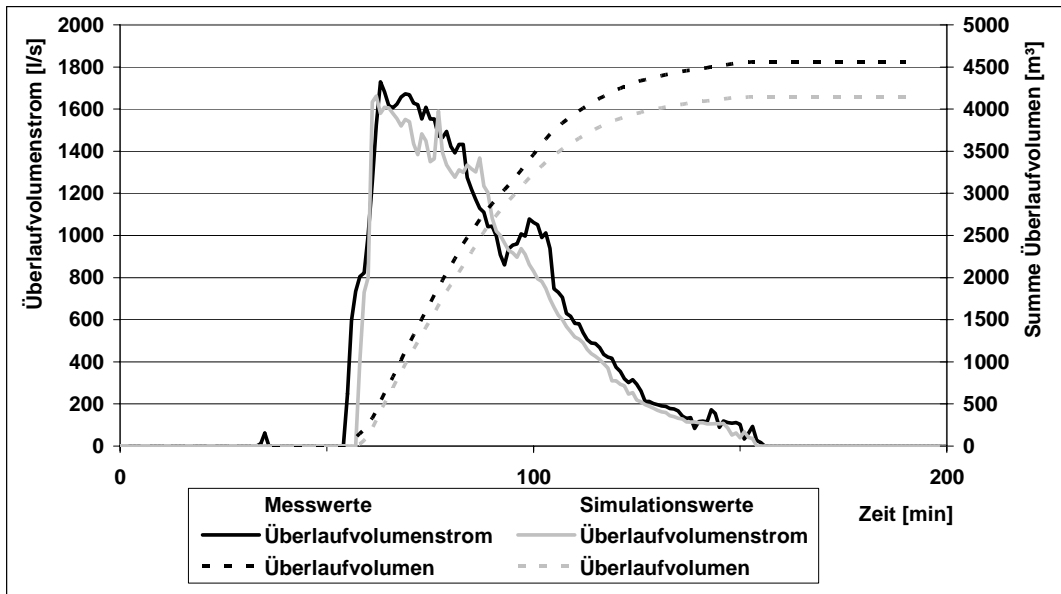
Vergleich gemessener und simulierter Wasserstände in der Wirbelabscheiderstufe während des Regens am 20.08.2002



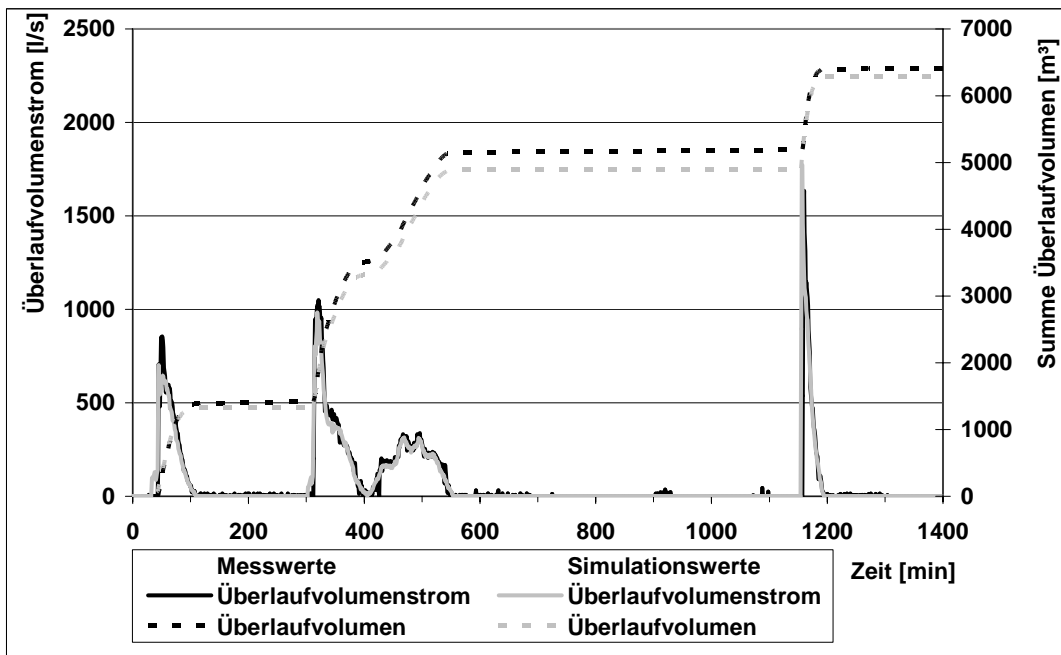
Vergleich gemessener und simulierter Überlaufmengen und Summen des Überlaufvolumens der Wirbelabscheiderstufe während des Regens am 20.08.2002



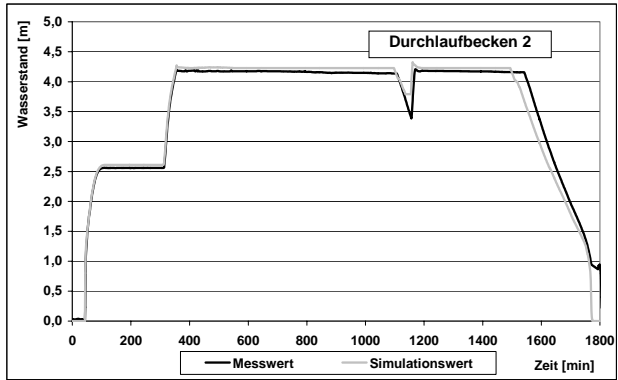
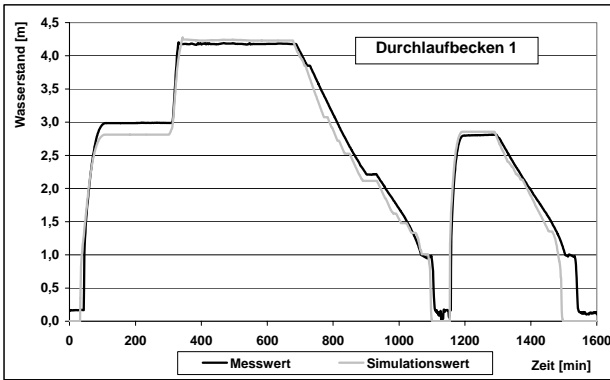
Vergleich gemessener und simulierter Wasserstände in der Durchlaufbeckenstufe während des Regens am 20.08.2002



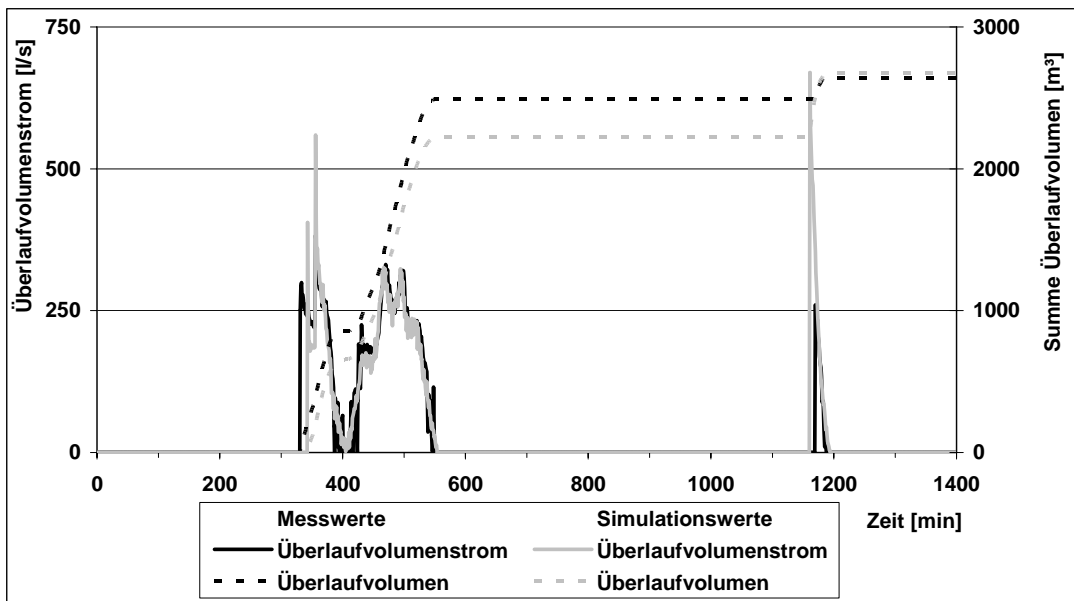
Vergleich gemessener und berechneter Überlaufmengen und Summen des Überlaufvolumens der Durchlaufbeckenstufe während des Regens am 20.08.2002



Vergleich gemessener und simulierter Überlaufmengen und Summen des Überlaufvolumens der Wirbelabscheiderstufe während des Regens am 21.03.2004

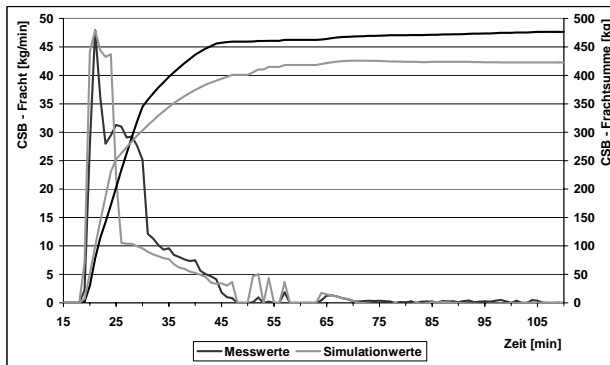
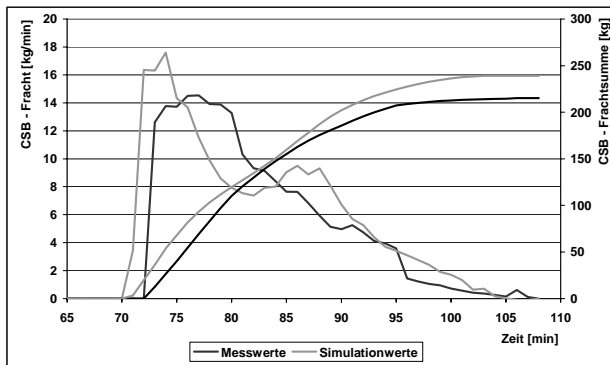


Vergleich gemessener und simulierter Wasserstände in der Durchlaufbeckenstufe während des Regens am 21.03.2004

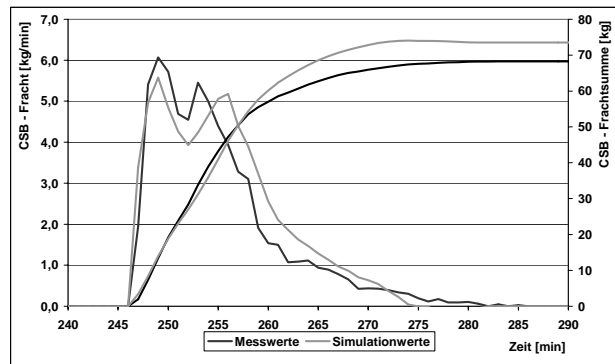
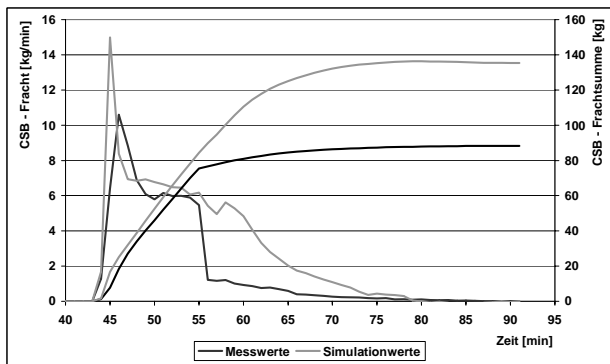


Vergleich gemessener und berechneter Überlaufmengen und Summen des Überlaufvolumens der Durchlaufbeckenstufe während des Regens am 21.03.2004

A 7 Stoffliche Kalibrierung des Modells von Wirbelabscheider 1

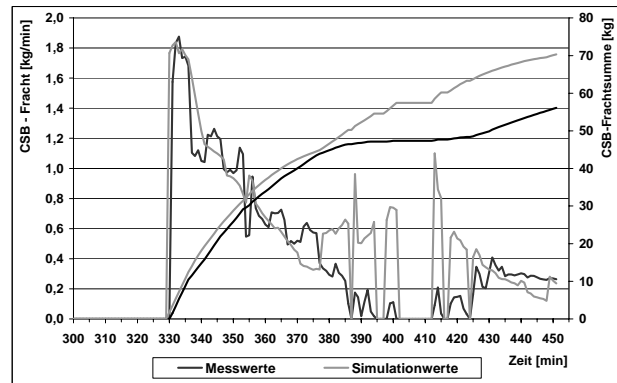
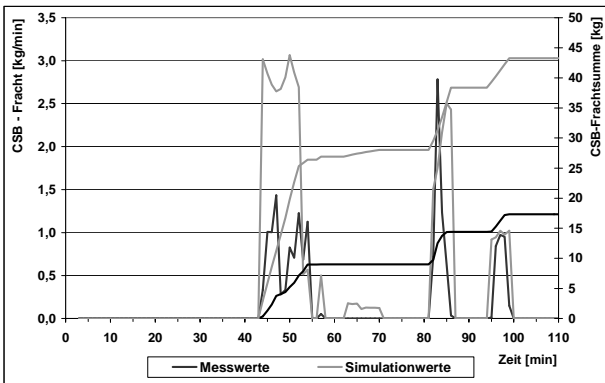


Vergleich gemessener und simulierter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Wirbelabscheider 1 während des Regens am 03.07.2003II (links) bzw. 30.07.2003 (rechts)

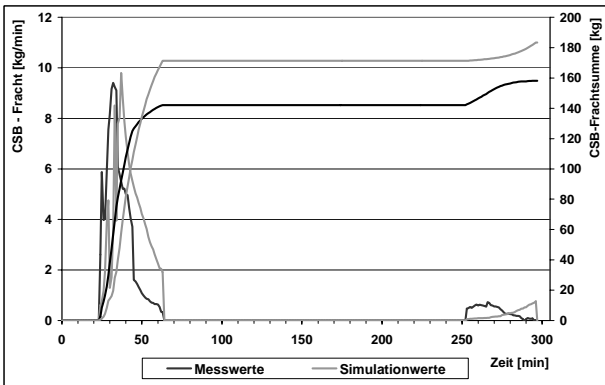


Vergleich gemessener und simulierter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Wirbelabscheider 1 während des Regens am 11.09.2003 (links) bzw. 10.06.2004II (rechts)

A 8 Stoffliche Kalibrierung des Modells von Durchlaufbecken 1



Vergleich gemessener und simulierter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Durchlaufbecken 1 während des Regens am 30.07.2003 (links) bzw. 21.03.2004 (rechts)



Vergleich gemessener und simulierter Frachten und Frachtsummen im Überlauf von Durchlaufbecken 1 während des Regens am 10.6.2004II

A 9 Ergebnisse der Kontinuumssimulationen für RÜB Bexbach/Rothmühle im Ist-Zustand, für verschiedenen Simulationsvarianten und die Varianten des fiktiven Durchlaufbeckens

Zuflussvolumina und -frachten, Überlaufvolumina und -frachten

Bauwerk	Volumen [m³]	V _{zu} m³	V _{ü,TB} m³	V _{ü,DB} m³	B _{CSB,zu} kg	B _{CSB,ü,TB} kg	B _{CSB,ü,DB} kg
Variante 3	3.000	1.498.629	893.851	636.608	203.855	61.740	35.685
Ist-Zustand	3.000	1.506.372	899.110	641.361	209.973	63.601	36.791
Variante 1	3.000		899.110	641.361		47.957	24.835
Variante 2	3.000		899.110	641.361		115.735	65.660
fiktives Durchlaufbecken 1	3.000		1.148.133	787.951		148.745	42.320
fiktives Durchlaufbecken 2	3.500		1.147.713	750.657		141.471	37.062
fiktives Durchlaufbecken 3	3.750		1.107.239	708.003		144.197	33.427
fiktive Fangstufe	426		899.522	-		94.905	-

Einstaudauern und -häufigkeiten sowie Überlaufdauern und -häufigkeiten

Bauwerk	Volumen [m³]	Wirbelabscheiderstufe				Durchlaufbeckenstufe			
		Einstau		Überlauf		Einstau		Überlauf	
		t [h]	n [-]	t [h]	n [-]	t [h]	n [-]	t [h]	n [-]
Ist-Zustand	3.000	730	249	417	191	1559	118	275	74
Variante 3	3.000	728	250	415	190	1.558	118	273	74
fiktives Durchlaufbecken 1	3.000	-	-	-	-	1630	123	244	63
fiktives Durchlaufbecken 2	3.500	-	-	-	-	1715	119	231	57
fiktives Durchlaufbecken 3	3.750	-	-	-	-	1696	114	217	52

Frachtwirkungsgrade und Effektivitäten der Gesamtbauwerke

Bauwerk	Volumen [m³]	η _B [%]	η _{H2O} [%]	E [%]
Ist-Zustand	3.000	82,5	57,4	25,1
Variante 1	3.000	88,2	57,4	30,7
Variante 2	3.000	68,7	57,4	11,3
Variante 3	3.000	83,0	57,5	25,5
fiktives Durchlaufbecken 1	3.000	79,8	47,7	32,2
fiktives Durchlaufbecken 2	3.500	82,3	50,2	32,2
fiktives Durchlaufbecken 3	3.750	84,1	53,0	31,1

Frachtwirkungsgrade und Effektivitäten der Trennbauwerke

	Volumen	η_B	η_{H_2O}	E
Trennbauwerk	[m ³]	[%]	[%]	[%]
Ist-Zustand	426	69,7	40,3	29,4
Variante 1	426	77,2	40,3	36,8
Variante 2	426	44,9	40,3	4,6
Variante 3	426	69,7	40,4	29,4
fiktive Fangstufe	426	54,8	40,3	14,5
konv. TB ($V_{DB}=3500m^3$)	-	32,6	23,8	8,8

A 10 Aufbau und Betriebsbedingungen hydrodynamischer Abscheider
 (Brombach et al., 1993; Geiger u. Hübner, 1994; Pecher, 1996b; Andoh, 1998; Hübner, 1997; Kaufmann, 2002; UFT, 2005; eigene Untersuchungen)

Bauweise \ Typ	Vortex Con- centrator	Swirl Con- centrator	Zyklon- abscheider	Storm King™	Vortex Over- flow	FluidSep™
Anzahl Anlagen	k.A.	48	12	200	k.A.	70
h/D	0,25	0,1 – 0,5	0,1 - 0,4	0,5	0,75	0,3 – 1,0
D/d	6,0	4,5 - 12	4,0 - 6,0	6,0	4,0	3,0 – 5,5
Zulauf	am Kammer- boden, unter Druck, mit Deflektor	am Kammer- boden, unter Druck, mit Deflektor	am Kammer- boden, als Freiwasser- spiegel oder unter Druck	auf halber Höhe der Kammer, unter Druck	am Kammer- boden, unter Druck	im Kammer- bodenbe- reich, unter Druck
Überlauf	kreisförmiges Wehr und Fallrohr	kreisförmiges Wehr, hori- zontale Platte und Fallrohr	Überlaufwehr oder Heber- wehr an der Peripherie der Kammer	Ringschlitz im Deckel und Rampe	Überlaufwehr an der Peri- pherie der Kammer	Ringschlitz im Deckel und Rampe
Ablauf	Sammelrinne um Fallrohr angeordnet, geht über in horizontales Rohr	Sammelrinne um Fallrohr angeordnet und vertikales Rohr	Sammelrinne geht über in zentral ange- ordneten rechteckigen Schlitz	Sammelrinne um Kegel, geht über in rechteckigen Schlitz und horizontales Rohr	zentral als vertikales Rohr	zentral über Ablaufkonus, weiter in horizontales Rohr
Schwimmstoff- rückhalt	kreisförmige Tauchwand	kreisförmige Tauchwand und Schwimm- stofffalle	Tauchwand nur am Be- ckenüberlauf	kreisförmige Tauchwand	Tauchwand	kreisförmige Tauchwand und Schwimm- stofffalle
Oberflächenbe- schickung	190 m/h	137,0 m/h - 177,0 m/h	90,8 m/h - 512 m/h	23,0 m/h - 466,8 m/h	77,6 m/h - 106,0 m/h	12,4 m/h - 337,6 m/h
mittlere Verweilzeit	20 s	43 s - 53 s	6 s - 33 s	30 s - 230 s	45 s - 70 s	21 s - 1219 s
Abflussverhältnis	6 %	4,5 % - 50 %	4 %	5 % - 55 %	45,5 % - 20 %	1,3 % - 38,2 %
spezielle Einbauten	-	-	-	Kegel im Zentrum	-	Leitblech
Stoffrückhalt η_{AFS}	35 %– 75 %	k.A.	19 % – 83 %	38 % – 79,5 %	k.A.	32 % – 92 %
Stoffrückhalt η_{CSB}	k.A.	k.A.	21 % – 81 %	45 % – 80%	k.A.	30 % – 91 %

D: Kammerdurchmesser

H: Kammertiefe

d: Zulaufdurchmesser

Abflussverhältnis: Ablauf in % des Bemessungszuflusses

η_{AFS} : Stoffrückhalt bzgl. der abfiltrierbaren Stoffe (AFS)

η_{CSB} : Stoffrückhalt bzgl. des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB)

Lebenslauf Kai Klepiszewski

8.8.1969	geboren in Kaiserslautern
1976 – 1980	Grundschule auf dem Betzenberg
1980 – 1989	Staatlich Integrierte Gesamtschule Kaiserslautern Süd
1989 – 1990	Grundwehrdienst bei der ABC Abw. Kp.12, Zweibrücken
WS 1990 – SS 1991	Studium der Elektrotechnik an der Universität Kaiserslautern
WS 1991 – SS 1997	Studium des Bauingenieurwesens am Fachbereich ARUBI der Universität Kaiserslautern
1997	Diplom im Bauingenieurwesen an der Universität Kaiserslautern mit den Vertiefungsrichtungen Siedlungswasserwirtschaft, Wasserbau und Wasserwirtschaft, Grundbau und Bodenmechanik
1997 – 2004	wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern
seit 11/2004	Senior Research Engineer am Centre de Recherche Public Henri Tudor, Luxemburg